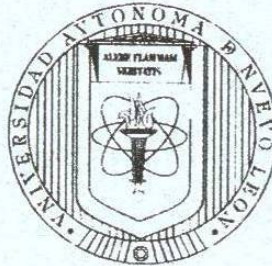


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



Efecto de la Fragmentación del Matorral Tamaulipeco en la
Diversidad y Densidad de Coleópteros
y en la Producción de Semillas

TESIS DE MAESTRIA

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN
CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA:

Ing. Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez

Linares, Nuevo León, México

Noviembre de 1999

TM

Z599

FCF

1999

C8



1020128389

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



**Efecto de la Fragmentación del Matorral Tamaulipeco en la
Diversidad y Densidad de Coleópteros
y en la Producción de Semillas**

TESIS DE MAESTRIA

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN
CIENCIAS FORESTALES**

PRESENTA:

Ing. Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez

Linares, Nuevo León, México

Noviembre de 1999

TM
Z544
FCF
1991
C8

C13 - 4/25'



FONDO
TESIS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

Efecto de la Fragmentación del Matorral Tamaulipeco en la
Diversidad y Densidad de Coleópteros
y en la Producción de Semillas

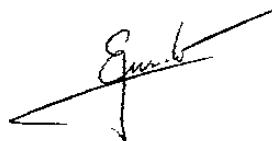
TESIS DE MAESTRIA

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN CIENCIAS
FORESTALES

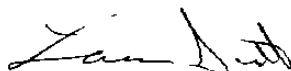
PRESENTA:

Ing. Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez

COMITÉ DE TESIS



Dr. Enrique Jurado Ybarra
Director



Dra. Laura M. Scott Morales
Asesor



Dr. Horacio Villalón Mendoza
Asesor

Linares, Nuevo León, México

Noviembre de 1999

Índice

RECONOCIMIENTO	i	
RESUMEN	iii	
SUMMARY	iv	
Capítulo I	Introducción General	1
Hipótesis		9
Objetivos		9
Área de Estudio		10
Capítulo II	Efectos del Aislamiento en la Producción de Semillas	
Introducción		12
Hipótesis		16
Objetivos		16
Métodos		
Selección de la Especie		17
Selección de Árboles		17
Estimación de la Producción de Semillas		18
<i>Estimación del daño a las semillas</i>		21
Conteo de Plántulas de Mezquite		22
Resultados		
Producción de Semillas		23
Estimación del daño a las semillas		25
Semillas potencialmente viables		26
Plántulas de mezquite		27

Discusión	28
Capítulo III	Efecto de la Fragmentación sobre la Diversidad y Densidad de Coleópteros en el Matorral Tamaulipeco.
Introducción	32
Hipótesis	35
Objetivos	35
Métodos	
Selección de las especies vegetales	36
Colecta de Coleópteros	37
Clasificación de los Coleópteros	38
Determinación de los Grupos Funcionales	38
Resultados	
Densidad de Coleópteros	39
Diversidad de Coleópteros	45
Composición de Especies	49
Funciones de las Especies en el Ecosistema	51
Discusión	58
Capítulo IV Discusión General	65
LITERATURA CITADA	68

Índice de Figuras

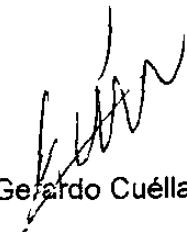
	Pag.
Figura 1. Área de Estudio.	11
Figura 2. Estimación de los frutos en el árbol.	19
Figura 3. Estimación de las semillas en el suelo.	20
Figura 4. Total de semillas en el árbol.	23
Figura 5. Promedio del número de semillas/árbol.	24
Figura 6. Semillas dañadas por insectos.	25
Figura 7. Comparación del número de semillas sin daño por insectos y las potencialmente viables.	26
Figura 8. Promedio de plántulas de mezquite.	27
Figura 9. Variación estacional de las colectas de coleópteros comparadas con la precipitación y la temperatura.	40
Figura 10. Comparación de las colectas de coleópteros en mezquites y ébanos.	41
Figura 11. Promedio de coleópteros colectados en árboles inmersos en vegetación continua y en árboles aislados.	42
Figura 12. Promedio de coleópteros por mezquite.	43
Figura 13. Promedio de coleópteros por ébano.	44
Figura 14. Promedio de especies de coleópteros en mezquites.	47
Figura 15. Promedio de especies de coleópteros en ébanos.	48
Figura 16. Composición de especies.	50

Figura 17.	Comportamiento de los grupos funcionales en mezquites.	54
Figura 19.	Comportamiento de los grupos funcionales en ébanos.	57

Índice de Tablas

Tabla 1.	Coleópteros encontrados en el matorral Tamaulipeco.	46
Tabla 2.	Funciones de las especies en el ecosistema	51

Manifiesto que el trabajo aquí presentado es original y fue desarrollado para obtener el grado de Maestro en Ciencias. Donde se utiliza información de otros autores se dan los créditos correspondientes.



Ing. Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez

Noviembre de 1999

RECONOCIMIENTO

Al CONACYT (1646P), al IFS (D/2256-1 y 2) y al PAICYT (CN05498 y CT 20299) por el apoyo económico otorgado. CONACYT otorgó además, una beca-crédito para la realización de mis estudios de posgrado.

Un reconocimiento especial al Dr. Enrique Jurado Ybarra, asesor de este estudio, por sus valiosas sugerencias, por su filosofía de la ciencia, por la confianza depositada en mi, por las constructivas discusiones y por las constantes revisiones del escrito.

A la Dra. Laura Scott Morales, por destacar la importancia del contraste entre los diversos puntos de vista, por transmitirme su entusiasmo en la investigación y por sus oportunas y prontas sugerencias al escrito.

Al Dr. Horacio Villalón Mendoza, por su visión analítica y práctica, necesaria para "aterrizar los proyectos". Por la dedicación en la revisión del escrito y por sus invaluable sugerencias.

A Leonel Resendiz y Yadira Garza, por su entusiasmo y su activa colaboración en el arduo trabajo de campo y en los tediosos días en el laboratorio "separando bichos".

A Laura Flores Guzmán, por su apoyo en el trabajo de campo, por las eternas discusiones, y por tratar de enseñarme -sin éxito- "el arte de la inmutabilidad".

Al Biol. M.C. Florentino Caldera por aportar sus valiosos conocimientos en taxonomía de coleópteros.

A todas las personas como el Dr. José Guevara, Ing. M.C. Rolando Guerra, Dra. Celina Garza y Dr. Jesús Navar que durante la presentación de los seminarios tuvieron siempre comentarios para mejorar el trabajo.

Al Ing. Oscar Ramírez y a Paulina Bazaldúa por su colaboración en la encuadernación de este trabajo.

A todos los que no han sido nombrados, pero que forman parte de mí.

Resumen

En el matorral tamaulipeco de la región de Linares, se evaluó el efecto de la fragmentación sobre la diversidad y densidad de coleópteros y sobre la producción de semillas. La diversidad y la densidad de coleópteros, fueron evaluadas mediante trampas tipo "pit-fall" con dos atrayentes, piña y atún. La unidad más pequeña de un fragmento, ébanos y mezquites aislados; fueron comparados con ébanos y mezquites inmersos en fragmentos de matorral mayores de 6 ha.

Se colectaron 15,845 coleópteros, en cinco muestreos. La colecta más abundante fue la de abril de 1998, en la que se colectaron 7,771 coleópteros, mientras que en noviembre de ese mismo año se colectaron únicamente 440.

Los mezquites aislados tuvieron mayor densidad de coleópteros que sus equivalentes dentro del matorral durante todos los muestreos. No se encontró diferencia en el número de especies, pero si en la composición de éstas.

Los ébanos presentaron patrones de densidad que variaron de acuerdo a la fecha del muestreo. Durante las colectas de primavera, los ébanos dentro del matorral tuvieron mayor o igual cantidad de coleópteros que los ébanos aislados. En los muestreos de verano y otoño los ébanos aislados tuvieron más coleópteros que los ébanos inmersos en el matorral. Al igual que los mezquites, los ébanos no presentaron diferencias en el número de especies.

La cantidad de coleópteros colectada en los ébanos no fue diferente a la colectada en los mezquites.

La gran variación estacional no permitió encontrar diferencias claras en grupos funcionales debidos al aislamiento de los árboles.

Los mezquites aislados produjeron más semillas y éstas tuvieron mayor ataque por insectos que las semillas de árboles dentro del matorral. Al final del año, no se encontraron diferencias en el número de plántulas bajo la copa de los mezquites. Por lo que la mayor producción de semillas de los árboles aislados, no representa una ventaja sobre los árboles dentro del matorral.

La mayor producción de semillas en los mezquites aislados, podría estar estrechamente ligada a la mayor densidad de coleópteros en los mezquites aislados.

Summary

The effects of fragmentation of Tamaulipan thornscrub in Linares, N.L., Mexico on diversity and density of beetles and on seed production were investigated. To estimate the effect of forest fragmentation on diversity and density of beetles, five surveys were conducted throughout a year. Pit-fall traps were placed under isolated mesquites and ebonies and also under these species immersed in continuous vegetation. Pineapple and tuna fish were used as bait.

A total of 15,845 beetles were collected during the study. The number of beetles varied greatly in relation to time of the year (ranging from 440 in November 1998 to 7,771 in April 1998).

Isolated mesquites had more beetles than those inside the thornscrub throughout the year. No differences between number of species were found. However, there were differences in species composition.

Differences in density of beetles between isolated ebonies and ebonies immersed in continuous vegetation varied according to season. In spring surveys, ebonies inside thornscrub had higher or similar number of beetles as for isolated ebonies. In summer and autumn more beetles were trapped under isolated ebonies.

There was no evidence of changes in density of beetles' functional groups due to isolation.

The effect of fragmentation on seed production was evaluated using ten isolated mesquites and ten mesquites inside the thornscrub. Evidence of damage to seeds by insects and the number of seeds with potential to germinate were also evaluated. At the end of the year the number of seedlings under the trees was evaluated.

The isolated mesquites produced more seeds. These seeds had more insect damage than the seeds of mesquites inside the thornscrub. At the end of the year, there were no differences in the number of seedlings under the trees studied.

I argue that the higher number of beetles in isolated mesquites is a response to the higher seed production found for these trees.

Capítulo I

1 Introducción General

Pérdida de Diversidad Biológica

En América, la pérdida de la diversidad biológica se inició hace miles de años con la llegada de los primeros hombres en el paleolítico. Se estima que el 80% de las grandes aves y mamíferos se han extinguido desde entonces hasta la fecha (Wilson, 1992).

Platón y Mencio, grandes pensadores de los antiguos imperios más poderosos del mundo, ya expresaban su preocupación por la destrucción de la tierra ocasionada por la deforestación y el sobrepastoreo (Sánchez, 1982).

En tiempos modernos, las principales causas de la pérdida de diversidad biológica siguen siendo las mismas que preocupaban a los grandes filósofos de la antigüedad, pero ahora a niveles mucho mayores.

La FAO, estimó que sólo en 1990 se deforestarían en el mundo entre 160,000 y 200, 000 km². Para el año 2000 la FAO estima que se perderán 3 millones de km² (Bundestag, 1990).

En México, la FAO estima que anualmente se pierde el 1.3% de la cobertura vegetal (Bundestag, 1990). Sólo en el Estado de Nuevo León se desmontaron casi 60,000 ha en un período de 5 años (Anónimo, 1988).

En general, un mal manejo de los recursos naturales ha llevado a la pérdida de la diversidad biológica (Tilman, 1996; Pimentel et al. 1992; Davies & Margules, 1998; Miyashita *et al.*, 1998). De acuerdo a Jurado *et al.* (1998) esta pérdida puede deberse a causas intencionales o accidentales. Como causas intencionales se mencionan a) sobreexplotación de especies útiles y b) control de fauna considerada "nociva". Como causas accidentales a) modificación drástica de hábitats; b) inclusión de especies exóticas al ecosistema y c) contaminación y sus implicaciones en lluvia ácida, cambio climático y destrucción de la capa de ozono.

En México, se considera a la fragmentación del hábitat, la amenaza más fuerte para la sobrevivencia de las especies (Guevara, 1995).

La Fragmentación del hábitat y sus Implicaciones en el Ecosistema

La fragmentación, ocasiona una evidente modificación del paisaje y tiene como consecuencias cambios en el microclima, aislamiento y cambios en las fuerzas que dirigen al ecosistema (Saunders, *et al.* 1991), es una de las actividades humanas más devastadoras (Davies & Margules, 1998), además de ser uno de los procesos que más contribuyen a la pérdida de diversidad biológica (Didham *et al.*, 1996).

Mediante la fragmentación se pierde la continuidad del paisaje natural, transformándolo en bloques más pequeños del ecosistema, aislados unos de otros por una matriz de tierras dominadas por actividades humanas (Hunter, 1996).

Como proceso de modificación del ecosistema, la fragmentación, produce cambios en los patrones locales y regionales de la diversidad biológica, además de pérdida de micro-hábitats, aislamiento, cambios asociados a los patrones de dispersión y migración y erosión de los suelos a pequeña y gran escala (Soulé y Kohm 1989).

Son varios factores que agravan o disminuyen los efectos de la fragmentación, entre ellos, el tiempo de aislamiento. Este factor juega un papel muy importante en la pérdida de especies. En selvas, se ha llegado a una reducción en la riqueza de especies dependiendo del tiempo de aislamiento del fragmento (Turner & Corlett ,1996; Bolger, 1997).

Se tienen reportes que recién ocurrida la fragmentación se puede producir un aumento temporal en la densidad de especies, esto debido a que los individuos se concentran en los fragmentos remanentes (Hagan, 1996; Schmiegelow, 1997).

Además del tiempo de aislamiento, el tamaño del fragmento, tiene una influencia directa sobre la diversidad del hábitat (Bolger *et al.* , 1997).

Sin embargo, las relaciones entre la integridad del fragmento y el tamaño, edad, forma, ambiente y disturbio no están bien establecidas. Gilfedder *et al.* (1998).

Efecto de la Fragmentación en la Diversidad y Densidad de las Especies

Las modificaciones producidas por la fragmentación tienen efectos sobre la densidad o sobre la diversidad de las especies que componen el ecosistema (Didham *et al.*, 1996; Malcolm, 1994; Laurence *et al.*, 1997; Scariot, 1999; Wettstein & Schmid, 1999).

Entre los efectos directos de la fragmentación sobre las especies, se reporta una tendencia hacia un menor número de especies en los fragmentos pequeños aislados, comparado con un mayor número de especies en fragmentos grandes no aislados. Esto se debe a varias causas: (a) los pequeños fragmentos tienen menos heterogeneidad ambiental que los fragmentos grandes; (b) algunas especies sensibles al área y algunas especies raras no se encuentran en los fragmentos pequeños; (c) los fragmentos pequeños tienen poblaciones más pequeñas que son más vulnerables a la extinción; (d) la inmigración y emigración en los pequeños fragmentos son limitadas y (e) los fragmentos pequeños son comúnmente menos utilizados por las especies que en forma rutinaria se desplazan entre los fragmentos (Hunter, 1996).

Los efectos de la fragmentación han sido evaluados principalmente en bosques y selvas (Malcolm, 1997; Klein, 1989) pueden notarse localmente, pero también a nivel continental, Kenneth *et al.* (1999) reportan que las poblaciones de aves como *Piranga spp.* se ven afectadas, entre otros factores, por la fragmentación del hábitat a nivel continental.

En bosques mixtos rodeados de pastizales, los patrones de riqueza de especies por unidad de área aumentaron en relación al tamaño del fragmento (Hekert, 1994).

Otros autores también coinciden en que la fragmentación de las áreas verdes produce cambios en la abundancia de especies y es una amenaza grave para la diversidad (Dean *et al.* 1995; Kruess & Tschardtke, 1994).

El tamaño del fragmento al cual se ven afectadas las especies, varía de acuerdo a la especie, Askins (1995) muestra que existen cambios en la población de aves canoras en fragmentos menores de 100 ha.

En selvas, tanto la densidad como la diversidad de coleópteros descomponedores, en áreas de tamaño comparable, se ven reducidas en fragmentos menores de 10 ha (Klein, 1989).

Sin embargo, no todas las especies reaccionan igual a la perturbación del hábitat y algunas pocas especies (generalmente exóticas) se benefician con la presencia de ecosistemas inducidos (cultivos, praderas, etc.) (Jurado, 1993).

Especies como los tapires y las ardillas, son menos abundantes en fragmentos de selva, que en vegetación continua, sin embargo, en el mismo ecosistema, los venados cola blanca y los monos aulladores son más frecuentes en la zona fragmentada (Bright & Walsh, 1995).

En Canadá, se reportan resultados en los que la fragmentación no siempre tiene efectos negativos sobre la distribución de aves porque generalmente las respuestas a la fragmentación son débiles y muy variables entre las especies (Trzcinski *et al.* 1999).

El Matorral Tamaulipeco y la Fragmentación

La gran diversidad de especies vegetales y animales con las que cuenta el matorral espinoso tamaulipeco ha sido exaltada por Jurado y Reid (1989). Se cuenta también con cifras acerca de la destrucción de este recurso (Anónimo, 1988). Una de las principales amenazas ha sido la apertura de nuevas tierras para agricultura y ganadería, lo que ha llevado a transformar el matorral tamaulipeco en un paisaje fragmentado, con consecuencias para la flora y fauna silvestres que aún no están plenamente documentadas.

Los pocos estudios que se han realizado en el matorral tamaulipeco generan información que contrasta con otros ecosistemas. No se han detectado cambios debidos a la fragmentación, en la vegetación de vida larga del matorral tamaulipeco. Los índices de Shannon & Wiener y de Simpson no son diferentes para fragmentos mayores de 100 ha comparados con menores de 10 ha en parcelas de igual tamaño (Medina, 1995).

