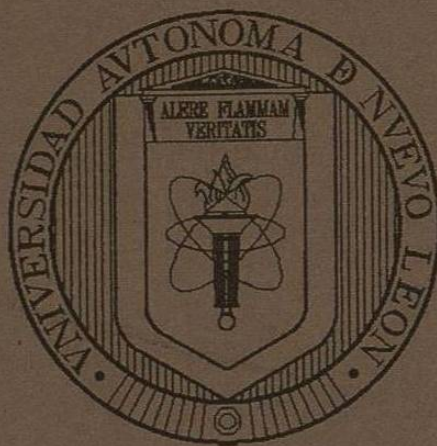


UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



Remoción de semillas en Fragmentos de Matorral Espinoso
Tamaulipeco, Linares, N. L.

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

Por
M.V.Z. Mercedes Laura Flores Guzmán

Linares, Nuevo León, México

ENERO 2000

TM

Z599

FCF

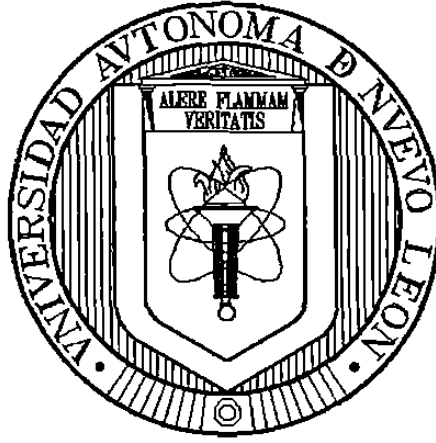
2000

F5



1020130188

**UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**Remoción de semillas en Fragmentos de Matorral Espinoso
Tamaulipeco, Linares, N. L.**

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

**Por
M.V.Z. Mercedes Laura Flores Guzmán**

Linares, Nuevo León, México

ENERO 2000

m

0138-35460

TH
25991
FLF
2000
FS



FONDO
TESIS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

Remoción de Semillas en Fragmentos de Matorral Espinoso
Tamaulipeco, Linares, N. L.

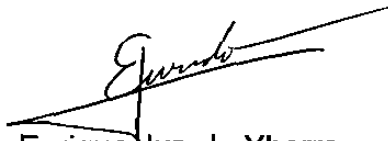
TESIS DE MAESTRÍA

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA:

M.V.Z. Mercedes Laura Flores Guzmán

Comité de Tesis:



Dr. Enrique Jurado Ybarra
Director



Dr. José A. Guevara González
Asesor



Dra. Laura M. Scott Morales.
Asesor

Linares, Nuevo León, México

Diciembre de 1999.

Índice

Reconocimiento	i
Resumen	ii
Summary	iii
I. Introducción general	1
1.1. Hipótesis	9
1.2. Objetivos	9
1.3. Localización de área de estudio	10
II. Tasa de remoción de semillas en relación al grado de aislamiento.	
2.1. Introducción	12
2.2. Hipótesis	14
2.3. Objetivos	14
2.4. Método	
- Selección de especies	15
- Grado de aislamiento	16
- Análisis de datos	18
2.5. Resultados	
-Tasa de remoción de semillas	19
-Velocidad de remoción de semillas	23
-Diferencia debida a la especie de árbol bajo el cual se evaluó la remoción de semillas	26
2.6. Discusión	29
III Tasa de remoción en relación a síndrome de dispersión y grado de aislamiento.	
3.1. Introducción	33
3.2. Hipótesis	34
3.3. Objetivos	35
3.4. Método	
- Especies de semillas utilizadas	35
- Grado de aislamiento	37
- Análisis de datos	37
3.5. Resultados	
- Semillas asociadas con dispersión por vertebrados	38
- Semillas con dispersión explosiva	47
- Semillas sin características asociadas a dispersión	48
- Tasa de remoción en relación al síndrome de dispersión	49
- Relación entre síndrome de dispersión y aislamiento	52
3.6. Discusión	59
IV. Literatura citada.	65

Índice de Figuras.

	página
Fig. 1.1 Localización del área de estudio	11
Fig. 2.1 Distribución de las cajas de Petri bajo la copa de los árboles seleccionados	16
Fig. 2.2 Distribución de los sitios de muestreo	17
Fig. 2.3 Promedio de semillas remanentes en distinto grado de aislamiento, en tres muestreos	19
Fig. 2.4 Total de semillas remanentes en cada muestreo	21
Fig. 2.5 Promedio de semillas remanentes en tres grados de aislamiento	22
Fig. 2.6 Promedio de semillas remanentes al final de los tres muestreos, en cada grado de aislamiento	23
Fig. 2.7 Remoción total durante el mes de abril	25
Fig. 2.8 Porcentaje de semillas removidas bajo ébanos y mezquites	26
Fig. 2.9 Promedio de semillas remanentes bajo ébanos y mezquites	27
Fig. 3.1 Tratamiento a las especies asociadas a dispersión por vertebrados	36
Fig. 3.2 Partes remanentes de fruto de mezquite	39
Fig. 3.3 Partes remanentes de frutos de anacahuita	40
Fig. 3.4 Partes remanentes de frutos de de palo blanco	41
Fig. 3.5 Partes remanentes de frutos de chapote prieto	43
Fig. 3.6 Semillas remanentes de barreta china	44
Fig. 3.7 Total de semillas remanentes de especies asociadas a dispersión por vertebrados	45

Fig. 3.8 Total de semillas remanentes de especies con dispersión explosiva	47
Fig. 3.9 Total de semillas remanentes de especies con dispersión sin características asociadas	48
Fig. 3.10 Promedio de semillas remanentes por tipo de dispersión, al final de los tres muestreos	50
Fig. 3.11 Porcentaje de semillas remanentes, especies con dispersión por vertebrados	52
Fig. 3.12 Porcentaje de semillas remanentes, especies con dispersión sin características asociadas	54
Fig. 3.13 Porcentaje de semillas remanentes, especies con dispersión explosiva	55
Fig. 3.14 Promedio de semillas remanentes por tipo de dispersión, bajo distinto aislamiento	56

Índice de Tablas.

Tabla 2.1 Especies seleccionadas	15
Tabla 2.2 Día a que descienden a 50% el número de semillas remanentes en cada muestreo	24
Tabla 3.1 Porcentaje de remoción de partes de fruto en cada muestreo	38
Tabla 3.2 Porcentaje de remoción de semillas en cada muestreo por tipo de dispersión	50
Tabla 3.3 Porcentaje de remoción de semillas en distinto grado de aislamiento por tipo de dispersión	52

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

Mercedes Laura Flores Guzmán
Diciembre de 1999

RECONOCIMIENTO

El presente estudio fue apoyado económicamente a través de los proyectos: CONACyT (1646P); IFS (D/2256-1 y 2) y PAICYT (CN05498 y CT 20299). Además de una beca-crédito para estudios de postgrado, otorgada por el CONACyT.