Medina (1995) recomienda que es necesario medir y estudiar plantas de vida corta y fauna a fin de conocer el estado en que se encuentran los fragmentos de matorral.

Las hormigas, organismos de movimientos restringidos y con ciclos de vida relativamente cortos, también han sido estudiadas en el matorral tamaulipeco. Estos insectos fueron estudiados en fragmentos que fluctuaron entre 1 ha y más de 100 ha, así mismo fueron analizados los ébanos y los mezquites aislados, zonas agrícolas, pastizales y vegetación secundaria. Con el mismo número de muestras para cada una de las áreas, se detectó que tanto el número de especies de hormigas como los índices de riqueza y diversidad en relación al tamaño del fragmento no tuvieron variación. Sin embargo, se reporta una tendencia hacia un menor número de especies en fragmentos más grandes y una tendencia hacia mayor diversidad en mezquites aislados (Ávila, 1997).

Organismos con movimientos más amplios y algunos con hábitos migratorios como las aves, fueron estudiados por González (1999) quien realizó un estudio del impacto de la fragmentación sobre la diversidad de aves del matorral. Eligió para su estudio 5 fragmentos, el borde de un fragmento y un transecto de 8 km. Los fragmentos variaron entre 6 ha y 150 ha. Concluye que quizá el matorral tamaulipeco se encuentre en una etapa temprana de la fragmentación, por lo cual no se detectó influencia del tamaño y de la posición del fragmento sobre las especies de aves presentes en el matorral.

La alta complejidad del matorral y su gran importancia económica y ecológica para el noreste de México, aunado a una presión creciente por parte de las poblaciones locales, hacen necesaria una mayor investigación antes de obtener conclusiones para futuros planes de manejo.

El presente estudio se aboca a evaluar el efecto de la fragmentación sobre la diversidad de coleópteros y sobre la producción de semillas en el matorral tamaulipeco. Se ha trabajado con coleópteros porque se considera que son buenos indicadores de biodiversidad, además de responder rápidamente a los cambios ambientales y de ser los principales contribuyentes a los procesos de los ecosistemas (Longino, *et al.*, 1997).

A través de mecanismos como la polinización, los insectos contribuyen en gran medida a la producción de semillas, se ha demostrado, que cuando por efecto de la fragmentación se disminuyen las poblaciones de insectos polinizadores, se disminuye también la producción de semillas (Aizen & Feinsinger, 1994; Jenersten, 1988). Así mismo, los insectos están altamente relacionados con el consumo de semillas (Koenig *et al.*, 1994).

Considerando lo anterior, tanto las semillas como los insectos tendrían un papel fundamental en el mantenimiento o regeneración del matorral. Las semillas por ser el mecanismo de perpetuación de la especie vegetal y los insectos y en particular los coleópteros, por ser los principales contribuyentes a los procesos ecológicos y tener una amplia diversidad.

Para evaluar el efecto de la fragmentación, se han tomado como unidades de muestreo ébanos (*Ebenopsis ebano*) y mezquites (*Prosopis laevigata*) bajo dos condiciones: árboles aislados, considerados como la unidad más pequeña de un fragmento y donde el efecto de borde tiene una mayor influencia, comparados con árboles inmersos en el matorral.

1.1 Hipótesis

- a) Los árboles aislados producen menos semillas que los árboles inmersos en vegetación continua.
- b) Las semillas de los árboles aislados son menos susceptibles al ataque de insectos depredadores o parásitos.
- c) Los árboles inmersos en el matorral tienen más posibilidades de regenerarse.
- d) Existe mayor diversidad y densidad de coleópteros asociados a los árboles dentro del matorral.

1.2 Objetivos

- a) Evaluar la diversidad y densidad de insectos asociados a *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebanum* tanto en árboles aislados como en árboles dentro de un fragmento de vegetación continua.
- b) Comparar la producción de semillas de mezquites aislados e inmersos en el matorral.
- c) Comparar el daño ocasionado por insectos a las semillas de mezquite en condiciones de aislamiento y bajo el matorral.
- d) Comparar la permanencia de las semillas de *Prosopis laevigata* bajo árboles aislados y dentro de vegetación continua.
- e) Comparar la cantidad de plántulas bajo mezquites aislados y bajo mezquites dentro del matorral.

1.3 Área de Estudio

El área de estudio se encuentra localizada en el noreste de México, dentro del municipio de Linares, Nuevo León. El área es propiedad de los ejidos Rancherías y Vista Hermosa. Las coordenadas geográficas del sitio son 24°33' N y 99°30' W, con una altura media sobre el nivel del mar de 380 m. El tipo de vegetación es matorral subinermes de acuerdo a la clasificación INEGI (1982), con algunos pastizales inducidos y áreas para agricultura temporal. La pendiente es casi nula.

El tipo de suelo, según carta edafológica, escala 1:50,000 es de tipo regosol calcárico con litosol y vertisol crómico, de textura fina.

Según García (1988) el clima de la región es de tipo semicálido-subhúmedo extremo. Se presentan dos temporadas de sequía, una corta en verano llamada canícula y otra larga en invierno.

Cavazos & Molina (1992), reportan que la precipitación promedio anual para la región es de 810.6 mm, la máxima de 1847,7 mm y la mínima de 390 mm. La temperatura promedio anual es de 22.4°C, la máxima promedio de 24.4 °C, la mínima promedio de 20.2°C. La temperatura extrema máxima de 44°C, la mínima extrema de -11.5°C. Aunque en 1997 se presentó una temperatura extrema inusual de 48°C.

El área de estudio esta comprendida por 4 fragmentos de matorral tamaulipeco con vegetación homogénea; tienen baja frecuencia de disturbio y poseen árboles de ébano y/o mezquite de dimensiones semejantes a los que se encontraron en las áreas abiertas. (Figura 1).

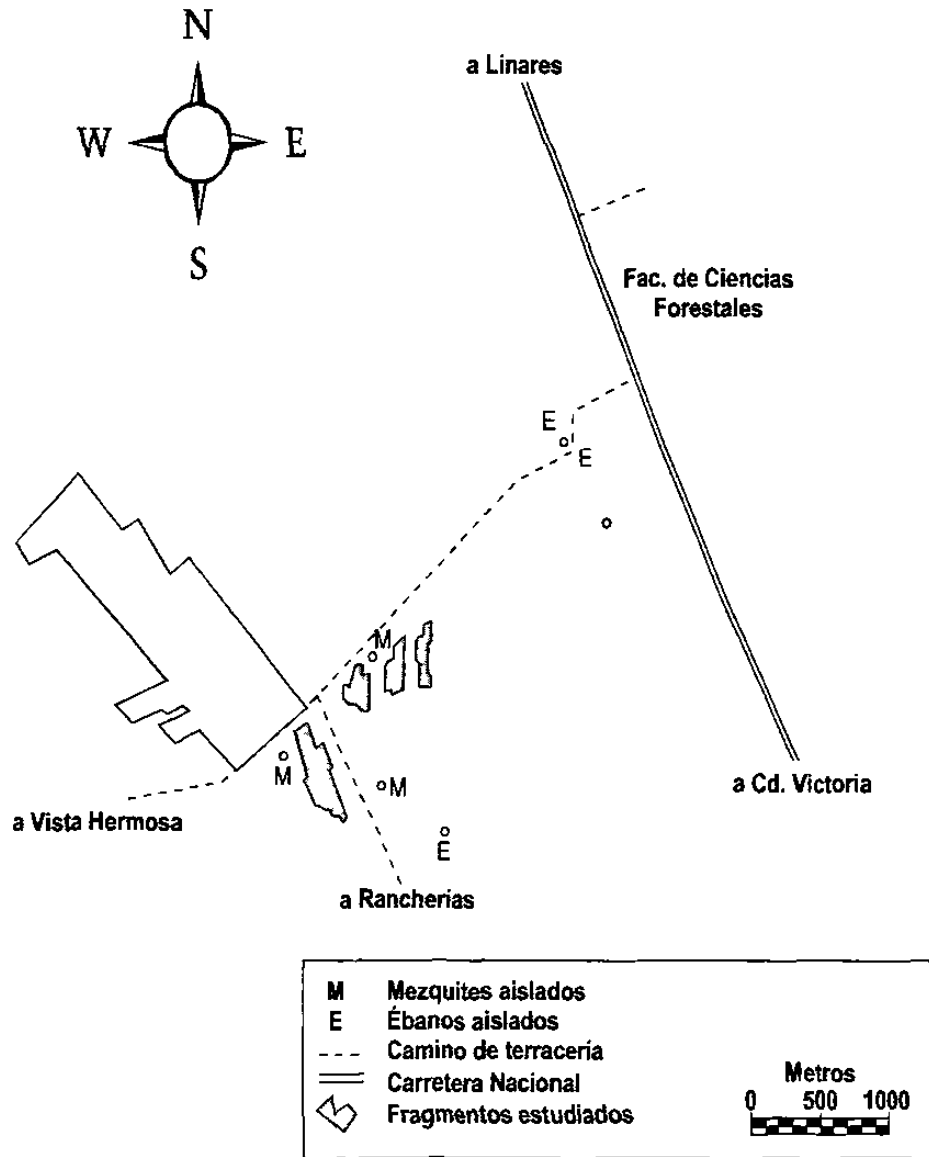


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo.

Capítulo II

Efectos del aislamiento de mezquites (*Prosopis laevigata*) en la producción de semillas

2.1 Introducción

Fragmentación

Puesto que la fragmentación es considerada un factor de degradación del ambiente (Malcolm, 1996; Ferreira & Laurence, 1997; Laurence, 1997) se hace indispensable dar una alta jerarquía a sus implicaciones en la conservación de ecosistemas (Turner & Corlett, 1996; Daily & Ehrlich, 1995; Young *et al.*, 1996).

Una pieza clave en el estudio de la fragmentación del matorral tamaulipeco es la determinación de la capacidad del ecosistema fragmentado, ya sea para mantenerse o para regenerarse a partir de un fragmento pequeño. Guevara *et al.*, (1986) consideran a los árboles aislados como "núcleos de regeneración" a partir de los cuales se establecen nuevas plantas que a través de un proceso de sucesión formarán una nueva área de vegetación.

Los mezquites aislados podrían crear condiciones adecuadas para el establecimiento de otras especies o podrían ser plantas productoras de semillas que formarán nuevos individuos cerca de la planta madre. De esta manera, los árboles aislados podrían ser el inicio de una nueva área de vegetación (Archer, 1995).

Producción de Semillas

La presencia de semillas en un ecosistema no es únicamente importante para la sobrevivencia de la especie vegetal, sino también para la de otros organismos cuya principal fuente de alimento son las semillas (Koenig *et al.*, 1994).

Así, la importancia de la producción de semillas radica en su función como alimento para la vida silvestre y como elemento básico para la regeneración de la comunidad vegetal (Sharp & Sprangle, 1967).

Existen diversos factores que pueden afectar la producción de semillas y que tienen su origen en la fragmentación, entre ellos, la polinización. Aizen & Feinsinger (1994), realizaron un estudio en la provincia de Tucumán, en el noroeste de Argentina. En éste evaluaron los efectos de la fragmentación en la composición de especies de insectos que visitan flores, encontraron que la riqueza del taxón descende a medida que se disminuye el tamaño del fragmento.

La pérdida de la continuidad en el paisaje natural, ocasiona una polinización deficiente, con lo que se reduce la producción de semillas de *Dianthus deltoides* en prados del sureste de Suecia. Así mismo un ecosistema fragmentado con una baja producción de semillas tiene menor diversidad y menor abundancia de plantas y de insectos. De esta forma, los cambios en la producción de semillas podrían afectar la diversidad y densidad de organismos asociados (Jennersten, 1988).

Producción de Semillas y Diversidad Biológica

Si la abundancia de algunos organismos -en este caso los insectos dependientes de las semillas- esta limitada por la productividad, se esperaría que la mayor riqueza de especies se encontrara en los sitios más productivos. Estos sitios tendrían la posibilidad de soportar grandes poblaciones de cada una de las especies (Huston 1994; Rosenzweg & Abramsky 1993; De Angelis 1994; Abrams 1995, citados por Strivasa y Lawton, 1998).

Las semillas del desierto de Mojave en California, germinan, mueren o son consumidas por los granívoros inmediatamente después de ser dispersadas. Las semillas grandes comprenden una proporción mayor de la lluvia de semillas que del banco de semillas, lo que indica que éstas son removidas, o comidas antes de que lleguen al banco de semillas del suelo (Price & Joyner, 1997).

Al consumir principalmente semillas de zacate frescas, las aves producen los mayores impactos cualitativos y cuantitativos en las reservas de semilla en el suelo en el desierto Monte, en Argentina (Marone *et al.*, 1998).

Plántulas y Fragmentación

Los efectos de la fragmentación sobre la abundancia de plántulas, fueron estudiados por Scariot (1999) en una comunidad de palmas en Amazona. Sus resultados muestran que, con unidades de esfuerzo iguales, los fragmentos pequeños tienen menos taxa en el estado de plántulas que los fragmentos mayores o que la vegetación continua. Esto a pesar del poco tiempo de aislamiento (10-15 años). Encontró que el tamaño de la reserva no afecta los índices de diversidad de Shannon y de homogeneidad de Simpson.

En esta misma línea, Benítez-Malvido (1998), encuentran que la abundancia de plántulas en selvas por unidad de superficie, decrece a medida que se disminuye el tamaño del fragmento.

2.2 Hipótesis

Basados en los resultados obtenidos por otros autores, acerca de los efectos de la fragmentación, se plantean las siguientes hipótesis:

- a) Los mezquites aislados producen menos semillas que los mezquites inmersos en vegetación continua y por lo tanto tienen un menor potencial de regeneración.
- b) Los mezquites aislados son menos susceptibles al ataque de insectos depredadores o parasitadores de semillas que los mezquites inmersos en vegetación continua.

2.3 Objetivos

- a) Comparar la producción de semillas de mezquites aislados e inmersos en el matorral.
- b) Comparar el daño ocasionado por insectos a las semillas de mezquite en condiciones de aislamiento y bajo el matorral.
- c) Comparar la permanencia de las semillas de mezquite bajo árboles aislados y dentro de vegetación continua.
- d) Comparar la cantidad de plántulas bajo mezquites aislados y bajo mezquites dentro del matorral.

2.4 Métodos

Selección de la especie

En México, es común dejar en pie algunos de los árboles más grandes en medio de las zonas de cultivo o de agostadero (Guevara *et al.*, 1986). En el área estudiada, la especie que tradicionalmente se deja es el mezquite (*Prosopis laevigata*). Esta especie es considerada representante del matorral espinoso (Alanís *et al.*, 1997).

Selección de Árboles

Se seleccionaron 10 árboles aislados, es decir, mezquites rodeados por terrenos de cultivo, con una distancia mínima de 50 m al fragmento de matorral más cercano y de otros árboles aislados. Aunque los árboles aislados estuvieron rodeados por terrenos de cultivo, bajo estos árboles no se realizaron prácticas agrícolas. A manera de contraste se seleccionaron 10 mezquites inmersos en fragmentos de vegetación continua en áreas mayores a 1 ha y a una distancia mínima de 5 metros del borde.

Estimación de la producción de semillas

Para la estimación de la producción de semillas se utilizaron dos métodos, el primero estimó los frutos en el árbol y el segundo consideró los frutos que se encontraban en el suelo y que fueron producidos ese año. Los métodos se describen a continuación:

a) Estimación de los frutos en el árbol

Se pueden hacer estimaciones con buenos resultados mediante el conteo directo de los frutos en el árbol durante un tiempo predeterminado, generalmente de 15 segundos (Koenig *et al.*, 1994), sin embargo, no se consideró adecuado para comparar árboles aislados con árboles dentro del matorral, ya que esta metodología requiere de condiciones homogéneas. En el área de estudio la densidad de la vegetación dificulta la ubicación de los observadores, que deben hacer los conteos siempre a la misma distancia del árbol.

El método modificado requirió de tres observadores colocados de manera equidistante uno de otro alrededor del tronco del árbol. Cada observador con la espalda hacia el fuste del mismo (de esta manera, a cada uno de los observadores correspondió el conteo de un tercio del árbol). El tiempo para contar las vainas fue de un minuto (Figura 2).

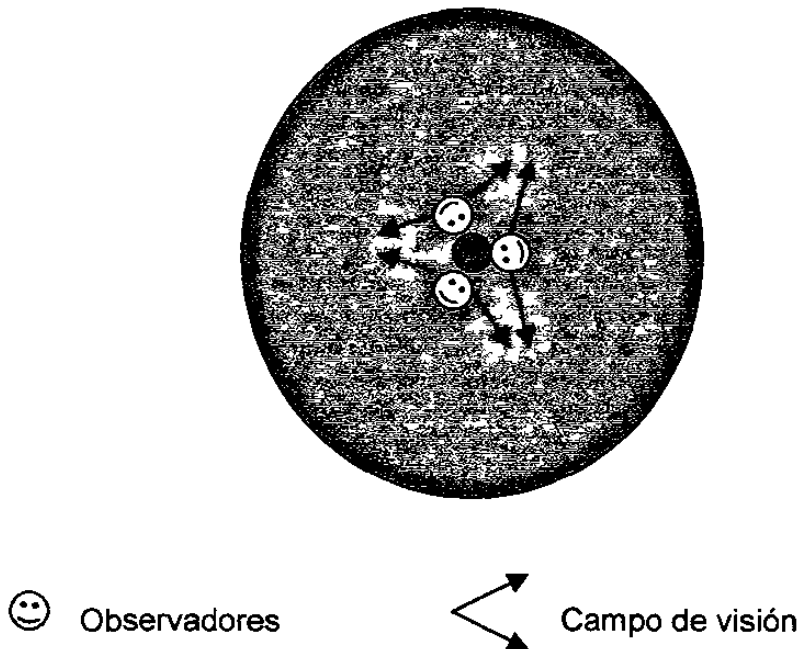


Figura 2. Estimación de la cantidad de los frutos en el árbol mediante tres observadores. El conteo se realizó durante un minuto.

Finalmente, se sumaron los resultados de cada observador para obtener una estimación de la producción.

b) Estimación de las semillas en el suelo

Con el fin de tener una estimación precisa de la cantidad de semillas producidas en el año, se consideraron sólo aquellos frutos de la nueva cosecha. Es fácil diferenciarlos de cosechas anteriores por el estado de descomposición en que se encuentran.

Se trazaron tres parcelas de 1m x 1m para cada uno de los árboles. El centro de cada parcela coincidía con un círculo imaginario a la mitad del radio de la copa y que estuvieran distribuidas de manera equidistante alrededor del árbol. En estas parcelas se contó el total de frutos encontrados (Figura 3).

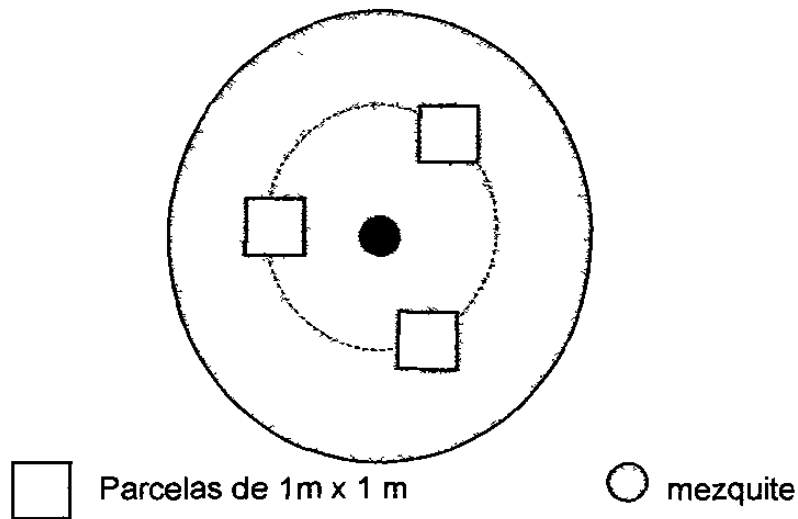


Figura 3. Parcelas para el conteo de frutos de mezquite en el suelo

Para estimar el número de semillas a partir del número de frutos, se tomaron 100 vainas al azar bajo la copa del mezquite y se contabilizó el número de semillas contenidas por vaina. Posteriormente, se obtuvo el promedio del número de semillas por vaina, el cual fue multiplicado por el número de frutos encontrados en un metro cuadrado. Con estos datos se obtuvo el número de semillas por metro cuadrado utilizando la siguiente fórmula:

Número de semillas/m² = Promedio de vainas /m² * Promedio de semillas/vaina

Estimación del Daño a las Semillas

De manera aleatoria, se colectaron 100 vainas del suelo. Una vez en el laboratorio se contaron las semillas por vaina y las semillas dañadas por insectos. Como semillas dañadas se contabilizaron aquellas que tuvieron orificios de entrada o salida de insectos.

a) Banco de semillas

Para cada uno de los diez árboles se tomaron 3 muestras de suelo. Las muestras fueron tomadas aleatoriamente bajo la copa del árbol a los cinco y a los doce meses después de la caída de las vainas (septiembre y abril). Este último muestreo se realizó antes de la caída de los siguientes frutos.

Las 3 muestras fueron tomadas considerando sólo los primeros 3 cm de suelo y en un área de 0.33 m² dando un total de 1 m² de suelo por árbol. Se realizó el conteo de semillas en cada una de las muestras. Las semillas fueron separadas, aquellas semillas con orificios de entrada o salida de insectos se clasificaron como semillas dañadas. Las que no presentaban un daño aparente fueron analizadas meticulosamente buscando otro tipo de daños como pudriciones ocasionadas por hongos u otros patógenos.

Se consideraron como semillas potencialmente viables a las semillas que no presentaban ningún tipo de daño visible en la cutícula.

Conteo de Plántulas de Mezquite

A finales del mes de julio, después de la época de lluvias, se realizó un conteo de plántulas de mezquite. El conteo fue realizado de manera directa, considerando todas aquellas plántulas que se encontraban bajo la copa del árbol.

2.5 Resultados

La precipitación en el área, durante 1998 fue de 442.2 mm de acuerdo a la estación meteorológica de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL. Para el período enero – septiembre de 1999, la precipitación registrada fue de 623.6 mm. La temperatura máxima promedio fue de 31.7 °C y la mínima promedio de 17.4°C. Las mayores precipitaciones se tuvieron en septiembre de 1998 (153 mm) y junio de 1999 (237 mm).

2.5.1 Producción de Semillas

Tanto la estimación mediante los frutos en el árbol, como la estimación de los frutos en el suelo, dieron por resultado mayor cantidad de semillas en los mezquites aislados. A continuación se presentan a detalle los resultados encontrados.

a) Semillas en el árbol

Los resultados muestran que los mezquites aislados presentaron en promedio, 2.67 veces más semillas que los mezquites dentro del matorral ($F=37.78$, g.l.= 19 y $P < 0.001$) (Figura 4).

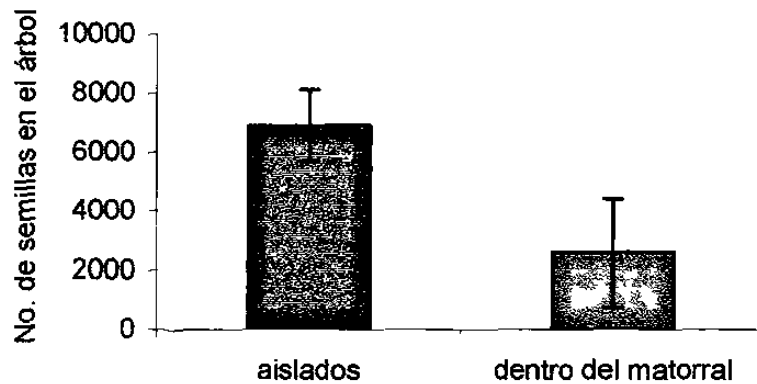


Figura 4. Total de semillas en el árbol estimadas mediante el número de frutos contados en el árbol por tres observadores durante un minuto. Las barras de error representan las desviaciones estándar ($n=20$).

b) Semillas en el suelo

Utilizando el método de conteo de semillas en el suelo, se encontró que los árboles aislados tienen más semillas que los árboles dentro del matorral ($F=40.60$, g.l.= 19, $P < 0.001$).

La figura 5 muestra diferencias superiores al 600% entre las condiciones probadas.

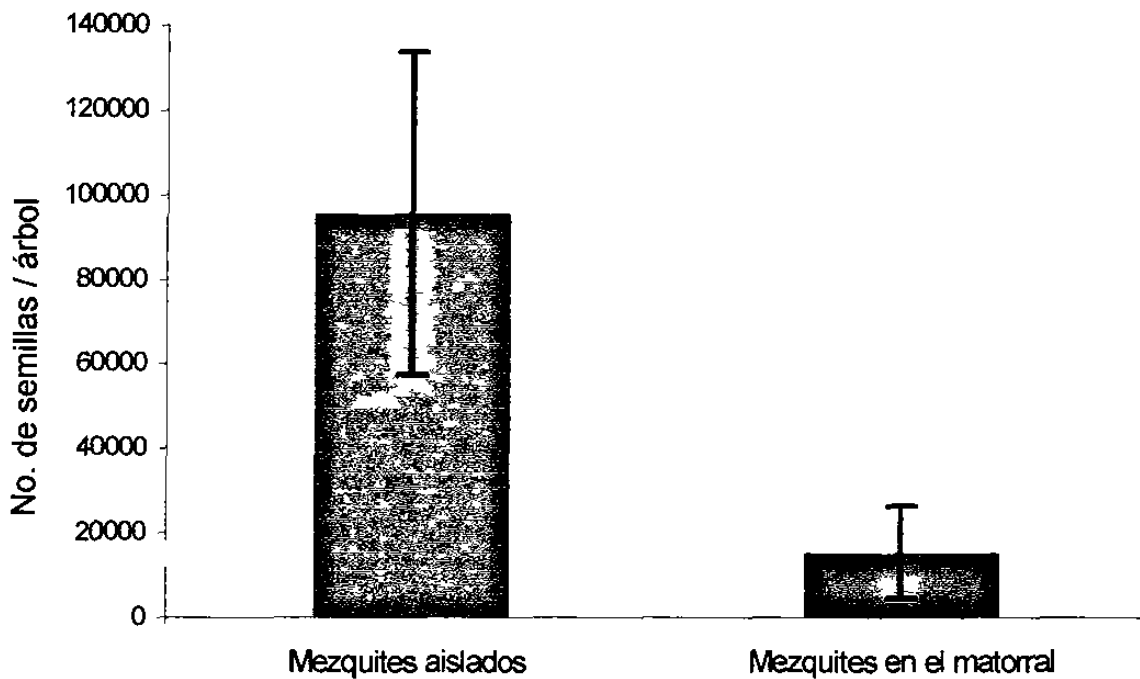


Figura 5. Promedio del número de semillas/árbol bajo árboles aislados y dentro del matorral. Las barras de error representan las desviaciones estándar en cada una de las condiciones.

2.5.2 Estimación del Daño a las Semillas

Los mezquites aislados siempre presentaron más semillas dañadas que los mezquites en vegetación continua, en abril de 1998 ($F=17.89$, g.l.= 3, y $P= 0.001$) presentaron 4 veces más semillas dañadas, en septiembre de 1998 ($F= 11.61$, g.l. = 3, $P=0.003$) alrededor de 6 veces más y en abril de 1999 ($F=34.79$, g.l.=3, $P<0.0001$), 16 veces más semillas dañadas (Figura 6).

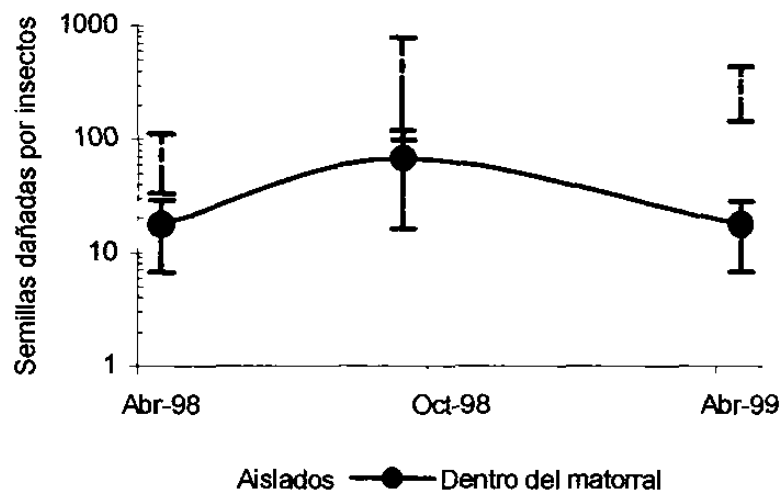


Figura 6. Semillas dañadas por insectos bajo árboles aislados y dentro del matorral, se representan tres muestreos (abril 98, septiembre 98, abril 99). Las barras de error representan la desviación estándar.

2.5.3 Semillas Potencialmente Viabiles

Entre las semillas dañadas no se encontraron semillas con posibilidades de germinación, ya que además de daño por insectos tuvieron otro tipo de daños ocasionados por hongos u otros patógenos. Se encontraron más semillas potencialmente viables en árboles dentro del matorral (8.9 ± 5.3) que en árboles aislados (3.2 ± 2.9), esta diferencia fue significativa ($F=8.95$, g.l.= 9, $P= 0.007$) y se ilustra en la figura 7.

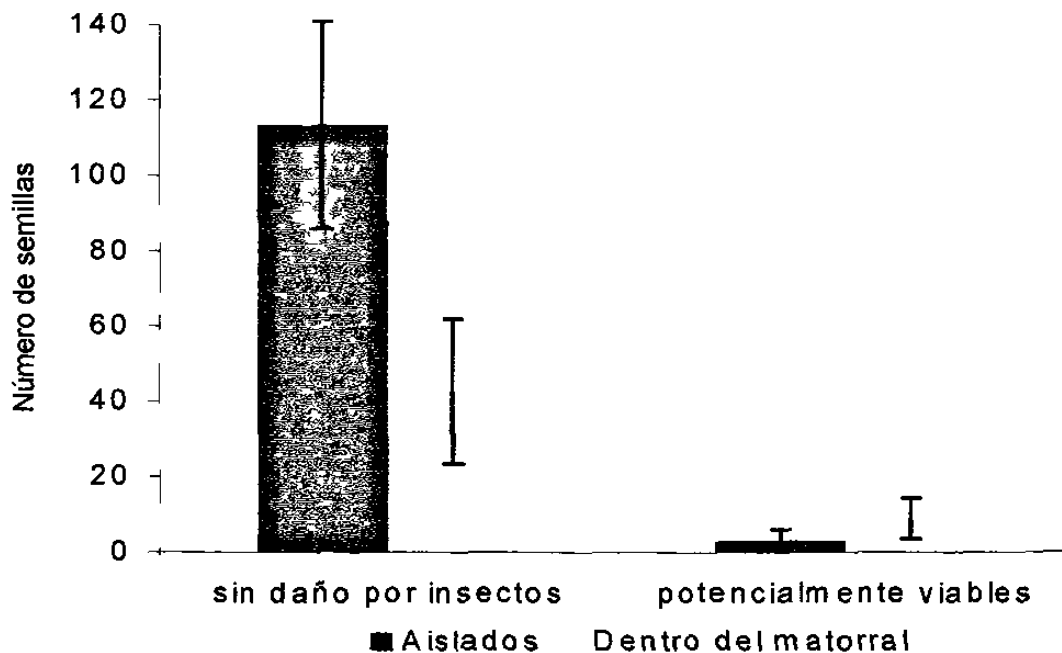


Figura 7. Comparación del número de semillas sin daño por insectos y las potencialmente viables en condiciones de aislamiento y vegetación continua. Las barras de error representan la desviación estándar en cada una de las condiciones.

Los mezquites aislados produjeron alrededor de seis veces más semillas que los árboles en el matorral, sin embargo, al final de un año, tuvieron menos semillas con potencial germinativo bajo su copa.

2.5.4 Plántulas de Mezquite

A finales del mes de julio de 1999, se contabilizaron las plántulas de mezquite. No hubo diferencias en el número de plántulas. Bajo los mezquites dentro del matorral se encontraron en promedio 10.2 ± 9.2 plántulas, mientras que en los mezquites aislados se encontraron 7.2 ± 8.5 . El análisis de varianza no muestra diferencias entre las condiciones ($F= 0.56$, g.l.= 19, $P \leq 0.46$) (Figura 8).

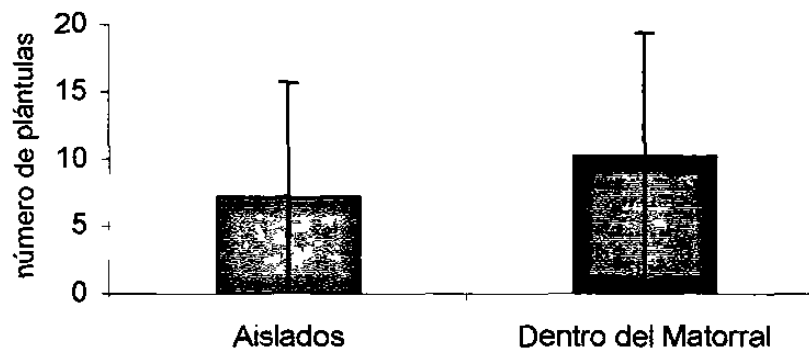


Figura 8. Promedio de plántulas de mezquite encontradas bajo la copa en condiciones de aislamiento y vegetación continua (n=20). Las barras de error representan la desviación estándar en cada una de las condiciones.

2.6 Discusión

En este capítulo se encontró que:

1. Los mezquites aislados produjeron más semillas que los mezquites dentro del matorral.
2. Hubo más semillas dañadas por insectos en mezquites aislados que en los mezquites dentro del matorral.
3. Los mezquites aislados tuvieron más semillas dañadas por patógenos y otros factores que en los mezquites dentro del matorral.
4. Se encontraron más semillas potencialmente viables bajo los mezquites dentro del matorral que bajo los mezquites aislados.
5. No hubo diferencia en el número de plántulas entre mezquites aislados y mezquites dentro del matorral.

A continuación se discuten los resultados obtenidos y se contrastan con los reportados en la literatura.

Puesto que los árboles compiten entre sí por agua o nutrientes (Montagnini, 1992) se esperaría que el aislamiento de los árboles trajera como consecuencia una menor competencia por recursos como agua, luz y nutrientes que se traducirían en una mayor capacidad de producción.

Tanto con la estimación de los frutos en el árbol, como con la estimación de las vainas en el suelo, se encontró que los mezquites aislados produjeron más semillas que los mezquites inmersos en el matorral.

Puesto que los mezquites aislados fueron estadísticamente similares, en dimensiones de copa y diámetro, a los mezquites dentro del matorral, se asume que las diferencias en producción fueron debidas al aislamiento del árbol.

Si se compara un mezquite aislado con un fragmento pequeño, los resultados aquí presentados son contrastantes con los encontrados por Jenersten, (1988) quien reporta que la producción de semillas de *Dianthus deltoides* se ve reducida en fragmentos pequeños. Jenersten atribuye esta menor producción a la falta de polinización.

Al parecer la polinización no es un factor limitante en mezquites aislados, aunque no se han estudiado los efectos de la fragmentación sobre la polinización del mezquite. En el Capítulo III, se presentarán resultados sobre la diversidad y densidad de coleópteros asociados.

Las semillas son el mecanismo de perpetuación de una planta, por lo tanto, una mayor producción de semillas de los mezquites aislados les confiere, en primera instancia, una ventaja reproductiva sobre los árboles en vegetación continua. Sin embargo, existen factores externos como clima y patógenos que pueden disminuir o eliminar esta ventaja.