Al Dr. Enrique Jurado Ybarra, un sincero reconocimiento por tener siempre la palabra precisa en el momento justo y por la infinita paciencia en la asesoría de esta tesis.

Al Dr. José A. Guevara González, por la incansable minuciosidad en las revisiones a los manuscritos y los siempre agradables comentarios en cada revisión.

A la Dra. Laura M. Scott Morales, por las claras y atinadas sugerencias en cada manuscrito.

Al Técnico Leonel Resendiz, por el valioso apoyo y gran disposición en cada salida a campo a contar semillas.

Al Mc. Luis G. Cuellar Rodríguez por la manera práctica de mantenerme en tierra y por intentar –sin éxito- imitar a una profesional.

Al Ing. Oscar Ramírez y Paulina Bazaldúa, por su colaboración en la encuadernación de esta tesis.

Y por último a todos los compañeros, ayudantes incidentales en cada salida a campo, como choferes o como contadores de semillas y que no menciono individualmente por no cometer la injusticia de olvidar a alguno. Gracias.

RESUMEN

En el presente trabajo se instalaron tres muestreos temporales de remoción de semillas sin reemplazo, al sur de Linares, N. L. Se utilizaron doce especies del matorral espinoso tamaulipeco (mezquite, ébano, palo blanco, chapote prieto, barreta china, vara dulce, oreja de rata, tenaza, hierba del potro, palo verde, huizache y anacahuita).

Se midió la tasa de remoción bajo distinto grado de aislamiento: árboles aislados (por considerarlos la unidad más pequeña de un fragmento), árboles en la frontera de matorral y áreas agrícolas y árboles inmersos en vegetación continua. Se eligieron árboles de ébano y mezquite por ser abundantes de manera aislada, en borde de vegetación e inmersos en vegetación continua.

Las especies seleccionadas fueron separadas por síndrome de dispersión (por vertebrados, explosiva y sin características asociadas a dispersión), a fin de medir la preferencia de los removedores sobre las especies y la influencia del grado de aislamiento sobre la preferencia de las especies. Se realizaron tres períodos de muestreos (junio y noviembre de 1998 y abril de 1999).

Se encontró que: (1) Los sitios aislados presentaron menor tasa de remoción que los sitios en borde e inmersos. (2) Los sitios de borde tuvieron un comportamiento intermedio entre los sitios aislados e inmersos. (3) las especies sin características asociadas a dispersión presentaron el mayor número de semillas removidas. (4) Se observó el mismo patrón de remoción en los tres grados de aislamiento, siendo más removidas las especies sin características asociadas a dispersión, en segunda instancia las especies con dispersión por vertebrados y las menos removidas las especies con dispersión explosiva. (5) Las especies con semillas más pequeñas (barreta china y vara dulce) presentaron mayor remoción que las especies con semillas grandes (anacahuita y ébano). Los árboles aislados al presentar menor remoción podrían convertirse en potenciales focos de regeneración. Los sitios inmersos en vegetación continua presentaron 5.6 veces más remoción que los sitios aislados.

SUMMARY

Seed removal without replacement was estimated three times during a year in Linares, N.L. Twelve species of Tamaulipan thornscrub (mesquite, ebony, palo blanco, chapote prieto, barreta china, vara dulce, oreja de rata, tenaza, hierba del potro, palo verde, huizache and anacahuita) were tested.

Seed removal rate was measured under isolated trees, trees on the edge of fragments and agricultural fields, and trees inside continuous vegetation. Isolated trees were considered as the smallest unit of a fragment. Ebonies and mesquites were selected as they are common in isolated, at the edge, and inside continuous vegetation.

To quantify the preference of seed removers on the species and the influence of the isolation, the classified species were separated depending on the dispersion syndrome of the seeds (dispersed by vertebrates, explosive dispersion and without characteristics associated). The surveys were conducted in June and November of 1998 and April of 1999.

Isolated trees had lower rates of seed removal than trees at the edge or in continuous vegetation. Trees at the edge had intermediate removal rates. The species with no characteristics associated for dispersal had the lowest quantity of remnant seeds. The three sites had the same pattern of seed removal. The smallest seeds (barreta and vara dulce) had higher rates of seed removal than the big seeds (anacahuita and ebony). As the isolated trees had lower rates of seed removal they could become potential areas of regeneration. The trees inside continuous vegetation had 5.6 times more seed removal than the isolated ones.

I. Introducción general

Dispersión:

Las flores fecundadas y los frutos producidos son el resultado de una fuerte presión selectiva, ventajosa para la dispersión y establecimiento de nuevos individuos. Si existe una gran cantidad de frutos en corto tiempo, se aumenta la oportunidad de sobrevivencia de la especie (Hughes y Westoby, 1990; Augspurger y Kitajima, 1992).

La semilla es considerada la parte más nutritiva de una planta, una fuente concentrada de carbohidratos, grasas, proteínas y minerales, que provee el alimento necesario para la vida de un insecto o un día de vida para un vertebrado pequeño (Begon, *et al.* 1996). Además de incluir a un nuevo individuo contiene los nutrimentos necesarios para las fases iniciales de vida de la plántula (Harper, 1977).

El destino de la semilla queda condicionada al agente que la dispersa de manera pasiva por viento o agua y activa por mamíferos, aves o insectos (Van der Pijl, 1982; Murray, 1986).

La dispersión puede dividirse en 1) primaria o Fase I, tomando el fruto desde la planta por aves, murciélagos y algunos mamíferos que la regurgitan, defecan o sólo la dejan caer; 2) secundaria o Fase II: remoción de semillas desde el suelo o excretas (Chambers y McMahon, 1994; Forget, 1993 y 1996).

Las semillas también se dispersan de manera accidental por depredadores ya que, al ser olvidadas o extraviadas, eventualmente logran establecerse (Levey y Byrne, 1993, Jones, 1994), por lo que, el destino de los nuevos individuos está condicionado por los hábitos del dispersor a áreas de defecación o de desecho, a dormitorios, madrigueras o nidos (Van der Pijl, 1982; Fragoso, 1997; Julliot, 1997).

Remoción de semillas y procesos de ecosistemas:

Para la semilla, el separarse de la planta madre significa la oportunidad de establecerse en un sitio adecuado ("safe site") (Harper, 1977) que le permita, en condiciones favorables (de humedad, temperatura y nutrientes), romper la dormición. La abundancia de una población depende de lo exigente de sus requerimientos y la frecuencia con que encuentre estos sitios (Harper, 1977; Green, 1983; Hughes y Westoby, 1990; Vander, 1990 y 1994).