El número de semillas dañadas por insectos fue mayor en los árboles aislados que en los árboles inmersos en vegetación continua, en los tres muestreos realizados (abril de 1998, septiembre de 1998, abril 1999).

Las causas de este mayor ataque a las semillas de árboles aislados podrían ser:

- a) Al haber mayor abundancia de alimento se aumentan las poblaciones de insectos dependientes de las semillas.
- b) Los árboles aislados son más fáciles de localizar o son más valiosos que el entorno inmediato que los árboles dentro del matorral.
- c) Puesto que la sensibilidad de las especies a la fragmentación del ecosistema es variable, las poblaciones de depredadores de insectos podrían ser más severamente afectadas que las poblaciones de insectos dependientes de las semillas.

A pesar de haber encontrado un mayor ataque de semillas en los árboles aislados, las semillas sin daño aparente por insectos, se mantuvieron a niveles superiores.

Bajo una revisión meticulosa para observar otro tipo de daños, se encontró que las semillas de los mezquites aislados que no presentaban daño por insectos tenían mayor incidencia de ataque por patógenos no identificados. Esto podría deberse a que los mezquites aislados están más expuestos a factores como cambios bruscos de temperatura y humedad.

Así, los mezquites dentro del matorral, que al principio presentaron menor producción de semillas, al final del año tuvieron más semillas con potencial para formar un nuevo individuo. Obteniendo así una mayor ventaja reproductiva si se considera sólo a las semillas.

Sin embargo, después de la época de lluvias se realizó un censo de plántulas bajo la copa de los mezquites, encontrando que no existen diferencias entre el número de plántulas encontradas en uno y otro sitio.

El hecho de encontrar más semillas potencialmente viables en mezquites dentro del matorral contrasta con el hecho de no encontrar diferencia en el número de plántulas. Esto se debe a que hay otros factores, además del número de semillas, influyendo sobre el número de plántulas. Al parecer existe un mayor efecto de las condiciones del micro-hábitat como pequeñas hondonadas en el terreno que permiten la acumulación de agua y semillas.

Las diferencias en el número de semillas producidas y el número de semillas dañadas entre mezquites aislados e inmersos en el matorral no bastaron para influir en el número de plántulas que se encontraron bajo la copa del mezquite. Por lo que se considera que los mezquites aislados tienen las mismas posibilidades de reproducirse que los mezquites dentro del matorral.

Capítulo III

Efectos de la fragmentación sobre la diversidad y densidad de coleópteros en el matorral tamaulipeco.

3.1 Introducción

Los insectos como indicadores de biodiversidad

A menudo diversos grupos de organismos son utilizados como indicadores de biodiversidad. Los artrópodos han sido los más ampliamente utilizados debido a que son los principales contribuyentes a los procesos de los ecosistemas; constituyen el grueso de la diversidad de metazooas, responden rápidamente a los cambios ambientales, son pequeños y abundantes en casi todos los hábitats (Longino *et al.*, 1997).

Por su gran diversidad e importancia ecológica, los insectos son particularmente valiosos para la conservación (Malcom, 1997).

La diversidad de coleópteros ha sido correlacionada con éxito con la diversidad de especies vegetales. Se ha encontrado que los sitios de mayor riqueza de especies vegetales (tanto de nativas como introducidas), poseen una mayor cantidad de especies de coleópteros, y que los hábitats modificados muestran una alta diversidad de coleópteros (Crisp *et al.*, 1998).

Del total de los animales descritos hasta la fecha, el 40% son coleópteros (White, 1983). Éstos tienen ciclos de vida relativamente cortos, son fáciles de coleccionar y fáciles de diferenciar en morfoespecies, por lo que se han elegido aquí coleópteros como grupo indicador de los efectos de la fragmentación en el matorral tamaulipeco.

El método más efectivo en costo para la evaluación de la biodiversidad según Oliver & Beattie (1996) se basa en el muestreo de hormigas o coleópteros que son analizados como morfoespecies.

Los insectos y la fragmentación

Los insectos son altamente susceptibles a los efectos adversos de la fragmentación y no hay duda de que los cambios en abundancia y riqueza de especies inducidos por la fragmentación ocurren en muchos grupos de insectos (Didham *et al.*, 1996).

Variables como tamaño del fragmento, grado de aislamiento, frecuencia de disturbio y tiempo de aislamiento tienen gran influencia sobre la diversidad y la abundancia de insectos en paisajes agrícolas, Fahrig & Jonsen (1998) determinaron que los campos de cultivo de alfalfa más aislados y de edad intermedia, tienen más riqueza de especies, y que los campos con mayor frecuencia de disturbio tienen menos riqueza de especies.

Las comunidades de hormigas de la costa sur de California son afectadas por la fragmentación del ecosistema, provocando extinciones locales de las hormigas nativas (Suárez, *et al.*, 1998)

En el sureste de Australia, se ha encontrado que la riqueza de carabidos no es diferente en fragmentos de bosque de eucaliptos que en vegetación continua, tampoco se encontró influencia del efecto de borde (Davies & Margules, 1998).

En fragmentos de vegetación tropical en Costa Rica, se reporta que no hay diferencia en la diversidad de mariposas en fragmentos de 3 a 30 ha comparados con fragmentos de más de 200 ha (Daily & Elrich, 1995).

Otros estudios demuestran que si existe efecto del tamaño del fragmento en la diversidad, densidad y tamaño de los escarabajos (Klein, 1989). El mismo efecto se reporta en fragmentos de bosque en Japón, pero sobre arácnidos (Miyashita *et al.*, 1998).

Contrastante con los resultados mostrados en los párrafos anteriores, se encuentran los encontrados por Rothman & Roland (1998), quienes reportan que las poblaciones de *Malacosoma* aumentan su crecimiento por efecto de la fragmentación en bosques del Norte de Estados Unidos.

En México, Ávila (1997) realizó una investigación sobre la diversidad de hormigas en fragmentos del matorral tamaulipeco, tomó como variable el tamaño del fragmento. Además, realizó también muestreos en áreas de pastizal, campos agrícolas y plantaciones forestales. Concluyó que tanto el número de especies de hormigas como los índices de riqueza y diversidad fueron similares en fragmentos de diferentes tamaños, reportando una tendencia hacia menor número de especies en fragmentos más grandes y una tendencia hacia una mayor diversidad en mezquites aislados.

3.2 Hipótesis

- a) Los árboles inmersos en el matorral tamaulipeco poseen mayor diversidad y densidad de coleópteros que los árboles aislados.
- b) Existen diferencias en los grupos funcionales de los coleópteros debidas al aislamiento de los árboles.

3.3 Objetivos

- a) Comparar la diversidad de coleópteros asociados a *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebano* en condiciones de aislamiento y en árboles dentro de vegetación continua.
- b) Comparar la densidad de coleópteros asociados a *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebano* en condiciones de aislamiento y en árboles dentro de vegetación continua.
- c) Comparar los grupos funcionales de los coleópteros en los ébanos y mezquites aislados contra las mismas especies dentro del matorral.

3.4 Métodos

Los métodos de selección de las especies vegetales, colecta y clasificación de coleópteros así como la determinación de los grupos funcionales se presenta a continuación.

3.4.1 Selección de las Especies Vegetales

Las especies de árboles seleccionadas fueron: Ebano (*Ebenopsis ebano*) y Mezquite (*Prosopis laevigata*). Se decidió trabajar con estas especies debido a que son componentes representativos del matorral tamaulipeco (Alanís *et al.*, 1997, Villalón, 1997); son árboles de porte grande; albergan una gran cantidad de artrópodos y son comunes en forma aislada o como especie sobresaliente en vegetación continua. Para los primeros cuatro muestreos, se seleccionaron 3 árboles aislados de cada especie (a más de 50 m del borde de vegetación continua) y 3 árboles inmersos en vegetación continua de cada especie (a más de 5 m del borde). Para el último muestreo (abril de 1999) se consideraron 5 árboles por cada especie para cada condición.

Los árboles aislados estuvieron rodeados de campos agrícolas, durante las colectas de abril de 1998 y marzo de 1999, los terrenos estuvieron en período de descanso. En septiembre y noviembre de 1998 estuvieron sembrados con frijol y en abril de 1999 con maíz. Bajo los árboles aislados no se realizaron trabajos de labranza de la tierra.

Se seleccionaron árboles cuyos diámetros de copa y diámetros de fuste fueran similares, a fin de evitar la adición de fuentes externas de variación ocasionadas por la diferencia en tamaño.

El diámetro de copa de los mezquites aislados fue de $31.84 \pm 1.24 \text{ m}^2$ y el diámetro de copa de los mezquites dentro del matorral fue de $29.98 \pm 2.43 \text{ m}^2$. El diámetro del fuste fue de $36 \text{ cm} \pm 2.2$ para ambas condiciones.

Para los ébanos, el diámetro de copa fue de $24.58 \pm 3.54 \text{ m}^2$ para los árboles aislados y de 23.24 ± 2.36 para los ébanos dentro del matorral. El diámetro del fuste fue de $31 \pm 2.4 \text{ cm}$ para los árboles aislados y de $29.78 \pm 3.6 \text{ cm}$ para los ébanos dentro del matorral.

3.4.2 Colecta de Coleópteros

Se realizaron 5 muestreos (abril, septiembre y noviembre de 1998; marzo y abril de 1999).

Los muestreos se realizaron con trampas "pit-fall" utilizando agua y detergente para atrapar a los insectos y dos tipos de atrayentes (piña y atún), para atraer la mayor cantidad de coleópteros posible. Esto es tanto los atraídos por el aceite del atún, como los atraídos por los azúcares de la piña. Las unidades de muestreo fueron árboles de ébano y mezquite aislados y árboles inmersos en vegetación continua con un mínimo de 5 metros de distancia del borde y en fragmentos no menores de 6 ha. Bajo cada uno de los árboles se colocaron 8 trampas, cuatro de las cuales contenían atún como atrayente, las cuatro restantes contenían piña. El diseño espacial de las trampas tomó como centro el tallo del árbol, alrededor del cual se colocaron 4 trampas a una distancia de 40 cm colocando en forma alternada los atrayentes, de la misma forma se colocaron las 4 trampas restantes a una distancia de 2 m del tallo, teniendo así dos círculos concéntricos.

Las trampas fueron dejadas por espacio de 2 días, después de lo cual se llevaron al laboratorio para la separación, identificación y contabilización de los coleópteros colectados.

3.4.3 Clasificación de los coleópteros

Una vez en el laboratorio, los coleópteros fueron separados del resto de los insectos. Parataxónomos con entrenamiento previo, clasificaron los coleópteros utilizando características morfológicas externas fácilmente distinguibles.

Las características utilizadas para la primera clasificación fueron: tamaño, forma y color. Posteriormente se re-clasificaron y diferenciaron en familias tomando en cuenta antenas, cantidad de segmentos tarsales, tamaño y forma del cuerpo, así como tamaño y color de los élitros según las características descritas por White (1983).

Se contabilizó el número de coleópteros colectados por trampa, así como el número de especies encontradas en cada trampa.

3.4.4 Determinación de los grupos funcionales

No hay características morfológicas propias del insecto que permitan agruparlo en alguna categoría funcional. Sin embargo, la familia a la que pertenece proporciona una buena guía para determinar, de acuerdo a literatura, sus hábitos alimenticios.

Considerando los hábitos de la familia a la que pertenecen, los organismos se reagruparon por grupo funcional. Se definieron cuatro grupos: depredadores, herbívoros, degradadores y omnívoros.

Los organismos que realizan dos funciones, fueron incluidos en ambos grupos.

3.5 Resultados

El total de escarabajos colectado fue de 15,845 individuos en un total de 72 morfoespecies correspondientes a 20 familias. A continuación se presentan los detalles.

3.5.1 Densidad de Coleópteros

Durante el año de estudio se presentaron grandes variaciones estacionales en la densidad de coleópteros, llegando a presentarse muestreos como el de abril de 1998, con 7,771 individuos, mientras que en noviembre de ese mismo año, se colectaron solamente 440 organismos (Figura 9c).

Las Figuras 9a y 9b muestran la precipitación y la temperatura de enero de 1998 a mayo de 1999. Las colectas más cuantiosas se obtuvieron en los meses de marzo y abril, lo cual coincide con las primeras lluvias. Durante el mes de septiembre la precipitación fue mayor, sin embargo, no se presentó un aumento en el número de coleópteros.

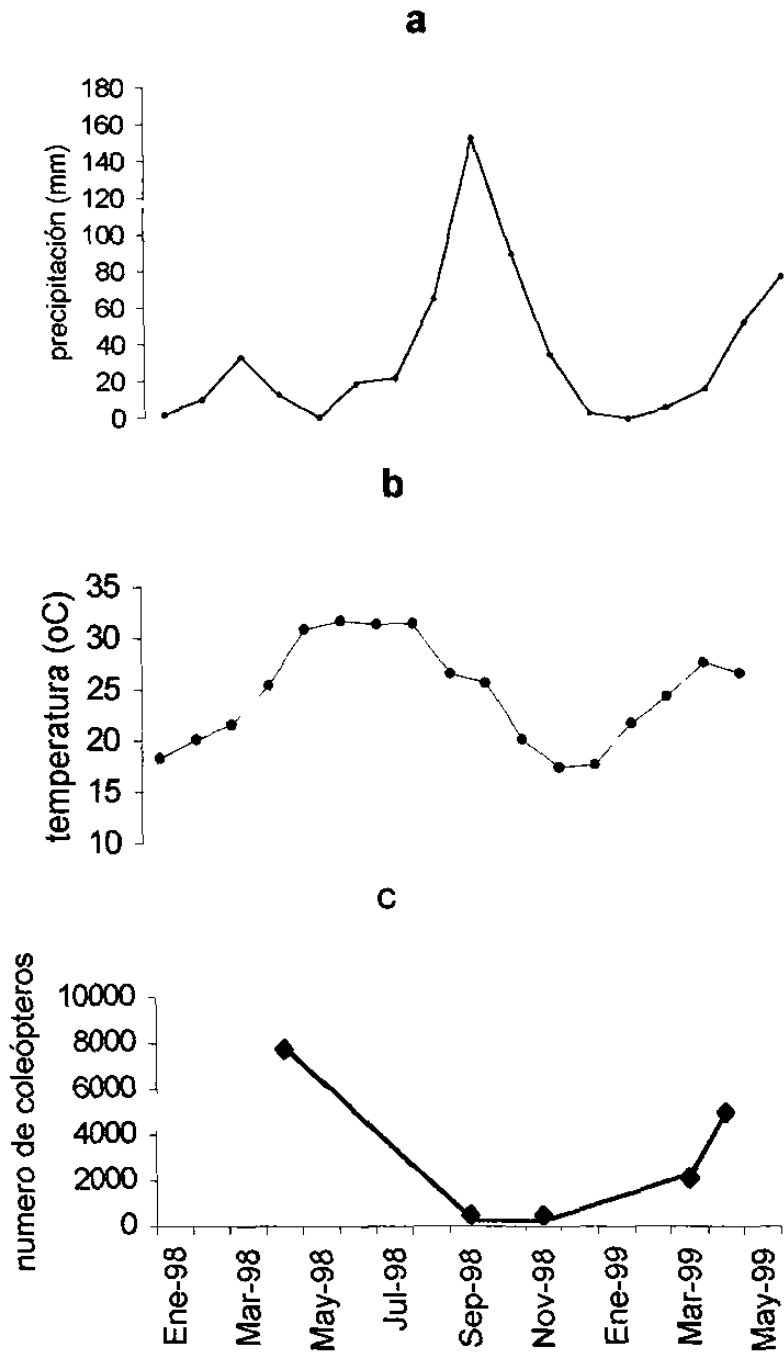


Figura 9. Variación estacional de las colectas de coleópteros comparadas con la precipitación y la temperatura.

Las trampas con piña atrajeron más coleópteros que las trampas con atún en los muestreos de noviembre de 1998 ($F=38.5$, g.l. =23, $P=0.001$) y marzo de 1999 ($F=15.06$, g.l.= 23, $P=0.001$). Los atrayentes resultaron igualmente efectivos en abril de 1998 ($F=1.46$, g.l. =23, $P=0.23$) abril de 1999 ($F=0.008$, g.l.= 23, $P=0.97$) y septiembre de 1998 ($F= 2.46$, g.l. = 39, $P= 0.12$).

En los cinco muestreos comprendidos en el estudio, se contabilizaron y clasificaron, 15,845 coleópteros; de los cuales, 8,339 fueron colectados bajo los ébanos y 7506 bajo los mezquites. El análisis de varianza indica una gran similitud en el número de coleópteros entre ébanos y mezquites ($F=0.026$, g.l. = 9, $P= 0.875$) (Figura 10).

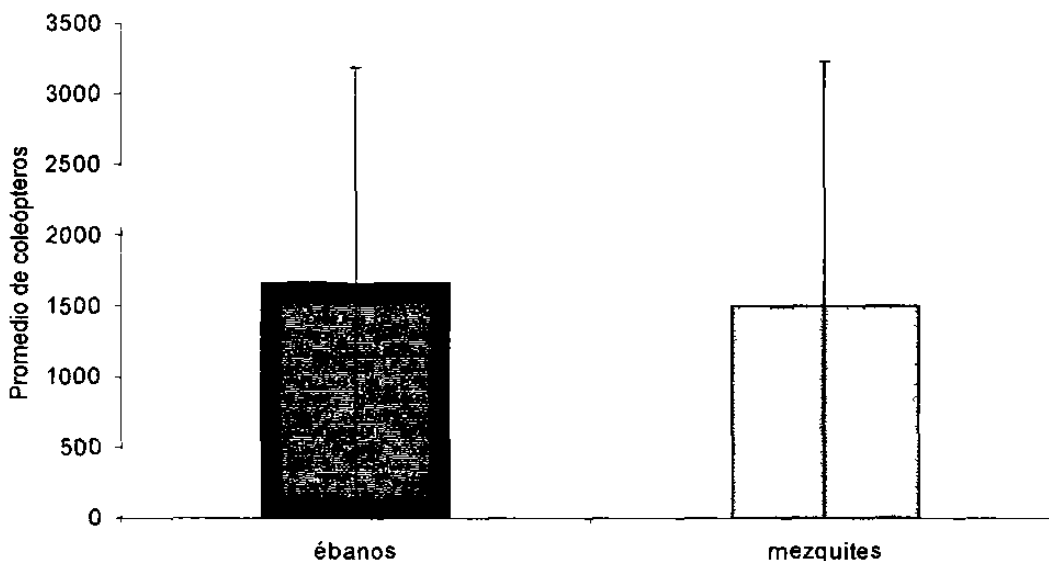


Figura 10. Comparación de las colectas de coleópteros en mezquites (1501.2 ± 1723.26) y en ébanos (1667.8 ± 1522.21). Las barras de error representan las desviaciones estándar de los datos.

Se colectaron 10,077 en árboles aislados y 5,768 bajo árboles en vegetación continua. Esta diferencia no fue significativa ($F=0.675$, g.l.= 9, $P= 0.435$) (Figura 11).

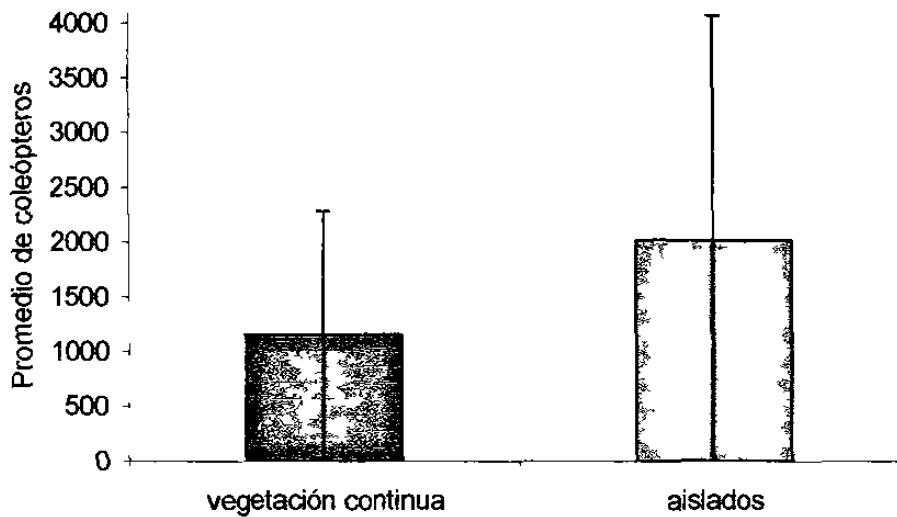


Figura 11. Promedio de coleópteros colectados en árboles inmersos en vegetación continua (153.6 ± 1126.2) y en árboles aislados (2015 ± 2057.1).

Un análisis más detallado de los muestreos y las condiciones estudiadas se presenta a continuación.

a) Mezquite (*Prosopis laevigata*)

A pesar de las grandes diferencias estacionales, los mezquites aislados presentaron en los 4 muestreos mayor cantidad de coleópteros por árbol que los mezquites en el matorral (Abr: $F=9.01$, $g.l.=5$, $P=0.03$; Sep: $F=16.14$, $g.l.=5$, $P=0.01$; Nov: $F=11.26$, $g.l.=5$, $P=0.02$; Mar: $F=154$, $g.l.=5$, $P=0.002$) (Figura 12).

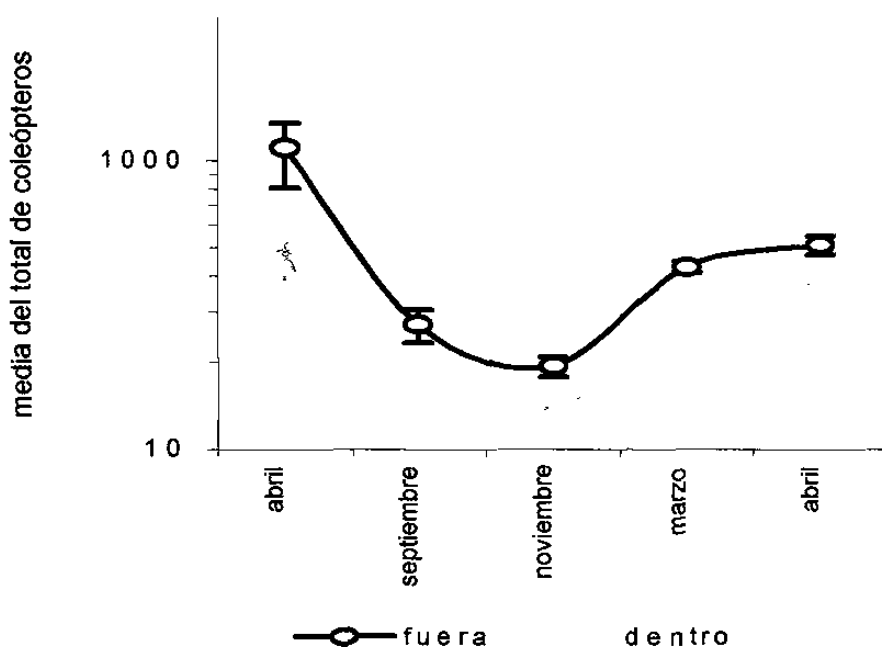


Figura 12. Media del total de coleópteros por árbol en cada uno de los muestreos realizados en árboles aislados y dentro del matorral. Las desviaciones estándar están representadas en las barras de error.

b) Ébanos (*Ebenopsis ebano*)

Los coleópteros colectados bajo los ébanos presentaron un patrón de densidad diferente al encontrado en los mezquites. En el mes de abril de 1998 y de 1999 los ébanos dentro del matorral tuvieron más coleópteros que los ébanos aislados ($F=10.21$, g.l.=6, $P=0.03$) ($F=31.7$, g.l.=5, $P=0.004$). Sin embargo, en septiembre de 1998 ($F=16.14$, g.l.=5, $P=0.01$) y en noviembre de 1998 ($F=11.23$, g.l.=5, $P=0.02$), esta diferencia se invirtió, presentando más coleópteros en los ébanos aislados. Para marzo de 1999 no hubo diferencia en el número total de coleópteros ($F=0.07$, g.l.=5, $P=0.79$) (Figura 13).

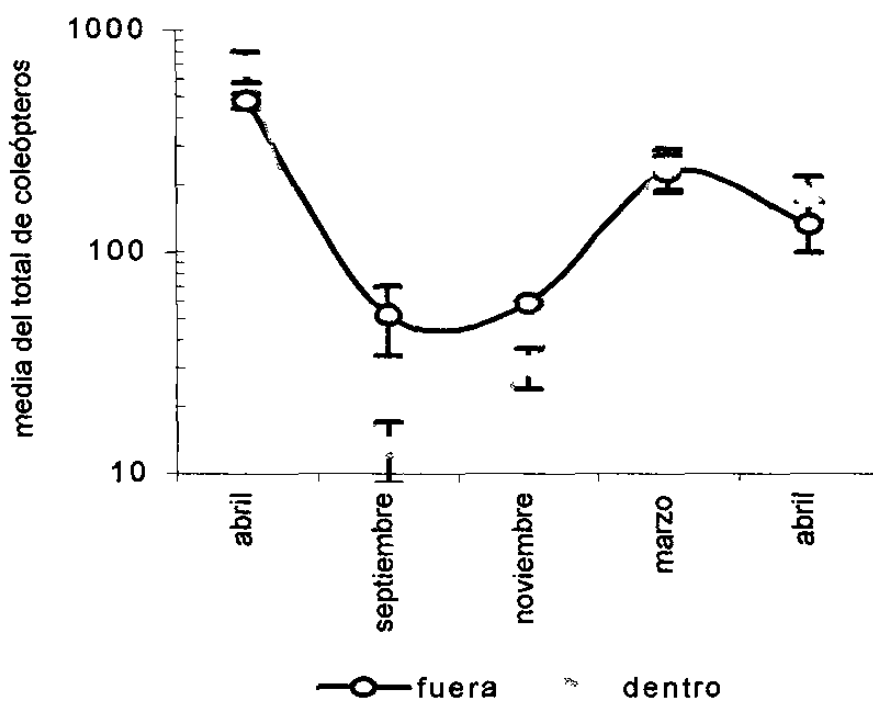


Figura 13. Media del total de coleópteros por árbol en cada uno de los muestreos realizados en árboles aislados y dentro del matorral. Las barras de error representan la desviación estándar de cada uno de los muestreos.

3.5.2 Diversidad de Coleópteros

Se colectaron 72 morfoespecies, de las cuales se identificaron 62 a nivel familia (Tabla 1). Entre las familias con mayor número de representantes se encuentran: Carabidae, Nitidulidae, Staphilinidae y Tenebrionidae. Las que tienen menor número de representantes fueron: Anobidae, Cantharidae, Cerambycidae, Chrysomelidae, Coccinellidae, Cucujidae, Meloidae, Melyridae y Trogidae.

Las familias más abundantes durante el estudio fueron: Anthicidae, Carabidae, Chrysomelidae, Cucujidae, Histeridae, Nitidulidae, Staphilinidae y Tenebrionidae. Las más raras fueron: Anobidae, Cerambycidae, Cleridae, Melyridae, Scaphidae y Trogidae.

Las familias más frecuentemente colectadas fueron: Carabidae, Chrysomelidae, Histeridae, Nitidulidae, Scarabidae, Staphilinidae y Tenebrionidae (Tabla 1). Las menos frecuentes fueron: Anobidae, Cantharidae, Cerambycidae, Cleridae, Meloidae, Melyridae, Scaphidae y Trogidae.

En forma general, no se encontraron diferencias en cuanto al número de especies encontradas dentro y fuera del matorral. Más adelante se analizará la composición de especies.

Tabla 1. Coleópteros encontrados en el matorral tamaulipeco

Familia	No. de representantes	Abundancia	Frecuencia
Anthicidae	2	2846	3
Anobidae	1	12	1
Cantharidae	1	24	1
Carabidae	15	479	5
Cerambycidae	1	10	1
Cleridae	2	7	1
Chrysomelidae	1	728	4
Coccinelidae	1	30	2
Cucujidae	1	398	3
Curculionidae	3	125	3
Elateridae	3	163	3
Histeridae	2	4976	5
Meloidae	1	30	1
Melyridae	1	2	1
Nitidulidae	6	1256	5
Scaphidae	2	4	1
Scarabidae	3	155	5
Staphilinidae	6	706	5
Tenebrionidae	9	3700	5
Trogidae	1	10	1
No identificadas	10	184	
TOTAL	72	15,845	

a) Mezquites (*Prosopis laevigata*)

Sólo se encontraron diferencias en el número promedio de especies en el mes de abril de 1998, en el que los mezquites aislados tuvieron más especies ($F=21.55$, $g.l.=5$, $P=0.009$). En el resto de los muestreos no hubo diferencias (Sep: $F=0.06$, $g.l.=5$, $P=0.81$; Nov: $F=2.4$, $g.l.=19$, $P=0.19$; Mar: $F=0$, $g.l.=5$, $P=1$). La figura 14 muestra el número promedio de especies encontradas en cada una de las fechas de colecta.

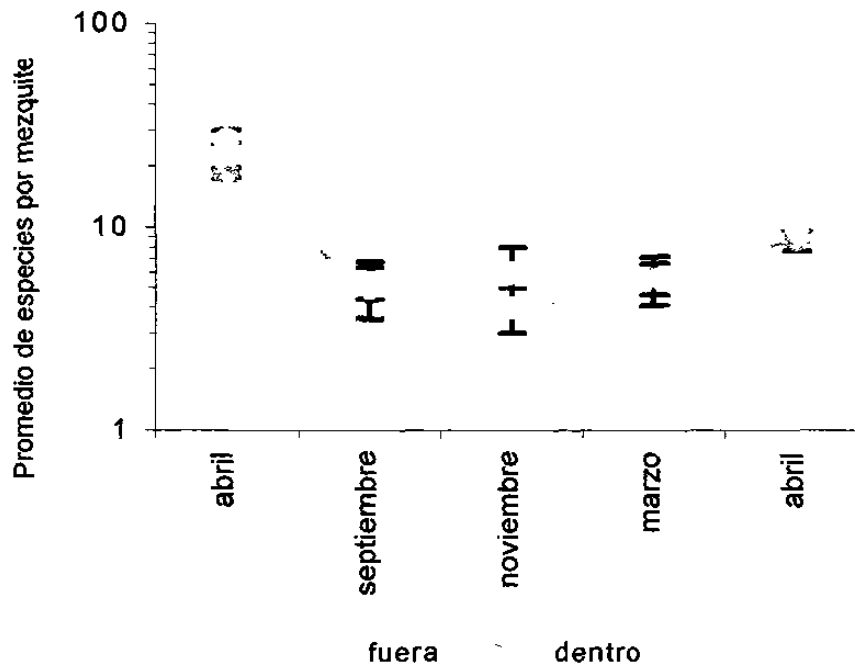


Figura 14. Promedio de especies de coleópteros por árbol en cada uno de los muestreos realizados en mezquites aislados y dentro del matorral. Las barras de error representan la desviación estándar de los datos.

b) Ébanos (*Ebenopsis ebano*)

No se encontraron diferencias en el número de especies de coleópteros en ninguna de las colectas realizadas en los ébanos (abr 98: $F=0.15$, g.l.=5, $P=0.71$; sep 98: $F=1.31$, g.l.=5, $P=0.315$; nov 98: $F=0.86$, g.l.=5, $P=0.40$; mar 99: $F=0$, g.l.=5, $P=1$) (Figura 15).

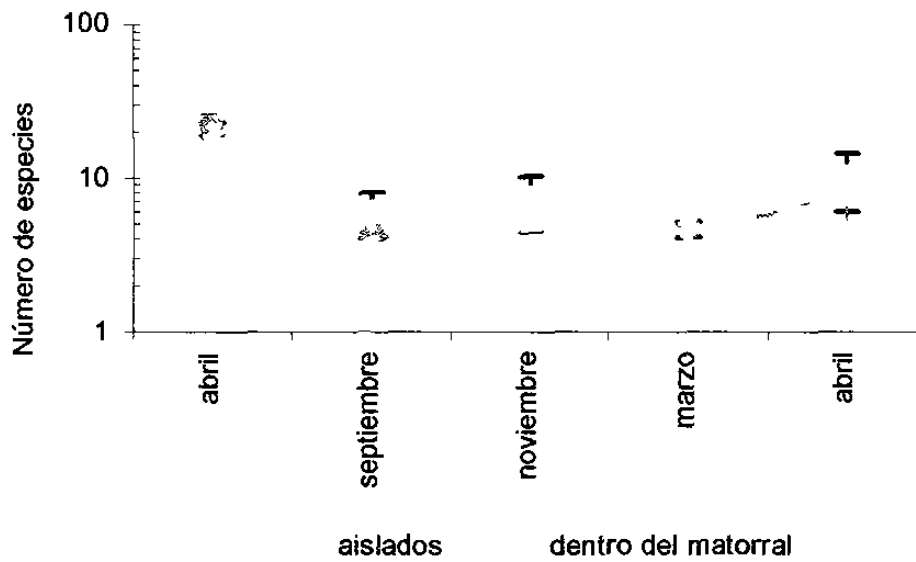


Figura 15. Promedio de especies encontradas en ébanos aislados y ébanos dentro del matorral en diferentes fechas de colecta. Las barras de error representan el error estándar.

3.5.3 Composición de Especies:

El número de especies de coleópteros no difirió en relación al aislamiento. Sin embargo, se encontraron diferencias en la composición de especies. Algunas especies que bajo una condición (e.g. aislamiento) fueron abundantes, dentro de la otra (e.g. matorral) se encontraron en bajas densidades o bien no estuvieron presentes y viceversa.

De las 72 morfoespecies colectadas, 52 estuvieron tanto en árboles aislados como en árboles dentro del matorral, aunque sus densidades variaron de acuerdo a las condiciones de aislamiento. Diez morfoespecies se encontraron sólo en árboles dentro del matorral, estas especies pueden ser consideradas como especies sensibles al aislamiento. Por último, once especies se encontraron sólo en árboles fuera del matorral, estas pueden considerarse como especies que se benefician con la fragmentación del ecosistema (Anexo 1).

En la figura 16 se presenta el número de individuos en cada una de las especies. La curva de la izquierda representa los árboles dentro del matorral, la de la derecha a los árboles aislados. La amplitud de la curva en el eje "x" representa la diversidad de coleópteros en el ecosistema muestreado, la pendiente representa el número de individuos colectados por cada una de las especies. Así las diferencias en la posición que ocupan las especies en el eje "y" representa la densidad de la especie.

Se observa que no existe diferencia en la amplitud de las curvas en el eje "X", lo cual indica que ambos ecosistemas tienen cantidades similares de especies.

Sin embargo, la curva que representa a los árboles aislados (derecha) se puede observar una clara dominancia por la familia Histeridae A, como familia codominante se presenta la familia Nitidulidae C. En cambio, en los árboles dentro del matorral (curva de la izquierda) hay cuatro familias codominantes (Chrysomelidae A, Histeridae A, Staphylinidae F y Anthicidae A).