La distancia a la que puede ser dispersada una semilla está influida por el tamaño, por lo que las pequeñas viajarán distancias mayores, en tanto que las grandes lo harán a distancias cortas, en igualdad de circunstancias, sin ser por ello menos eficientes (Castañeda, 1988; Murray, 1986; Van der Pijl, 1982). Las semillas grandes requieren de mayores partes o sustancias accesorias para viajar grandes distancias (Jurado, *et al.* 1991). Vander (1994) menciona la fuerte influencia que tiene el entorno con respecto al destino de las semillas, el tiempo que permanecen en el banco de semillas y la vegetación circundante.

Los principales agentes removedores de semillas son hormigas, roedores y algunas aves. En el desierto, se ha estimado que las hormigas localizan el 90% de las semillas en el suelo, removiendo entre 40% y 50%, mientras que los roedores detectan el 100% llevándose el 75-100% (Reichman, 1979; Abramsky, 1983; Morton, 1985; Marone, *et al.* 1998).

En general los roedores son considerados depredadores y las hormigas dispersoras (Janzen 1982; Jones, 1994, Levey y Byrne, 1993). En zonas templadas se ha encontrado que las hormigas remueven y dispersan algunas semillas pequeñas antes que los roedores las encuentren, reduciendo la depredación de estas especies (O'Dowd y Hay 1980; Heithaus, 1981),

La abundancia de alimento determina la dispersión o depredación de una semilla (Janzen, 1971) de ahí, que la rapidez en que maduran los frutos influye en la cantidad de semillas que los agentes cercanos remueven, puesto que la cantidad de alimento disponible no es comparable a la población de removedores. La cantidad de semillas en determinada época influirá la cantidad de semillas sobrevivientes (Janzen, 1971; Augspurger y Kitajima, 1992; Jones, 1994). En especies muy atractivas la velocidad a la cual es localizada y removida la semilla es crucial para la sobrevivencia (Hughes y Westoby, 1990; Smith, *et al.* 1989; Peterson, 1990; Vander, 1990).

Algunos factores que influyen en la velocidad y tasa de remoción son: 1) rapidez en que son localizadas las semillas, 2) temperatura ambiente 3) especie removida, 4) densidad en los sitios de depósito, 5) relación costo-beneficio, donde las especies más atractivas son más removidas (Hughes y Westoby 1990; Vander, 1990; Willson y Wheland, 1990; Forget y Milleron, 1991; Murray y Dickman, 1997).

Así mismo, la cantidad removida también depende de la estación del año, temperatura ambiente (Morton, 1985), tamaño de la semilla (son más preferidas las semillas grandes a las pequeñas) (Hughes y Westoby, 1990), producción (hormigas “sacadas” remueven menor cantidad) (Smith, *et al.* 1989; Janzen, 1971), vegetación, es distinta la tasa de remoción en desierto, bosque o selva, en sitios con cubierta vegetal densa la tasa de remoción es mayor (Brown, *et al.* 1975; Augspurger y Kitajima, 1992; Levey y Byrne, 1993).

Un estudio realizado por Fragoso (1997) en Brasil, sobre el destino de las semillas de una palma (*Maximiliana maripa*) consumida por el tapir, encontró plántulas hasta a 2 km de la planta madre, sobre todo en sitios de defecación. Menciona la existencia de dispersión secundaria o incidental por roedores, que depredan las semillas y las trasladan distancias cortas, influyendo a pequeña escala la estructura del paisaje, en tanto que a gran escala el tapir y el pecarí de collar (*Tapirus terrestris*, *Tayassu tajacu*) son los agentes dispersores de más influencia para esta especie.

En la Guayana Francesa Julliot (1997) estudió la dispersión de seis especies de plantas con relación a los hábitos de alimentación del mono aullador. Encontró que son más abundantes las plántulas en los sitios de dormitorio y defecación y que en estos sitios de depósito de semillas se presenta competencia interespecífica, una alta mortalidad densodependiente y el establecimiento se da en base a condiciones topográficas. Se encontró un aumento en las poblaciones de las especies que consume el mono aullador, sobre todo en dormitorios permanentes, donde la densidad del depósito de semillas es mayor

En el Desierto de Mohave, California, Price y Joyner (1997) encontraron que las semillas grandes comprenden una proporción mayor de la lluvia de semillas que en suelo, sugieren que puede deberse a que son removidas o comidas antes que lleguen al banco de semillas. Encontraron una disminución en el tiempo del número de semilla que ingresaron a suelo y no una acumulación en el banco de semillas, por lo que quizá las semillas germinan, mueren o son consumidas por los granívoros, inmediatamente después de ser dispersadas. La variación espacial fue más importante para el banco de semillas que para la lluvia de semillas, quizás por los patrones en la cosecha o de la captura por los granívoros.

La selección de semillas que el removedor hace, tiene un impacto en la estructura y tipo de vegetación que será más severo dependiendo del número de adultos de la especie removida, de la cantidad de micrositios disponibles para el establecimiento o bien del número de semillas producidas (Janzen, 1971; Harper, 1977; Willson, 1992; Crawley, 1992).

Del mismo modo los espacios resultantes de la modificación de la vegetación son aprovechados para el establecimiento de las especies, si la semilla se encuentra cerca de la planta madre tendrá pocas posibilidades de establecimiento, lo que no será limitante si la vegetación es poco densa a pesar de la cercanía (Crawley, 1992).

Fragmentación y Remoción.

Los sitios de regeneración de las especies están determinados por el agente removedor y representan la oportunidad de que una semilla sea llevada a sitios adecuados para germinar y establecerse. La probabilidad de que las semillas sean llevadas a sitios adecuados, disminuye a causa de disturbios en los ecosistemas como la fragmentación la cual divide al ecosistema original en pequeñas porciones de vegetación remanente (Saunders, *et al.* 1991; Begon, *et al.* 1996; Hunter, 1996; Laurance, *et al.* 1998; Scariot, 1999).

En los sitios aislados o poco densos, la distancia y falta de cubierta vegetal hacen que el consumidor o dispersor de semillas corra un riesgo mayor a ser depredado (Smith, *et al.* 1989; Ostfeld, *et al.* 1997) por lo que quizá estos sitios, sean menos atractivos para estos removedores o dispersores, que los sitios inmersos en vegetación continua.

Kruess y Tschardtke (1994) estudiaron la incidencia de parasitismo y depredación en pequeñas parcelas aisladas (hasta 500 m del fragmento más próximo), encontrando que la distancia y depredación están negativamente correlacionadas. Es decir, el aislamiento del hábitat puede liberar a los insectos herbívoros del control de depredadores o parásitos por lo que campos agrícolas diseñados con corredores de vegetación original pueden contribuir al control biológico de insectos.