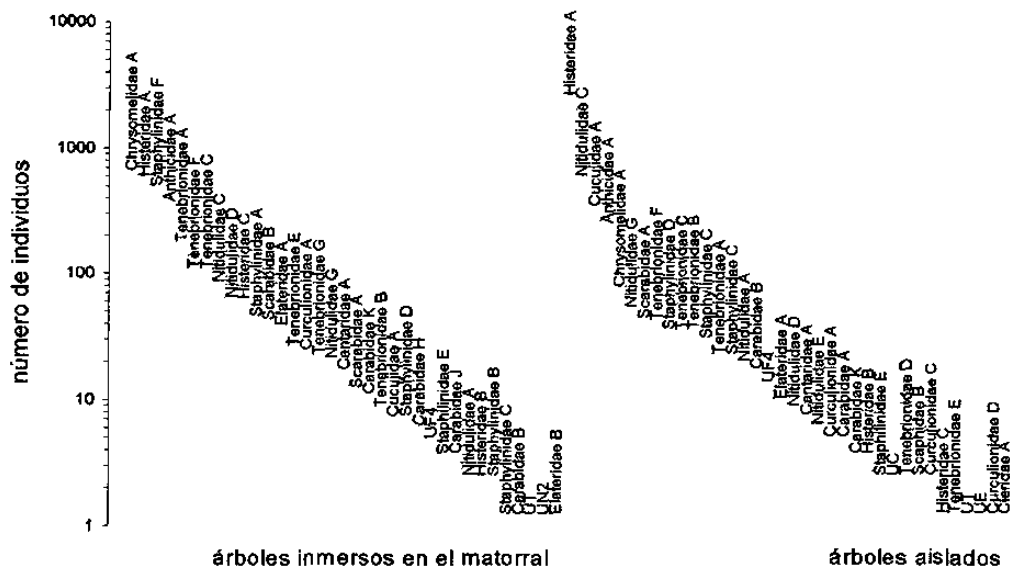


Figura 16. Composición de especies en cada una de las condiciones, la línea de puntos de la izquierda representa la composición de especies en los árboles inmersos en vegetación, la línea de la derecha la composición de especies en los árboles aislados.

3.5.4 Funciones de las especies en el ecosistema

En la tabla 2 se presenta la lista de las familias encontradas y la función que desempeñan en el ecosistema según la literatura.

Tabla 2. Familias de Coleópteros Encontradas en el Matorral Tamaulipeco y la función que desempeñan.

Familia	Función
Anobidae	Degradadores
Anthicidae	Depredadores
Cantharidae	Herbívoros Carnívoros
Carabidae	Omnívoros, Depredadores
Cerambycidae	Herbívoros
Cleridae	Depredadores
Chrysomelidae	Herbívoros
Coccinellidae	Depredadores
Cucujidae	Degradadores
Curculionidae	Herbívoros
Elateridae	Herbívoros
Histeridae	Carnívoros, Degradadores
Meloidae	Herbívoros
Melyridae	Herbívoros
Nitidulidae	Herbívoros, Degradadores
Scaphidae	Degradadores
Scarabidae	Herbívoros, Degradadores
Staphilinidae	Degradadores, Depredadores
Tenebrionidae	Herbívoros, Degradadores
Trogidae	No identificados

A) Mezquites

a) degradadores:

El total de coleópteros de todas las especies degradadoras fue mayor en los mezquites aislados que en los mezquites dentro del matorral en los muestreos realizados en abril de 1998 ($F=14.10$, g.l.= 5, $P=0.01$), en septiembre de 1998 ($F=42.65$, g.l.=5, $P=0.001$) y en marzo de 1999 ($F=16.32$, g.l.=5, $P=0.01$).

En noviembre de 1998 ($F=4.08$, g.l.=5, $P=0.11$) y en abril de 1999 ($F=4.04$, g.l.= 9, $P=0.11$) no hubo diferencias en densidad.

b) depredadores

Los coleópteros depredadores fueron más abundantes en los mezquites aislados en los muestreos de abril de 1998 ($F=68.66$, g.l.=5, $P=0.001$), en marzo de 1999 ($F=70.47$, g.l.= 5, $P=0.001$) y en abril de 1999 ($F=11.03$, g.l.=9, $P=0.01$) que en los mezquites inmersos en el matorral.

En septiembre de 1998 ($F=0.15$, g.l.=5, $P=0.71$) y en noviembre de 1998 ($F=0.57$, g.l.=5, $P=0.48$) no hubo diferencias en el número de coleópteros.

c) herbívoros

Los coleópteros herbívoros fueron más abundantes en los mezquites aislados que en los mezquites dentro del matorral en todos los muestreos (abril 98: $F=136.15$, g.l.= 5, $P=0.003$; sep. 98: $F=8.05$, g.l.= 5, $P=0.046$; nov. 98: $F=9.6$, g.l.= 5, $P=0.03$; mar 99: $F=9.96$, g.l.= 5, $P=0.03$; bar 99: $F=30.46$, g.l. = 5, $P=0.005$).

d) omnívoros

Sólo en el mes de abril, tanto en 1998 ($F=24.8$, g.l.= 5, $P=0.001$) como en 1999 ($F=7.9$, g.l.= 9, $P=0.02$), los coleópteros omnívoros fueron más abundantes en los mezquites aislados que en los mezquites dentro del matorral.

En septiembre de 1998 ($F=0.42$, g.l.=5, $P=0.5$) y en marzo de 1999 ($F=0.72$, g.l.= 5, $P=0.44$) no se presentaron diferencias en las condiciones probadas.

En el muestreo de noviembre de 1998, no se colectaron especies omnívoras en ninguna de las condiciones.

En la figura 17 se puede observar el comportamiento de los grupos funcionales en cada uno de los muestreos bajo mezquites en vegetación continua (a) y bajo mezquites aislados (b).

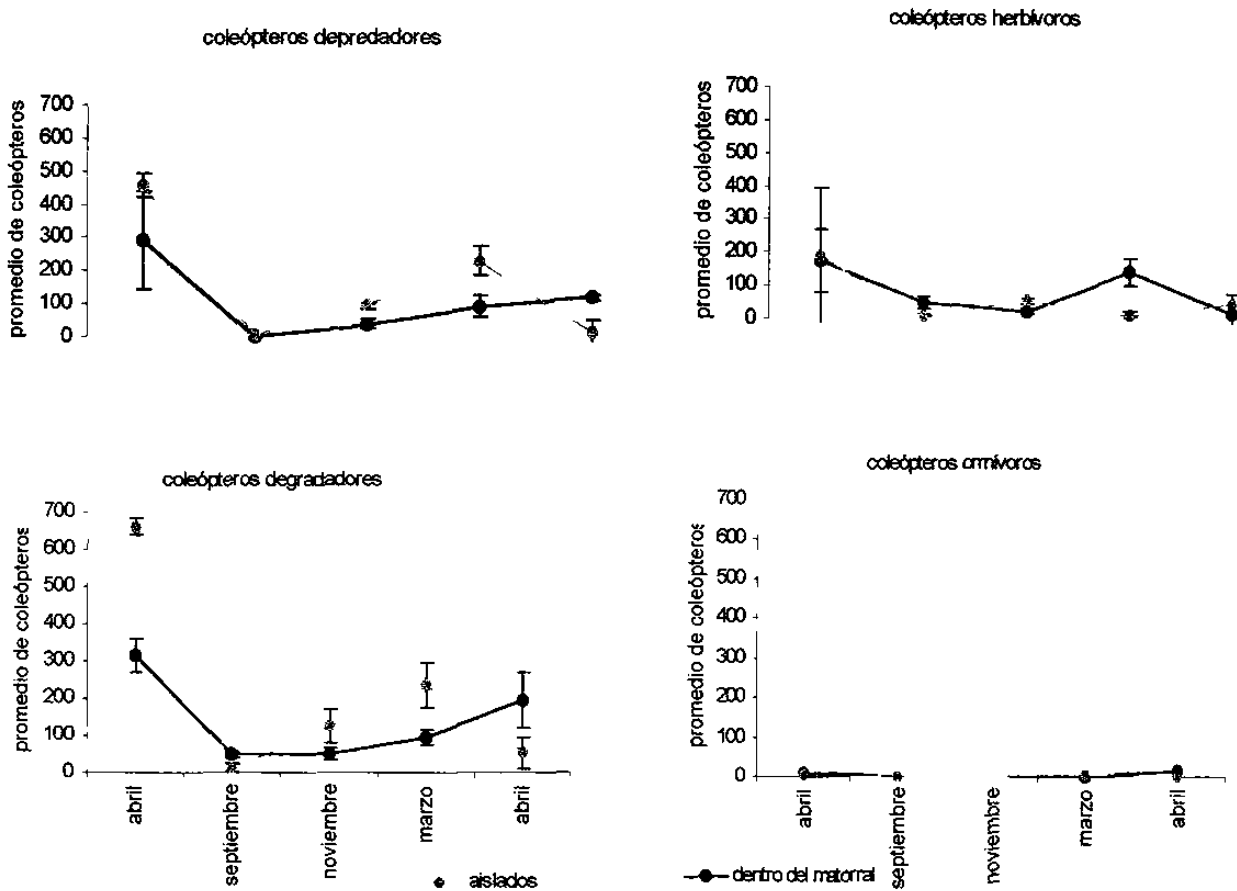


Figura 17. Comportamiento de los grupos funcionales encontrados en mezquites dentro del matorral y mezquites aislados. Las barras de error representan la desviación estándar.

B) Ébanos

a) degradadores

Los coleópteros clasificados como degradadores fueron más abundantes en los ébanos inmersos en vegetación continua que en los ébanos aislados en los meses de abril de 1998 ($F=148.2$, g.l.=5, $P=0.002$), noviembre de 1998 ($F=8.3$, g.l.=5, $P=0.04$) y marzo de 1999 ($F=14.7$, g.l.=5, $P=0.01$).

En septiembre de 1998 ($F=18.81$, g.l.=5, $P=0.01$) y en abril de 1999 ($F=14.11$, g.l.=5, $P=0.005$) se presentó la situación contraria, en estos muestreos, se colectaron más coleópteros degradadores en los ébanos aislados que en los ébanos dentro del matorral.

b) depredadores

Sólo en el muestreo de abril de 1999, los ébanos aislados tuvieron más coleópteros depredadores ($F=39.5$, g.l.=9, $P=0.002$) que los ébanos inmersos en el matorral.

En los muestreos de noviembre de 1998 ($F=27.6$, g.l.=5, $P=0.006$) y marzo de 1999 ($F=17.4$, g.l.=5, $P=0.01$) los coleópteros depredadores tuvieron mayor densidad en los ébanos en vegetación continua.

No hubo diferencias en los muestreos de abril de 1998 ($F=3.50$, g.l.=5, $P=0.13$) y de septiembre de 1998 ($F=1.5$, g.l.=5, $P=2.87$).

c) herbívoros

Se colectaron más coleópteros herbívoros en los ébanos aislados que en los ébanos inmersos en vegetación continua en los muestreos de septiembre de 1998 ($F=11.14$, g.l.=5, $P=0.02$), de marzo de 1998 ($F=26.7$, g.l.=5, $P=0.06$) y de abril de 1999 ($F=5.28$, g.l.=9, $P=0.05$).

En abril de 1998 no hubo diferencias ($F=0.009$, g.l.=5, $P=0.9$), mientras en noviembre de 1998 se presentó el caso contrario, en el que los ébanos dentro del matorral tuvieron más coleópteros herbívoros que los mismos árboles bajo condiciones de aislamiento.

d) omnívoros

Las colectas de coleópteros clasificados como omnívoros, fueron más cuantiosas en los ébanos aislados que en los ébanos en vegetación continua en el mes de abril de 1998 ($F=17.28$, g.l.=5, $P=0.01$), esta misma tendencia se presentó en abril de 1999 ($F=29.87$, g.l.=9, $P=0.005$).

En septiembre de 1998 ($F=0.37$, g.l.=5, $P=0.57$) y en marzo de 1999 ($F=0.57$, g.l.=5, $P=0.49$) no hubo diferencias en las colectas bajo las condiciones probadas.

En noviembre de 1998 no se colectaron coleópteros que pudieran clasificarse como omnívoros.

En la figura 18 se muestran las tendencias de los grupos funcionales en los ébanos inmersos en vegetación continua (a) y bajo ébanos aislados (b).

Efecto de la Fragmentación del Matorral Tamaulipeco en la Diversidad y Densidad de Coleópteros y en la Producción de Semillas

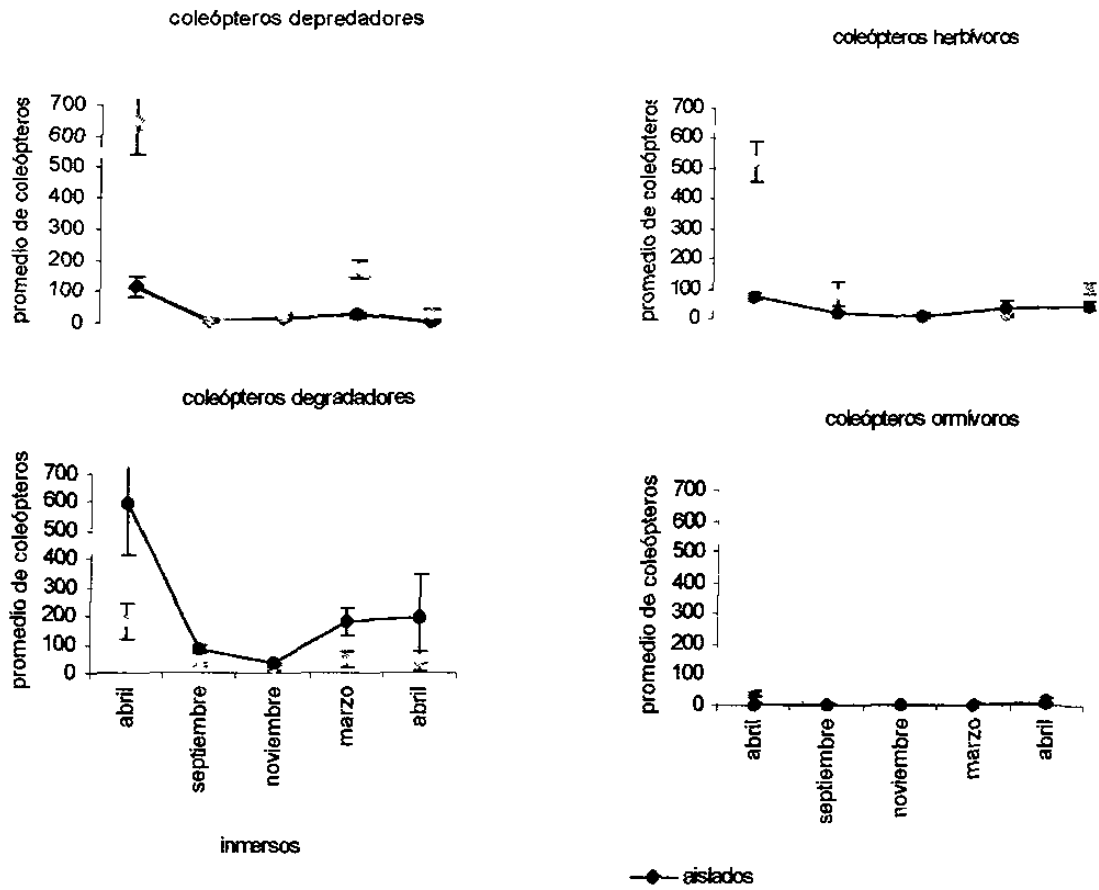


Figura 18. Comportamiento de los grupos funcionales encontrados en los ébanos inmersos en el matorral y los ébanos aislados

3.7 Discusión

En este capítulo se encontró que:

1. Existe una gran variabilidad estacional en la densidad de coleópteros en los árboles aislados y los árboles dentro del matorral.
2. Los mezquites aislados tuvieron siempre más coleópteros que los mezquites inmersos en el matorral tamaulipeco.
3. Los ébanos tuvieron un patrón de densidad de coleópteros variable; en primavera los ébanos aislados tuvieron menos coleópteros, en otoño los ébanos dentro del matorral tuvieron menos coleópteros.
4. No hubo diferencia en el número de especies de coleópteros debida al aislamiento, en ninguna de las dos especies de árbol estudiadas.
5. Las familias de coleópteros más abundantes fueron Anthicidae, Histeridae y Tenebrionidae.
6. Los árboles aislados tuvieron especies dominantes, mientras que los árboles dentro del matorral presentaron codominancia.

A continuación se discuten y contrastan con la literatura los resultados obtenidos.

Las colectas más cuantiosas de coleópteros se presentaron en los meses de marzo y abril. En septiembre y noviembre de 1998 las colectas fueron menos abundantes.

A diferencia de las selvas en donde los fragmentos pequeños presentan una tendencia hacia un menor número de especies que los fragmentos mayores con relación a la misma unidad de esfuerzo

(Hunter, 1996; Turner, 1996; Dean *et al.* 1995), los mezquites del matorral tamaulipeco presentaron un patrón constante, en el que los árboles aislados tuvieron siempre más coleópteros que los árboles en el matorral.

Considerando a los árboles aislados como la unidad más pequeña de un fragmento, los resultados obtenidos sobre la densidad de algunas especies de coleópteros del matorral tamaulipeco son similares a los encontrados por Rothman & Roland (1998) con *Malacosoma*. Este insecto aumenta su densidad en áreas fragmentadas de bosque en el sureste de Canadá.

La tendencia de algunos ecosistemas como las selvas, de presentar una disminución del número y la densidad de las especies en fragmentos pequeños, no significa que ocurra lo mismo en todos los ecosistemas. En bosques de eucalipto del sureste de Australia, Davies & Margules (1998) encontraron que la fragmentación no siempre afecta negativamente a las especies de coleópteros de la familia Carabidae.

En bosques de latifoliadas del centro de Chile y del sureste de Canadá Estades & Temple (1999) y Trzcinski *et al.* (1999) concluyen que las aves no siempre son afectadas por la fragmentación del ecosistema.

En el matorral tamaulipeco no se ha encontrado evidencia de los efectos de la fragmentación. Ávila (1997), encontró que existía una tendencia hacia una mayor diversidad y densidad de especies de hormigas en los fragmentos pequeños y González (1999), reporta que quizá sea muy pronto para que se puedan notar los efectos de la fragmentación en el ecosistema.