El uso de fragmentos pequeños o árboles aislados como corredores biológicos ha sido estudiado por Estrada *et al.* (1993), quienes condujeron un estudio en Los Tuxtlas, Veracruz sobre fragmentación y biodiversidad. Encontraron que los cultivos son utilizados como conexiones entre los distintos fragmentos (en especial por aves y murciélagos). Del total de animales censados, el 60% se encontró en las áreas de cultivo.

El aislamiento debido a la fragmentación tiene influencia en la composición y estructura de las especies (Scariot, 1999, Laurance, *et al.* 1998) por influir la densidad y diversidad de los fragmentos, por lo que los fragmentos pequeños presentan una pobre

estructura poblacional. Las especies grandes necesitan espacios mayores (Foster y Gaines, 1991) de ahí que los sitios alejados o con poca cubierta vegetal tendrán menor riqueza de especies, siendo más sensibles al riesgo de extinción.

Laurance (1990), en la parte tropical de Australia realizó un estudio sobre la tendencia de los marsupiales arbóreos hacia la extinción, sugiere que podría estar inversamente relacionada a las tolerancias hacia las condiciones de la vegetación en el paisaje fragmentado. Por lo que, algunos fragmentos contienen una alta diversidad de mamíferos puesto que éstos reciben poca perturbación humana y al estar rodeados por grandes plantaciones de árboles o bosques secundarios se forman corredores que incrementan la conectividad de los fragmentos primarios y mantienen altos rangos de inmigración a través de ellos.

Implicaciones de la pérdida de remoción:

La dispersión de semillas está dada en tiempo y espacio, la cantidad y patrón espacial están influidos por la sombra de dispersión y remoción. El patrón de distribución de una especie tiene una influencia directa sobre la mortalidad de plántulas, debida a lo cerca que se encuentren de la planta madre o a la cantidad de semillas que germinan en los sitios de depósito (Willson, 1992; Crawley, 1992).

Se ha reportado la importancia de los árboles aislados para regeneración de selva y bosque, bajo ellos existen sitios seguros para germinar por la ausencia de depredadores (Guevara y Laborde, 1993; Belsky y Canham, 1994) y se ha encontrado que semillas relativamente grandes pierden la dormancia, debido a que permanecen más tiempo en la superficie por la poca depredación, aumentando con ello la probabilidad que ocurra algún evento que le permita germinar (Chen y Maun 1999).

Venable y Brown (1988) mencionan que al incrementarse el tamaño de la semilla también se reduce la variación temporal y espacial de los sucesos reproductivos, por lo que quizá sea más benéfico para las plantas el producir pocas semillas grandes y en varios sitios que una gran producción de semillas pequeñas en pocos sitios.

Los árboles aislados, además de favorecer micrositios para establecimiento de especies arbustivas en las praderas, operan como sitios de concentración de lluvia de semillas, puesto que en áreas extensas y con pocos árboles aislados se restringen los sitios para perchar y se acumulan las semillas bajo ellos (Guevara, *et al.* 1986).

Belsky y Canham (1994) realizan una comparación en escala de tiempo entre los árboles dominantes en las sabanas y los “gaps” en vegetación continua. Mencionan que el tiempo de regeneración en los “gaps” es similar a lo ocurrido a partir de un árbol aislado pero en un periodo de tiempo mayor. Mientras que los gaps se forman y se regeneran entre 10 y 30 años, los árboles aislados tienen un lapso de vida de más de 100 años y abarcan un área de influencia mayor.

Turner y Corlett (1996), mencionan que áreas remanentes de selva pueden funcionar como “semillas”, a partir de las cuales se restablezca un área extensa, por contener la misma riqueza de especies que la vegetación original. Sin embargo dicha regeneración queda restringida por el tiempo y distancia desde el aislamiento en cada uno de los fragmentos.

Edwards y Crawley (1999), reportan la influencia de los herbívoros sobre la composición de la vegetación, de manera directa consumiendo plantas y plántulas o indirecta por defoliar las especies vecinas. Mencionan la rapidez de dispersión, germinación y establecimiento del pasto que reduce las oportunidades de las semillas del suelo para germinar o establecerse, por lo que, la regeneración de una especie estará en función de la cantidad de depredadores y el grado de competencia intra o interespecífica en los sitios de depósito.

Duncan y Chapman (1999) realizaron un muestreo en pastizal abierto, en el que midieron la lluvia de semillas en pastizal y en árboles aislados dentro del mismo. Encontraron mayor establecimiento de especies con dispersión por viento en el pastizal y mayor número de especies con dispersión por vertebrados bajo árboles aislados. Fue menor la proporción de plántulas bajo árboles aislados que en pastizal. Concluyen que el establecimiento de las semillas con dispersión asociada a vertebrados quizá sea menor

bajo árboles aislados debido a la competencia sumada del pasto que crece bajo la copa del árbol y la competencia con los árboles mismos.

Uhl, *et al.* (1982), citados por Duncan y Chapman (1999) mencionan algunos beneficios hacia las plántulas que se establecen lejos de la vegetación continua. Bajo árboles aislados, encontraron menor depredación de semillas y plántulas, la cantidad de nutrientes es mayor, la humedad y temperatura son favorables para el crecimiento de las plántulas, además el poco combustible bajo árboles aislados liberan a semillas y plántulas de peligro de incendios, propiciando el establecimiento y crecimiento de un mayor número de árboles.

Las consecuencias de la fragmentación sobre la biodiversidad han sido documentadas en vertebrados (Laurance, 1990; Fitzgibbon, 1997), invertebrados (Didham, 1996; Klein, 1989) y algunas especies vegetales (Scariot, 1999), encontrándose una menor riqueza y abundancia de especies nativas en los fragmentos pequeños que en los grandes, dependiendo del tiempo y distancia del aislamiento. En tanto que las implicaciones de la pérdida de remoción han sido más investigadas en regiones tropicales (Reader, 1993; Holl y Lulow, 1997) y con tendencia hacia el efecto en la modificación del paisaje debidas a la presión de selección de determinadas especies.

En el matorral espinoso tamaulipeco se han realizado trabajos sobre semillas en relación a germinación y establecimiento, siendo poco estudiado el aspecto de dispersión y remoción. En 1998, Flores y Jurado realizaron un trabajo sobre germinación y sobrevivencia de 24 especies en tres regímenes de temperatura, encontraron una mayor tendencia a establecimiento bajo condiciones de sombra artificial y otro realizado por Jurado, *et al.* 1998 que estudiaron el establecimiento bajo matorral denso, matorral aclareado y en una plantación de *Leucaena leucocephala*, encontraron una respuesta en la germinación y establecimiento de acuerdo a las condiciones de temperatura y precipitación.

Además de algunos estudios que han caracterizado a la vegetación del matorral espinoso tamaulipeco por el tipo de dispersión. Castañeda (1988), realizó la caracterización de 44 especies, encontrando que el 57% de las especies muestra dispersión biótica (36% mamíferos, 60% aves y 4% por hormigas); 29% abiótica y el resto (14%) no mostró características asociadas a algún tipo de dispersión. Esta caracterización fue empleada después por Cantú (1991) en un estudio fenológico en la misma área para 58 especies, encontrando un 56% por factor biótico (13% mamíferos y 43% aves) y un 25% para factor abiótico (19% por viento, 6% explosiva) y 19% sin características asociadas a algún tipo de dispersión.

Esta tesis se dividió en dos capítulos, además de la introducción, que corresponde al capítulo I. El segundo capítulo trata de la tasa de remoción de semillas bajo distintos grados de aislamiento, la importancia de saber cual es la tasa de remoción en árboles aislados vs borde vs inmersos, para marcar una pauta a posibles planes de manejo.

El tercer capítulo comprende el resultado de las observaciones sobre la tasa de remoción dependiente de los síndromes de dispersión de las semillas empleadas en este trabajo.

1.1 Hipótesis:

1. Los árboles aislados presentan menor remoción que los árboles inmersos en el matorral
2. La tasa de remoción es independiente de la especie de árbol bajo la cual se encuentren las semillas.
3. La tasa de remoción es independiente del síndrome de dispersión de las especies.
4. El grado de aislamiento influye en igual medida sobre la tasa de remoción de especies con distinto síndrome de dispersión.

1.2 Objetivos:

Generales:

- A. Contribuir a entender el efecto de aislamiento y fragmentación del matorral en la remoción de semillas.
- B. Estudiar el potencial de árboles aislados como focos de rehabilitación del matorral.

Específicos:

- a) Evaluar la tasa de remoción de semillas con relación al tamaño de los fragmentos.
- b) Medir la velocidad de remoción de las semillas con relación al grado de aislamiento
- c) Evaluar la influencia de árboles de muestreo (ébanos y mezquites) sobre la tasa de remoción de semillas
- d) Medir, a través de la remoción de partes de fruto, la preferencia de los removedores sobre las especies con dispersión por vertebrados.
- e) Determinar la influencia de síndromes de dispersión sobre la remoción de semillas.
- f) Medir las interacciones entre el grado de aislamiento y síndrome de dispersión

1.3 Localización del área de estudio.

El presente estudio se realizó en el Noreste de México, en el municipio de Linares, N.L., localizado en las coordenadas geográficas 24°33' de latitud norte y 99°30' de longitud oeste, con una altura entre 300 y 400 m sobre el nivel del mar.

El clima es (A)C(x')(W''o)a(e) extremoso, semitropical, semihúmedo con dos periodos de lluvia al año. La temperatura media anual es 22.4°C, con temperatura máxima de 44°C y la temperatura mínima -11.5°C. Lluvia en verano, presenta dos periodos de sequía, uno corto en verano, llamado canícula y otro largo en invierno (García, 1988). El tipo de suelo, según carta edafológica es tipo regosol calcárico con litosol y vertisol crómico, de textura fina.

Comprende dos fragmentos cercanos a los ejidos Vista Hermosa y Rancherías (Fig. 1.1), compuestos de vegetación remanentes de matorral espinoso tamaulipeco con baja frecuencia de disturbio y árboles aislados de ébano (*Ebenopsis ebano*) y mezquite (*Prosopis laevigata*) separados por extensiones de áreas agrícolas.

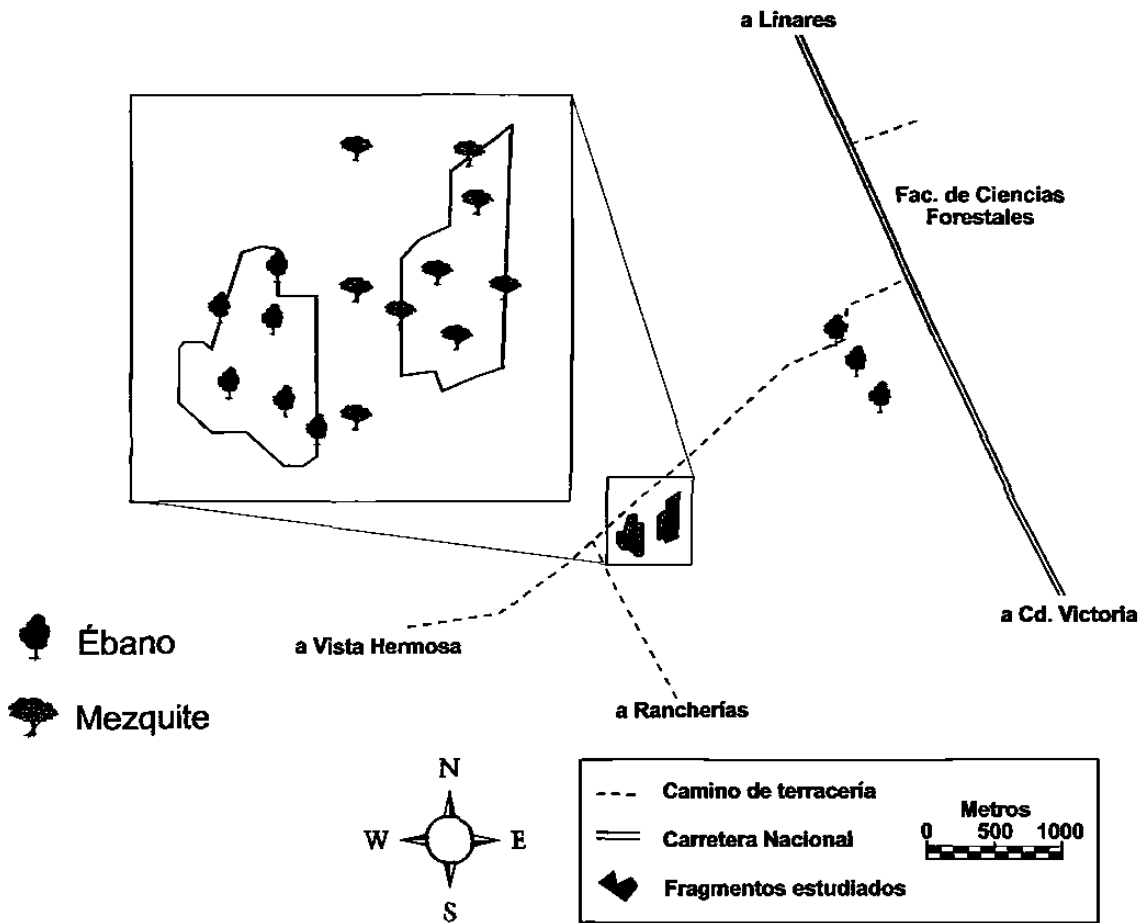


Fig. 1.1 Localización del área de estudio.