El hecho de que algunas especies exóticas se vean favorecidas por la fragmentación se evidencia en el estudio de Suárez *et al.* (1998), realizado con hormigas de la costa sur de California, en el que concluye que la fragmentación disminuye la densidad de hormigas nativas, pero aumenta la densidad de hormigas exóticas.

En el presente estudio, no se cuenta con información sobre las especies de coleópteros que son nativas para el matorral tamaulipeco y de las que son exóticas. Este conocimiento podría proveer una explicación al hecho de que algunas especies de coleópteros se vean incrementadas con la fragmentación.

La distancia que existe entre los fragmentos y los árboles aislados también juega un papel importante en la densidad de las especies. En fragmentos cercanos los coleópteros podrían moverse más, que en remanentes de vegetación distanciados. Haddad (1999) encuentra que las mariposas de áreas abiertas se mueven más cuando los hábitats están interconectados.

De esta forma, los mezquites aislados podrían ser corredores que conecten los fragmentos entre sí. Haddad *et al.* (1999) reporta que la densidad de mariposas aumenta cuando los fragmentos están interconectados. Lo mismo podría estar sucediendo con los coleópteros del matorral tamaulipeco que utilizan a los mezquites como refugios o corredores entre un fragmento y otro.

También podría considerarse a la producción del sitio como responsable de una mayor densidad de coleópteros en los mezquites aislados. Abrams (1995) y DeAngelis (1994) explican que existe una mayor densidad de individuos y un mayor número de especies en sitios más productivos. En este caso, los mezquites aislados fueron más

productivos que los mezquites inmersos en vegetación (capítulo II). Esta particularidad les daría la capacidad de soportar poblaciones de coleópteros mayores que las que podrían soportar los mezquites inmersos en el matorral.

La hipótesis anterior habría que validarla con estudios en los que se incluya la biomasa de coleópteros que pueden sostener los mezquites aislados comparada con la biomasa de coleópteros en los mezquites en vegetación continua.

El estudio realizado por Malcom (1997), en el que considera que las densidades de población en los fragmentos dependerán de la tasa de colonización por nuevos individuos; da la base para explicar las diferencias en densidad de coleópteros en los mezquites.

Con esta hipótesis, se asume que las tasas de colonización de los árboles aislados son diferentes a las de los árboles en el matorral.

Las tasas de colonización podrían ser diferentes si los coleópteros localizan más fácilmente a sus hospederos cuando están aislados que cuando están mezclados con otras especies.

Otra explicación posible es que los árboles aislados tienen mayor efecto de borde (Odum, 1972; Murcia, 1995) que un árbol dentro del matorral, esto daría a los árboles aislados la característica de poseer tanto especies propias del mezquite, como especies asociadas a los campos que lo rodean.

Aunque los mezquites aislados presentaron una mayor densidad de coleópteros, no tuvieron un mayor número de especies. El número de especies presentes en cada muestreo también presentó variaciones estacionales. La mayor cantidad de especies se presentó en el mes de abril de 1998, mientras noviembre de ese mismo año presentó el menor registro.

Se considera que la composición de especies es importante para cuantificar los efectos de la fragmentación ya que esta refleja la combinación de eventos ambientales e históricos de un sitio (Philippi, 1998). Por esta razón, se analizó a detalle la densidad de las especies en ambas condiciones. Anthicidae, Histeridae y Tenebrionidae, son las familias de coleópteros responsables del aumento en densidad de coleópteros en mezquites aislados.

Otras familias como Chrysomelidae y Scarabidae presentaron más individuos en mezquites dentro del matorral, sin embargo, estas dos familias representan menos del 2% de la densidad total de coleópteros.

De acuerdo con Hunter (1996) los Chrysomelidae y los Scarabidae serían especies sensibles al área ya que parecen preferir fragmentos grandes. Por el contrario, Anthicidae, Histeridae y Tenebrionidae aumentan su densidad en mezquites aislados, por lo que se considera que son especies que se ven favorecidas con la fragmentación del matorral.

En los ébanos la situación es diferente, ya que las diferencias varían de acuerdo a la época de muestreo; en el primer muestreo los ébanos dentro del matorral tuvieron mayor densidad que los árboles aislados, en los muestreos de septiembre y noviembre de 1998 esta diferencia se invirtió, mientras que en los muestreos de marzo y abril de 1999 no hubo diferencia. Tampoco hubo diferencia en el número de especies colectadas.

En todos los muestreos la familia Chrysomelidae presentó más individuos en los ébanos aislados, otras familias como Nitidulidae, Tenebrionidae e Histeridae presentaron el mismo patrón aunque no fueron colectadas en todos los muestreos.

En abril de 1998 se colectaron más coleópteros en los ébanos dentro del matorral pero estas diferencias no se encuentran a nivel de especie. Esto puede deberse a la gran variabilidad encontrada en la densidad de las especies y a la gran variabilidad en el número de especies.

El patrón de densidad que presentaron los ébanos podría estar más ligado a los ciclos de cultivo, ya que las colectas en las que los ébanos aislados presentaron más coleópteros que los ébanos dentro del matorral, se realizaron en los periodos de cultivo y cosecha de frijol (septiembre y noviembre). Estados & Temple (1999) encontraron que existe una gran influencia del área circundante del fragmento sobre las poblaciones de aves del centro de Chile.

En el análisis de grupos funcionales, se encontró que existe una gran variación estacional en las densidades de los grupos funcionales en cada una de las condiciones.

Los coleópteros omnívoros fueron siempre el grupo de menor densidad tanto en los ébanos como en los mezquites sin importar la condición de aislamiento. El resto de los grupos no presentaron un patrón constante de densidad.

La gran variedad de resultados presentados por diferentes autores así como los encontrados en este trabajo, llevan a pensar que la fragmentación afecta de muy diversas formas a las especies en cada uno de los ecosistemas. Por esta razón, se considera que deben analizarse las respuestas individuales de cada una de las especies a fin de lograr un entendimiento de los procesos que llevan a la extinción o a la sobrevivencia de los paisajes fragmentados.

Capítulo IV

Discusión General

A continuación se contrastan las variaciones en producción de semillas y la presencia de coleópteros en relación a la fragmentación con la literatura más relevante.

Considerando a los árboles aislados como las unidades más pequeñas de un fragmento, se espera que el efecto de borde tenga mayor influencia sobre ellos (Murcia, 1995). La competencia casi nula por recursos como agua o luz que tienen los mezquites aislados, podría ser la causa de que los árboles aislados produzcan más semillas que los mezquites de dimensiones comparables inmersos en vegetación continua.

Los insectos contribuyen en gran medida a la producción de semillas a través de mecanismos como la polinización (Jenersten 1988), sin embargo, en el caso de los mezquites, los insectos disminuyen la cantidad de semillas con capacidad para formar un nuevo individuo.

Una mayor producción de semillas en los mezquites aislados les podría dar, en principio, una ventaja reproductiva sobre los árboles dentro del matorral, sin embargo, las pérdidas de semilla por insectos y otros patógenos, hacen que los árboles aislados tengan las mismas posibilidades de reproducción que árboles de tamaño similar inmersos en vegetación continua.

La densidad de plántulas de palma en selvas varía de acuerdo al tamaño del fragmento, en fragmentos más pequeños la densidad disminuye (Scariot, 1999), para el matorral tamaulipeco se encontró que no existe diferencia en el número de plántulas de mezquite bajo condiciones de aislamiento y vegetación continua.

La mayor densidad de coleópteros encontrada en los mezquites aislados podría estar fuertemente ligada a la mayor producción de semillas en éstos árboles. El hecho de que los mezquites aislados sean sitios más productivos, les confiere la posibilidad de soportar grandes poblaciones de cada especie (Abrams 1995).

La mayoría de los estudios realizados en selvas, reportan una marcada disminución de la densidad o de la diversidad de especies. Sin embargo, en otros ecosistemas como bosques de latifoliadas o bosques de eucalipto, se observa que los efectos de la fragmentación no son tan claros (Rotman y Roland, 1998; Davies & Margules, 1998) y que no todas las especies responden igual a la fragmentación del hábitat (Trzcinski, 1999).

El patrón de densidad que presentan los ébanos parece responder a los ciclos de los cultivos circundantes. Las densidades más altas en los ébanos aislados se encontraron cuando había cultivo de maíz o frijol como vegetación circundante de los árboles. Esto podría deberse a que el efecto de borde permite que los árboles aislados posean mayor cantidad de coleópteros que los árboles dentro del matorral (Lincoln, 1998).

Al igual que en los mezquites, en los ébanos no hubo diferencia en el número de especies de coleópteros. Sin embargo, existieron diferencias en la composición de especies. La composición de especies refleja la combinación de eventos ambientales e históricos en un sitio, por lo tanto, los cambios en la composición de especies son la base para detectar cambios importantes en el ecosistema (Philippi, 1998).

En este estudio se han encontrado diferencias en la producción de semillas de mezquite, diferencias en densidad de coleópteros y diferencias en la composición de las especies como efecto de la fragmentación en el matorral tamaulipeco. Los resultados de este estudio, en general, contrastan con los reportados para las selvas (Klein, 1989; Didham *et al.*, 1996), en donde se ha encontrado una disminución de la densidad o diversidad de especies en fragmentos pequeños. Este contraste, podría deberse a diferencias entre los ecosistemas o quizá al poco tiempo transcurrido desde la fragmentación (González, 1999). Así, se detectó un aumento en la densidad de algunas especies en los fragmentos remanentes jóvenes (Hagan, 1996, Schmigelow, 1997), mientras que en fragmentos viejos se reporta una baja de densidad de las especies (Fahrig y Jonsen, 1998).

Literatura Citada

- Abrams, P.A. 1995. Monotonic or Unimodal Diversity Productivity Gradients: What does Competition Theory Predict? **Ecology** 76:2019-2027.
- Aizen, M.A., P. Feinsinger. 1994. Habitat Fragmentation, Native Insect Pollinators and Feral Honey Bees In Argentine "Chaco Serrano". **Ecological Applications** 4:378-392.
- Alanís, G.J., G. Cano y Cano, M. Rovalo. 1997. Vegetación y Flora de Nuevo León. Una Guía Botánico-Ecológica. Impresora Monterrey, S.A. de C.V. México. 250p
- Anónimo. 1988. Reporte del Programa de Desmontes Efectuados desde el 1º de agosto de 1995 al 31 de diciembre de 1988.
- Archer, S. 1995. Tree-grass Dynamics in a Prosopis-thornscrub Savanna Parkland: Reconstructing the Past and Predicting the Future. **Ecoscience** 2:83-89.
- Askins, R.A. 1995. Hostile Lanscapes and the Decline of Migratory Songbirds. **Science** 267:1956-1957.
- Ávila, G.M. 1997. Diversidad de Hormigas en Fragmentos del Matorral Tamaulipeco en Linares, N.L. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N.L.
- Benítez-Malvido. J. 1998. Impact of Forest Fragmentation on Seedling Abundance in a Tropical Rain Forest. **Conservation Biology** 12:380-389.

- Bolger, D.T., A.C. Alberts, R.M. Sauvajot, P. Potenza, C. McCalvin, D. Tran, S. Mazzoni, & M.E. Soulé. 1997. Response of Rodents to Habitat Fragmentation in Coastal Southern California. **Ecological Applications**, 7:552-563.
- Bright, P. W. & A.L. Walsh. 1995. Evaluating Predictions about Neotropical Mammals and Habitat Fragmentation. BES Annual Symposium. Royal Holloway, University of London. 203pp.
- Bundestag, G (ed). 1990. Protecting the Tropical Forests. A High-Priority International Task. Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit. Bonn. Alemania 968p.
- Cavazos, T. & V. Molina. 1992. Registro Climático de la Región Citrícola de Nuevo León. **Boletín Técnico # 1**. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, 65 p.
- Crisp P., K.J.M. Dickinson & G.W. Gibbs. 1998. Does native invertebrate diversity reflect native plant diversity ? A case study from New Zeland and implications for conservation. **Biological Conservation** 83: 209-220.
- Daily, G.C. & P.R. Ehrlich. 1995. Preservation of Biodiversity in Small Rainforest Patches: Rapid Evaluations Using Butterfly Trapping. **Biodiversity and Conservation** 4:35-55
- Davies, K.F. & C. R. Margules. 1998. Effects of Habitat Fragmentation on Carabid Beetles: Experimental Evidence. **Journal of Animal Ecology** 67:460-471.

- DeAngelis, D.L. 1994. Relationships between the Energetics of Species and Large -Scale Species Richness. En Linking Species and Ecosystems. Pp 263-272. G. Jones & H. Lawton (eds.), Chapman & Hall, New York, EUA.
- Dean, W.R., S.J. Milton, P. du Morné & W.R. Sigfried. 1995. Dryland Degradation: Symptoms, Stages and Hypotetical Cures. Proceeedings: Wildland Schrub and Arid Land Restoration Symposium, Las Vegas, NV., EUA 182pp.
- Didham R.K., J. Ghazoul, N.E. Stork & A.J. Davis. 1996. Insects in Fragmented Forest: A Functional Approach. **TREE** 11:255-260.
- Estades C. F. & S. A. Temple. 1999. Deciduous-Forest Bird Communities in a Fragmented Landscape Dominated by Exotic Pine Plantations. **Ecological Applications** 9:573-585.
- Fahrig, L. & I. Jonsen. 1998. Effect of Habitat Patch Characteristics on Abundance and Diversity of Insects in an Agricultural Landscape. **Ecosystems** 1:197-205.
- Ferreira, L.V. & W.F. Laurance. 1997. Effects of Forest Fragmentation on Mortality and Damage of Selected Trees in Central Amazonia. **Conservation Biology** 11:797-801.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación de Köppen. Larios, S.A. México, D.F. 217 pp.
- Gilfedder, L. & Krikpatrik J.B. 1998. Factors influencing the integrity of remnant bushland in subhumid Tasmania. **Biological Conservation** 84:89-96.

- González Rojas J.I. 1999. Aves del Matorral Espinoso Tamaulipeco y Efecto de la Fragmentación sobre su Diversidad en el Ejido Vistahermosa, Municipio de Linares, Nuevo León, México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas UANL.
- Grime, J.P. 1997. Biodiversity and Ecosystem Function: The Debate Deepens. **Science** 277:1260-1261.
- Guevara, S., E. Purata & E. Van der Maarel. 1986. The Role of Remnant Forest Trees in Tropical Secondary Succession. **Vegetatio** 66: 77-84.
- Guevara, S. 1995. Connectivity: Key in Maintaining Tropical Rainforest Landscape Diversity. A Case Study in Los Tuxtlas, Mexico. En Conserving Biodiversity Outside Protected Areas. P. Halladay & D.A Gilmour Eds. IUCN Publications Services Unit. Cambridge, Reino Unido.
- Haddad, N.M. 1999. Corridor and Distance Effects on Interpatch Movements: A Landscape Experiment with Butterflies. **Ecological Applications**. 9:612-622.
- Haddad, N.M. et al. & K.A. Baum .1999. An Experimental Test of Corridor Effects on Butterflies Densities. **Ecological Applications** 9:623-633.
- Hagan, M.J.; M. Vander Haegan & P.S. Mckinley. 1996. The Early Development of Forest Fragmentation Effects on Birds. **Conservation Biology**. 10:88-202.

- Herkert, J.R. 1994. The Effects of Habitat Fragmentation on Midwestern Grassland Bird Communities. **Ecological Applications** 4:461-471.
- Hunter, M.L. 1996. Fundamentals of Conservation Biology. Blackwell Science, Inc., USA. 482 pp.
- INEGI. 1982. Carta de Vegetación, escala 1:50000. México.
- Jennersten, O. 1988. Pollination in *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): Effects of Habitat Fragmentation on Visitation and Seed Set. **Conservation Biology**. 2:359-366.
- Jurado, E. & N. Reid. 1989. Influencia de Factores Edáficos, Topográficos y Perturbación sobre el Matorral Tamaulipeco en Linares, N.L. **Reporte Científico** 10:1-29pp. Facultad de Ciencias Forestales. UANL 29 pp.
- Jurado, E. 1993. La Biodiversidad en Peligro: Discusión de Literatura. II Simposium Regional de Biología y Ecología. 17-19 julio de 1993. Memorias. Universidad del Noreste, Facultad de Ciencias Biológicas, Tampico, Tamps. pp 24-26.
- Jurado, E., J. Jiménez, E. Treviño. 1998. Biodiversidad en peligro. **Ciencia UANL** 1:43-47
- Kenneth V.R., J.D. Lowe & A.A. Dhondt. 1999. Effects of Forest Fragmentation on Breeding Tanagers: A Continental Perspective. **Conservation Biology** 13:568-583.

- Klein, B.C. 1989. Effects of Forest Fragmentation on Dung and Carrion Beetle Communities in Central Amazonia. **Ecology** 70:1715-1725.
- Koenig, W.D., R.L. Mumme, W.J. Carmen & M.T. Stanback. 1994. Acorn Production by Oaks in Central Coastal California: Variation within and among Years. **Ecology** 75:99-109.
- Kruess, A., & Tscharntke, T. 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss and Biological Control. **Science** 264:1581-1584.
- Laurence, W.F. 1997. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. **Science** 278:1117-1118
- Lincoln, R., G. Boxshall, P. Clark. 1998. A Dictionary of Ecology, Evolution and Systematics. segunda edición. Cambridge University Press. 361p
- Longino, J.T. & R. Colwell. 1997. Biodiversity Assesment using Structured Inventory Capturing the Ant Fauna of a Tropical Rain Forest. **Ecological Applications**, 7:1263-1277.
- Malcolm, J.R. 1994. Edge Effects in Central Amazonian Forest Fragments. **Ecology** 75:2438-2445.
- Malcolm, J.R. 1996. A Model of Conductive Heat Flow in Forest Edges and Fragemnted Landscapes, In press in Climatic Change; accepted September 1996. 21p.
- Malcolm, J.R, 1997. Insect Biomass in Amazonian Forest Fragments. Canopy Arthropods. N.E. Sork & R.K. Didham (eds.). Chapman & Hall, London. UK 533p.

- Marone, L., E. Rossi & J. López de Casenave. 1998. Granivore Impact on Soil Seed Reserves in the Central Monte Desert, Argentina. **Functional Ecology** 12:600-645.
- Medina, C.M.C. 1995. Fitodiversidad en Relación al Tamaño de Fragmentos Remanentes del Matorral, en Linares, N.L., México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N.L.
- Miyashita, T. , A. Shinkai, T. Chida. 1998. The Effects of Forest Fragmentation on Web Spider Communities in Urban Areas. **Biological Conservation** 86:357-364.
- Montagnini, F. 1992. Sistemas Agroforestales: Principios y Aplicaciones en los Trópicos. 2ª. Edición revisada y aumentada. San José, Costa Rica.
- Murcia, C. 1995. Edge Effects in Fragmented Forest: Implications for Conservation. **TREE** 10:58-62.
- Odum, E.P. 1972. Ecología. tercera edición, Editorial Interamericana S.A. de C.V. México 639p
- Oliver, I. & Beattie, A.J. 1996. Designing a Cost-Effective Invertebrate Survey: A Test of Methods for Rapid Assessment of Biodiversity. **Ecological Applications** 6:594-607.
- Philippi, T.E. P.M. Dixon & B.E. Taylor. 1998. Detecting Trends in Species Composition. **Ecological Applications** 8:300-308.

- Pimentel, D. U. Stachow, D.A. Takacs, H.W. Brubaker, A.R. Dumas, J.J. Meaney, J.A.S. O'neal, D.E. Onsi & D.B. Corzilius. 1992. Conserving Biological Diversity in Agricultural/Forestry Systems. **BioScience** 42:354-362.
- Price, M.V. & J.W. Joyner. 1997. What Resources are Available to Desert Granivores: Seed Rain or Soil Seed Bank?. **Ecology** 78: 764-773.
- Rotman, L.D. & J. Roland. 1998. Forest Fragmentation and Colony Performance of Forest Tent Caterpillar. **Ecography** 21:383-391.
- Sánchez, V. Aparición y Evolución de los Problemas del Medio Ambiente. En El Medio Ambiente en México: Temas, Problemas y Alternativas. Manuel José López Portillo (compilador). Fondo de Cultura Económica. México 429p.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs & C.R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology** 5:18-32
- Scariot, A. 1999. Forest Fragmentation Effects on Palm Diversity in Central Amazonia. **Journal of Ecology** 87:66-76.
- Schmiegelow, F.K.A.; C.S. Machtans & S.J. Hannon. 1997. Area Boreal Birds Resilient to Forest Fragmentation?. An experimental Study of Short-Term Community Responses. **Ecology** 78:1914-1932.
- Sharp & Sprangle. 1967. Flowering and Fruiting in the White Oaks. Pistillate Flowering Acorn Development, Weather and Yields. **Ecology** 48:243-251.

- Suárez, A., D.T. Bolger & T.J. Case. 1999. Effects of Fragmentation and Invasion on Native Ant Communities in coastal Southern California. **Ecology** 79:2041-2056.
- Soulé, M.E. & K.A. Kohm eds. 1989. Research Priorities for Conservation Biology. Island Press, Washington, D.C.
- Srivastva D.S. & J.H. Lawton. 1998. Why more Productive Sites Have More Species: An Experimental Test of Theory Using Tree Hole Communities. **The American Naturalist** 152:510-529
- Tilman, D. 1996. Biodiversity: Population Versus Ecosystem Stability. **Ecology** 77:350-363.
- Trzcinski, M.K. L. Fahrig & G. Marriam. 1999. Independent Effects of Forest Cover and Fragmentation on the Distribution of Forest Breeding Birds. **Ecological Applications** 9:586-593.
- Turner, I.M. & Corlett, R.T. 1996. The Conservation Value of Small Isolated Fragments of Low Land Tropical Rain Forest. **TREE** 11:330-333.
- Villalón, H. 1997. Prueba de Establecimiento de una Plantación de *Pithecellobium ebano* (Benth) Coulter bajo 13 densidades. Memorias del II Simposio de Ciencia y Tecnología. CONACyT. Monterrey, N.L. México.
- Wettstein, W & B. Shmid. 1999. Conservation of Arthropod diversity in Montane Wetlands: Effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. **Journal of Applied Ecology** 36

White, R. 1983. Beetles. Peterson Field Guides. Houghton Mifflin Company. EUA 368p.

Wilson, E. 1992. The Diversity of Life. Norton Company, USA. 424p.

Young, A., T.Boyle & T. Brown. 1996. The Population Genetic Consequences of Habitat Fragmentation for Plants. **TREE** 11:413-418.

ANEXO 1.

Coleópteros encontrados en ébanos inmersos en el matorral

Promedio de individuos por muestreo y desviación estándar

	Abr-98	sd	Sep-98	sd	Nov-98	sd	Mar-99	sd	Abr-99	sd
Anobidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anthricidae a	65.6	30.28	0	0	0	0	0	0	5	3.8
Anthricidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cantharidae	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae a	1	1	0	0	0	0	0.33	0.57	0	0
Carabidae b	5	1.15	4	0.57	0	0	0	0	3	2
Carabidae c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae e	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae f	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae g	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae i	0	0	0.33	0.57	0	0	0	0	0	0
Carabidae j	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae k	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1.7
Carabidae l	0	0	0	0	2.33	0	0.33	0.57	0	0
Carabidae m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae o	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae p	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerambycidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cleridae a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cleridae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coccinellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cucujidae a	89	19.69	2	0	0	0	0	0	1	0
Curculionidae a	1.33	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Curculionidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Curculionidae c	0.66	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysomelidae	7	12.1	2	0	9	15.5	1	0	5	0
Elateridae a	2.6	2.3	0	0	0	0	0	0	0	0
Elateridae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elateridae c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Histeridae a	370.6	138.9	1.6	0	17	8.8	212.6	217	105.6	50.6
Histeridae b	0	0	0	0	0	0	0.6	0.57	2	2
Histeridae c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meloidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae a	5.33	2.51	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae c	43.3	37.16	0	0	0	0	6.3	0	4	0
Nitidulidae d	2	3.6	0	0	0	0	1	0.57	1	0.57
Nitidulidae e	0.3	0.57	0	0	0	0	0.3	0.57	1.3	1.52
Nitidulidae f	4	6.92	0	0	0	0	5.6	6.02	5	3
Scaphidae a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scaphidae b	0.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabidae a	5.33	2.51	3.33	2.08	0.66	0.57	0	0	4.33	3.05

Scarabidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabidae c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabidae d	0.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae a	4.6	3.51	0	0	0	0	0	0	1.3	1.52
Staphilinidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae c	7	7	0	0	0	0	0	0	1	0.57
Staphilinidae d	8.3	4.7	0	0	2.3	2.51	0	0	1.3	1.51
Staphilinidae e	0.3	0.57	0	0	0	0	0.3	0.57	0	0
Staphilinidae f	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae a	6	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae b	7	1.7	2.3	2.51	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae c	0	0	0	0	0	0	3.6	2.5	7.3	4.04
Tenebrionidae d	0.6	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae e	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae f	5.6	6	1.3	0.57	1	0	0	0	34	27.2
Tenebrionidae g	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae i	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trogidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	1	0	0	0.6	0.57	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0.3	0.57	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	4	1.3	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	3.3	4.9	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	1	0.57	0	0	0	0
10	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ANEXO 2.

Coleópteros encontrados en ébanos aislados

Promedio de especies por muestreo y desviación estándar

	Abr-98	sd	Sep-98	sd	Nov-98	sd	Mar-99	sd	Abr-99	sd
Anobidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.57
Anthicidae a	75.3	55.1	3.6	3.6	0	0	1.6	0.57	10.5	6.6
Anthicidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cantharidae	4.6	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae b	1	1	5	3	0	0	13	4	4.2	2
Carabidae c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae e	1.3	0.57	0.6	0.57	0	0	0	0	0.4	0.57
Carabidae f	0.6	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae g	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae h	0.33	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae i	0.33	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae j	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae k	3	2	0	0	0	0	0	0	1	0.57
Carabidae l	0	0	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0
Carabidae m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae n	1.6	2.88	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae o	0	0	0	0	1.6	2.88	0	0	0	0
Carabidae p	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerambycidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Cleridae a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cleridae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coccinellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cucujidae a	1	1.7	1	0.57	0.6	0.57	1.6	1.15	0.2	0.57
Curculionidae a	6.6	4.7	0	0	0	0	0	0	2.6	4.9
Curculionidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Curculionidae c	1.33	1.52	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysomelidae	35.6	19	0	0	9	3.6	92	14	3	2.88
Elateridae a	10.3	4.7	0	0	0	0	0	0	0	0
Elateridae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.57
Elateridae c	3	3	0	0	0	0	1.6	0.57	0.6	1
Histeridae a	47.3	21	27	24.3	0	0	74.3	14.5	81.6	50.68
Histeridae b	0	0	1.33	0.57	0	0	0	0	2	2
Histeridae c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meloidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melyridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae a	0.33	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae c	8.6	7.5	1	0.57	0	0	16.3	9	4	0
Nitidulidae d	14.6	9.2	0	0	0	0	7.3	1.52	2	2
Nitidulidae e	2	3.46	2	0	0	0	0	0	0	0
Scaphidae a	2.6	1.15	0	0	0	0	0	0	0	0
Scaphidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabidae a	0.6	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabidae b	1	0	2.6	1.15	2.3	0.57	5	1.52	1	1
Scarabidae c	3	0	0	0	0	0	2	0.57	0	0
Scarabidae d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilínidae a	11.6	10.26	0	0	0	0	0	0	0.2	0.57

Staphilinidae b	6	1.7	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae c	0.33	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae d	5	6.24	2	2	0	0	2	0	1	0
Staphilinidae e	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae f	132.3	8.5	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae a	47	25.86	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae b	2.3	4	0	0	0	0	0	0	2	5.7
Tenebrionidae c	24	18.24	5	8.6	0	0	8	6.92	2.4	0.57
Tenebrionidae d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae e	6.3	5.5	0	0	0	0	0.6	1.15	0	0
Tenebrionidae f	7.3	12.7	8	5.9	42	15.7	0	0	19.4	41.8
Tenebrionidae g	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae i	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trogidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1	1.6	0.57	0	0	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	1	1.7	1	1.7	0	0	2	0	0
	4	0	0	0.3	0.57	0	0	0	0	0
	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ANEXO 3. Coleópteros encontrados en mezquites dentro del matorral
 Promedio de especies por muestreo y desviación estándar

	Abr-98	sd	Sep-98	sd	Nov-98	sd	Mar-99	sd	Abr-99	sd
Anobidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anthicidae a	9	6.1	0	0	0	0	0	0	6.8	6.8
Anthicidae b	2.6	1.15	0	0	0	0	0	0	0	0
Cantharidae	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae a	0.6	0.57	0	0	1	1.57	2	1	0	0
Carabidae b	1.3	1.15	0.6	0.57	0.3	0.57	0.3	0.57	6	1.15
Carabidae c	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae e	1	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae f	3.3	1.52	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae g	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Carabidae h	0	0	0.6	0.57	0	0	0	0	0	0
Carabidae i	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae j	0.6	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae k	1.3	2.6	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae l	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Carabidae m	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0
Carabidae n	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Carabidae o	0.6	1.52	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae p	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0
Cerambycidae	0	0	0	0	5.6	8.08	0	0	0	0
Cleridae a	1	1.7	0	0	0	0	0	0	0.4	0.4
Cleridae b	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Coccinellidae	0	0	4	2.51	0	0	0	0	0	0
Cucujidae a	8.3	9.6	5.3	5.85	5	6.08	0.6	0.57	2	0
Curculionidae a	0.3	0.57	0.3	0	0	0	0	0	0.6	0.68
Curculionidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	1.2	2
Curculionidae c	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysomelidae	2	2	0	0	0.6	0.57	4.4	0	4.8	0
Elateridae a	0.6	0.57	0	0	0	0	0	0	0.2	0.13
Elateridae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elateridae c	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1.2
Histeridae a	82.6	76.6	0	0	0.6	0.57	10.6	17.61	11.6	11.6
Histeridae b	0	0	0	0	0	0	0	0	1.4	1.4
Histeridae c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meloidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Melyridae	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae a	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae c	1	1.7	0	0	0.6	0.57	8.3	3.51	4	1.78
Nitidulidae d	16	13	0	0	2.6	1.57	2.6	0.57	28	20.28
Nitidulidae e	1.3	2.3	0	0	0	0	0	0	2	2.34
Scaphidae a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scaphidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0.89
Scarabidae a	0	0	11.6	0	0	0	0	0	4.6	3.3
Scarabidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0.54

Scarabidae c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabidae d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae a	3.3	5.7	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae c	0.6	0.57	0	0	3	0	1.8	0	0	0
Staphilinidae d	0.3	0.57	0	0	0.3	0.57	0.2	0	0.8	0.44
Staphilinidae e	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae f	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae a	27.3	37.2	0	0	0	0	0	0	20.4	19.87
Tenebrionidae b	0	0	0	0	0.6	0.57	0.3	0.57	7.6	9.7
Tenebrionidae c	0.3	0.57	0.3	0.57	0.3	0.57	0.3	0.57	6.4	8.79
Tenebrionidae d	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0.2	3
Tenebrionidae e	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae f	5.6	8.14	4	0	0.3	0	8.6	0	9	9.94
Tenebrionidae g	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae h	0	0	0	0	0	0	0	0	10	11
Tenebrionidae i	0	0	0	0	0	0	0	0	1.2	1.6
Trogidae	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1.8
1	0	0	0	0	0	0	2.3	2.5	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0.6	0.57	0	0
3	0	0	0	0	0	0	1.2	1.15	0	0
4	0	0	0	0	0	0	5	2.08	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	2	1.57	0	0
8	0	0	0	0	0	0	1	0.57	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0.6	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ANEXO 4. Coleópteros encontrados en mezquites aislados

Promedio de especies por muestreo y desviación estándar

	Abr-98	sd	Sep-98	sd	Nov-98	sd	Mar-99	sd	Abr-99	sd
Anobidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anthicidae a	532	137	0	0	0	0	0	0	25.8	2.28
Anthicidae b	0	0	0	0	0.6	0.57	0	0	0	0
Cantharidae	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae a	16.3	3.2	0	0	0	0	8	1	0	0
Carabidae b	3.3	2.1	0.6	0.57	0	0	3	1	15.4	1.14
Carabidae c	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0.3	0.57
Carabidae e	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae f	0.6	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae g	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae h	0	0	0.3333	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae i	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae j	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae k	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Carabidae l	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0.2	0.44
Carabidae m	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae n	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.44
Carabidae o	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabidae p	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Cerambycidae	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Cleridae a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cleridae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0.44
Coccinellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cucujidae a	7	2.3	0	0	0	0	5	1.51	2	0
Curculionidae a	8	2.1	7	2.3	0	0	0	0	2.6	1.51
Curculionidae b	0.6	1.15	0	0	0	0	0	0	0	0
Curculionidae c	0.6	1.15	0	0	0	0	0	0	0	0
Chrysomelidae	3	1.15	0	0	0.3	0.57	0	0	3	1.58
Elateridae a	9	7.5	0	0	0	0	0	0	0	0
Elateridae b	0.6	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Elateridae c	0	0	0	0	0	0	0	0	3.4	1.51
Histeridae a	101.3	11.3	14	2	7	1.7	94	21.2	111.6	16.6
Histeridae b	0	0	0.3333	0.57	0	0	0	0	1.4	2
Histeridae c	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Meloidae	0	0	0	0	0	0	9	1	0	0
Melyridae	1	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae a	11	4.5	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitidulidae b	0	0	0	0	0	0	8	1	0	0
Nitidulidae c	2.6	2.5	0	0	0.6	0	0	0	0	0
Nitidulidae d	54	39	0	0	4.33333	0	0	0	14.2	1.3
Nitidulidae e	8.3	2.8	0	0	0	0	16	1	0	0
Scaphidae a	0	0	0	0	0	0	0.3	0.57	0	0
Scaphidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabidae a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabidae b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Scarabidae c	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Scarabidae d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Staphilinidae a	0.6	0.57	0	0	0	0	3	0	0	0
Staphilinidae b	0.6	1.15	0	0	0	0	0	0	3.2	0
Staphilinidae c	21	3.5	0	0	3	0	0	0	0	0
Staphilinidae d	2	1	0	0	0.33333	0	0	0	14.8	1.5
Staphilinidae e	0.33	0.57	0	0	0	0	1	0	0	0
Staphilinidae f	0	0	0	0	0	0	0.3	0.57	0	0
Tenebrionidae a	398	34.8	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae b	24.3	13	0	0	0.66667	0	1	0	2	0
Tenebrionidae c	0.3	0.57	0.6	1.15	1	0	3	0	5	1
Tenebrionidae d	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae e	0.3	0.57	0	0	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae f	22	4.3	52	19.3	10.3	1.15	2	0.57	54	11.7
Tenebrionidae g	0	0	4.3333	0.57	0	0	0	0	0	0
Tenebrionidae h	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0
Tenebrionidae i	0	0	0	0	0	0	2	0.57	0	0
Trogidae	0	0	0	0	0	0	0.3	0.57	0	0
1	0	0	0	0	0	0	0.3	0.57	0	0
2	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0.3	0.57	0	0
4	0	0	0	0	0	0	24.3	13	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