II. Tasa de remoción de semillas en relación al grado de aislamiento.

2.1 Introducción

La remoción es el movimiento de las semillas después de la dispersión primaria, desde el suelo, bajo la planta madre o desde excretas (Howe y Smallwood, 1982; Janzen, 1982). Puede ser en forma vertical, ingresando al suelo, u horizontal, hacia una nueva localización en la superficie (Chambers y McMahon, 1994).

En el movimiento de remoción intervienen factores bióticos y abióticos que pueden desplazar a las semillas a mayor distancia que la alcanzada durante la dispersión primaria (Chambers y McMahon, 1994), beneficiándolas al sacarlas de sitios de alta competencia por los mismos recursos, con individuos de la misma especie (Janzen, 1970; Willson, 1992), dirigiéndolas a micrositios benéficos (Harper, 1977; Roberts y Heithaus, 1986; Forget y Milleron, 1991; Levey y Byrne 1993) y propiciando la oportunidad de colonizar nuevos hábitats (Howe y Smallwood 1982; Jones, 1994).

Al reducir la densidad de semillas en sitios de depósito se reduce la posibilidad de infección causada por patógenos (Crist y Friese, 1993; Jones, 1994), o bien, la depredación por agentes que responden a la densidad y distancia, quienes buscan alimento cerca de la planta madre, por lo que un metro puede hacer la diferencia entre establecimiento y depredación (Hughes y Westoby, 1990; Willson, 1992).

Las hormigas, roedores y escarabajos, durante la remoción, redistribuyen la sombra de dispersión, contribuyendo a la presencia o ausencia de una especie (Howe, 1993; Jones, 1994; Guo, *et al.* 1995; Ostfeld, 1997), determinando los sitios de regeneración y condicionando la tasa y dirección de la sucesión. En especies muy atractivas la velocidad a la cual es localizada y removida su semilla es crucial para la sobrevivencia (Smith, *et al.* 1989; Peterson, 1990; Vander, 1990).

La oportunidad de que una semilla sea llevada a sitios adecuados para germinar (y establecerse) queda condicionada a la efectividad del dispersor (Howe, 1993; Shupp, 1993) y a la cantidad de micrositios disponibles (Green, 1983), por lo que la ausencia de removedores puede reducir las posibilidades que tenga determinada especie para estar en el sitio y tiempo adecuados (Augspurger y Kitajima, 1992; Smith, *et al.* 1989; Vander, 1994).

Los disturbios en los ecosistemas pueden contribuir a la ausencia o disminución de la poblaciones de removedores y a su vez tener un efecto sobre la fuente de alimento (Guevara, *et al.* 1986; Edwards y Crawley, 1999), por lo que altos niveles de depredación o pérdida de dispersión y remoción de semillas limitan la habilidad de regeneración de las especies (Willson, 1992)

Disturbios como la fragmentación afectan las actividades de los ecosistemas, actuando de manera directa sobre la densidad de algunas especies que llevan a cabo procesos de polinización, desintegración o dispersión (Foster y Gaines, 1991; Saunders, 1991; Malcom, 1994; Didham, *et al.* 1996), modificando la dinámica de los ecosistemas (Hunter, 1996).

Entre las causas de la fragmentación de los ecosistemas encontramos la apertura de tierras agrícolas o de pastoreo y la urbanización, que convierten a la vegetación en fragmentos de varios tamaños y formas, conformando un mosaico de remanentes de vegetación original, vegetación secundaria y cultivos (Guevara y Laborde, 1993; Estrada, *et al.*, 1993; Hunter, 1996).

Se ha planteado que los fragmentos pequeños o remanentes de vegetación pueden funcionar como focos de regeneración (Guevara, *et al.* 1986; Turner y Corlett, 1996; Holl y Lullow, 1997), siendo de especial atención los árboles aislados, empleados por las aves como perchas o sitios de anidación, bajo los cuales se depositan semillas de especies de bosque o selva cercanos, que eventualmente pueden germinar y establecerse (Guevara y Laborde, 1993; Belsky y Canham, 1994; Duncan y Chapman, 1999), debido al bajo número de depredadores, para quienes la distancia y falta de cubierta es un factor limitante de presencia o ausencia (O'Dowd y Hay, 1980; Kruess y Tsharntke 1994; Didham, *et al.*, 1996).

La vegetación establecida bajo árboles aislados contribuye a formar corredores, permitiendo el flujo genético y posible restauración del hábitat, puesto que la cubierta vegetal incrementa la presencia y permanencia de los organismos (Estrada, *et al.* 1993; Laurance, *et al.* 1998).

En el presente capítulo se muestran los resultados de tres muestreos, donde se midió la velocidad de remoción de semillas, de acuerdo al grado de aislamiento. Se emplearon áreas de vegetación continua, bordes de fragmentos y árboles aislados, estos últimos por ser considerados como la unidad más pequeña de un fragmento.

2.2. Hipótesis

Asumiendo que un consumidor o dispersor de semillas corre un riesgo mayor a ser depredado en sitios alejados y sin cubierta vegetal (Smith, *et al.*, 1989; Guevara, *et al.* 1986; Ostfeld, *et al.* 1997), que los sitios inmersos en vegetación continua presentan mayor actividad de los procesos ecológicos y que los sitios pequeños (árboles aislados) y poco densos son menos atractivos para los removedores, se plantean las siguientes hipótesis:

- 1) los árboles aislados presentan menor tasa de remoción que los árboles inmersos en el matorral,
- 2) la tasa de remoción es independiente de la especie de árbol.

2.3 Objetivos:

1. Evaluar la tasa de remoción de semillas en relación al tamaño de los fragmentos;
2. medir la velocidad de remoción de las semillas en relación al grado de aislamiento,
3. Evaluar la influencia de árboles de muestreo (ébanos y mezquites), sobre la tasa de remoción de semillas.

2.4 Método.

Se instaló un experimento de remoción de semillas sin reemplazo, con tres distintos grados de aislamiento como tratamientos y con tres muestreos temporales en los meses de junio, 1998, noviembre 1998 y abril, 1999.

a) Especies:

Se seleccionaron semillas de doce especies del matorral espinoso tamaulipeco (Tabla 2.1), que tradicionalmente se emplean como leña, en la elaboración de muebles y estantes, o para la alimentación del ganado, además de su relativa abundancia en el matorral.

Especies:	Nombre científico	Familia
Palo blanco	<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Ulmaceae
Barreta china	<i>Amyris texana</i> (buckl.) P. Wills.	Rutaceae
Mezquite	<i>Prosopis laevigata</i> (H & B ex Willd) MC.Johnst.	Mimosaceae
Anacahuita	<i>Cordia boissieri</i> DC.	Boraginaceae
Chapote prieto	<i>Diospyros texana</i> Eastw.	Ebenaceae
Huizache	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Mimosaceae
Ebano	<i>Ebenopsis ebano</i> (Berl.) Muller	Mimosaceae
Hierba del potro	<i>Caesalpinia mexicana</i> (Gray)	Caesalpinaceae
Palo verde	<i>Cercidium macrum</i> I.M. Johnst.	Celsalpinaceae
Vara dulce	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ort.) Sarg.	Fabaceae
Oreja de rata	<i>Colubrina greggi</i> (Wats.)	Solanaceae
Tenaza	<i>Havardia pallens</i> (Bentham) Britton & Rose	Mimosaceae

Se emplearon cajas de Petri para evitar la pérdida de semillas en suelo o por viento, fueron enterradas al ras del suelo para facilitar la entrada y salida de removedores. Se colocaron diez semillas de cada especie en cada caja y se distribuyeron de manera circular alrededor del área de la copa (Fig. 2.1).

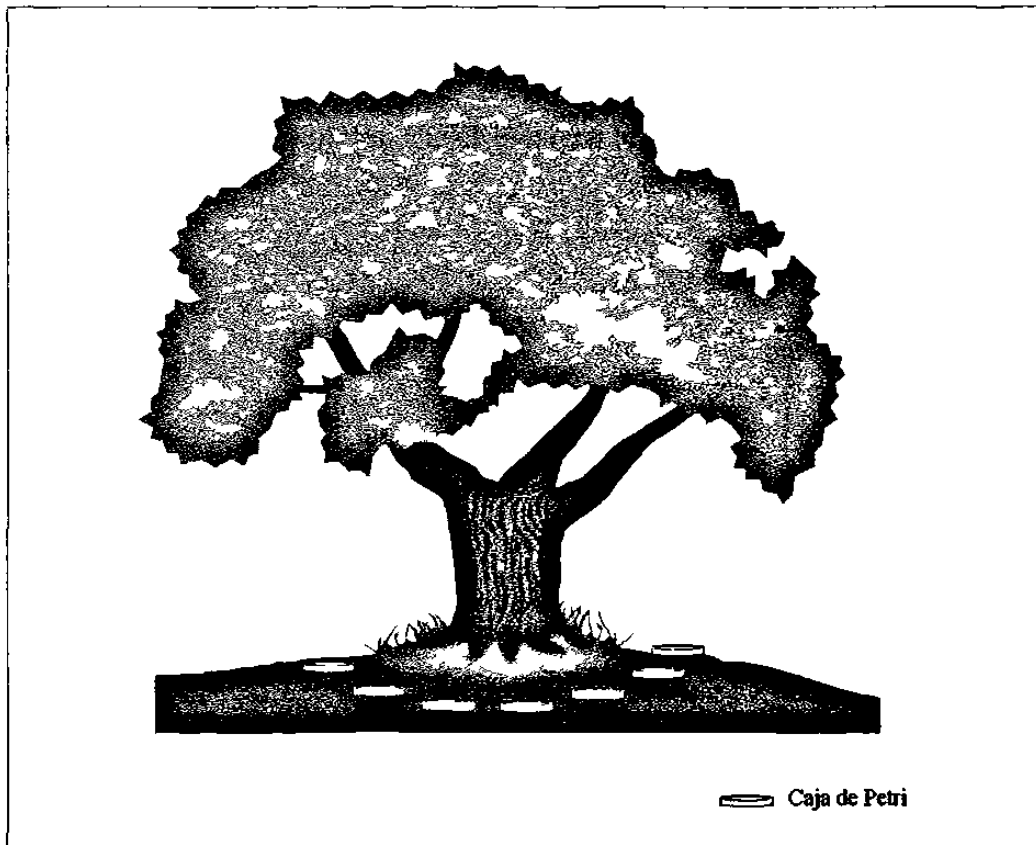


Fig. 2.1 Distribución de las cajas de Petri bajo la copa de los árboles seleccionados.

Se registró el número de semillas de cada especie que permaneció en el sitio, diariamente durante los primeros 15 días y de manera alterna (un día sí y otro no) los restantes quince.

b) Grado de aislamiento:

Los sitios bajo los cuales se colocó el experimento fueron árboles de ébano (*Ebenopsis ebano*) y árboles de mezquite (*Prosopis laevigata*), por ser representativos del matorral, además de permanecer en las áreas de cultivo por razones prácticas y culturales.

Estas especies se encuentran con relativa abundancia en forma aislada, en el borde e inmersos en vegetación, lo que hace posible la comparación del grado de aislamiento bajo árboles con características particulares, que disminuyen la variación entre sitios.

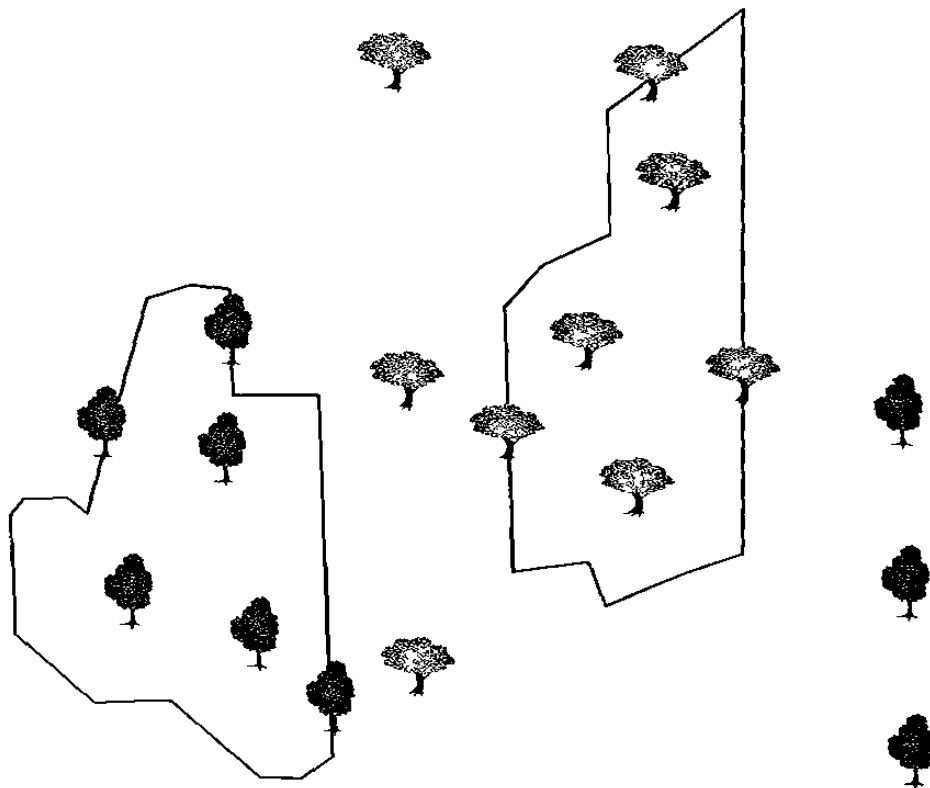


Fig. 2.2 Ubicación de los sitios de muestreo.

Se seleccionaron 18 sitios bajo distinta cobertura vegetal (Fig. 2.2), con las siguientes características.

1. Seis sitios aislados, alejados de la vegetación al menos 100 m; se ubicaron árboles aislados, por ser considerados la unidad de fragmento más pequeña. Se emplearon tres ébanos y tres mezquites
2. Seis sitios en borde: localizados en el límite de áreas de cultivo y fragmentos de matorral, cuyas características de altura y cobertura fueron similares entre sí. Se eligieron tres ébanos y tres mezquites.

3. Seis sitios en vegetación continua: Se localizaron sitios que estuvieran inmersos en la vegetación a más de 25 metros del borde. Dentro de éstos se seleccionaron tres ébanos y tres mezquites a fin de disminuir la influencia que la cobertura vegetal bajo la cual se colocó el experimento, pudiera tener sobre la remoción de semillas, a diferencia de la circundante que es motivo de este estudio.

Cada especie de árbol fue ubicada en uno de los dos fragmentos estudiados, quedando tres sitios de borde y tres inmersos en vegetación continua de la misma especie en cada fragmento.

c) Análisis de datos.

Se consideran tres categorías para la tasa de remoción:

- 1) Fase inicial, que se refiere al número de semillas remanentes hasta el día 5;
- 2) Fase media, el número de semillas remanentes hasta el día 15 y
- 3) Fase final, el número de semillas remanentes al día 30.

Se analizó el número de semillas remanentes en sitios aislados, borde e inmerso, para los días 5, 15 y 30, por medio de ANOVA de dos factores (grado de aislamiento y fecha de muestreo).

Para el análisis de datos, se consideraron las semillas de todas las especies colocadas en cada sitio, a fin de reducir la variación por especie en los distintos grados de aislamiento.

Para la tasa de remoción bajo árboles de ébano y mezquite se analizó por separado el número de semillas remanentes, considerando la suma de las semillas de todas las especies bajo cada especie de árbol y en cada grado de aislamiento.

2.5 Resultados.

Se presentan por separado la tasa y velocidad de remoción obtenidas bajo cada grado de aislamiento, además de la comparación entre la tasa de remoción bajo árboles de ébanos y árboles de mezquites.

2.4.1 Grado de aislamiento.

a) Tasa de remoción de semillas en relación al grado de aislamiento.

Las semillas bajo árboles aislados no fueron removidas con la misma rapidez que aquellas en el borde o inmersas en vegetación continua. En la Fig. 2.3 se muestra el comportamiento entre los distintos muestreos, bajo distinto grado de aislamiento.

Durante el muestreo de junio se colocaron 1320 semillas bajo cada tratamiento (220 por sitio), al día 5, que corresponde a la remoción inicial quedaron: 173 semillas en promedio en sitios aislados, 108 en borde y 112 en sitios inmersos (Fig. 2.3a).

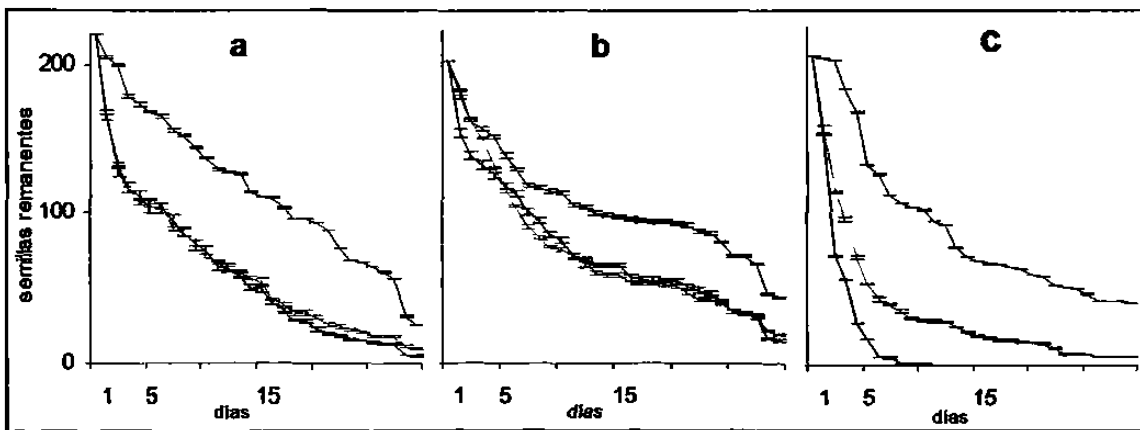


Fig. 2.3. Promedio de semillas remanentes, en distintos grados de aislamiento, en tres muestreos (promedios \pm intervalo de confianza, $\alpha=0.05$, $n=6$), a) junio 98, b) noviembre 98, c) abril 99
 — sitios aislados - - - sitios en borde — sitios inmersos

Durante noviembre (Fig. 2.3b), se colocaron 1200 semillas en cada tratamiento (200 semillas en cada sitio), para el día 5 se registraron: 173 semillas en promedio en sitios aislados, 114 en borde y 117 en sitios inmersos.

En abril se colocaron 1200 semillas en cada tratamiento (200 semillas por sitio) y al día 5 el número de semillas remanentes fue de 104 en sitios aislados, 70 en borde y 27 en sitios inmersos (Fig. 2.3c).

El análisis de varianza al día cinco del muestreo, mostró diferencia en la tasa de remoción para los distintos grados de aislamiento ($F=4.0$; g.l.=2, 53; $P=0.025$), siendo los sitios aislados los que presentan menor remoción. Este comportamiento se observó a lo largo del muestreo, encontrando menor remoción en sitios aislados para el día 15 ($F=13.5$; g.l.=2, 53; $P<0.0001$) y el día 30 ($F=15.4$; g.l.=2, 53; $P<0.0001$).

En los tres muestreos no fue total la remoción bajo sitios en borde y aislados y únicamente durante el muestreo de abril llegó a cero el número de semillas remanentes en los sitios inmersos.

Al final del muestreo de junio quedaron en total, 152 semillas en sitios aislados, 60 en borde y 28 en sitios inmersos, en noviembre quedaron 259 semillas en sitios aislados, 114 en borde y 88 en inmersos; en tanto que abril registró al día treinta 242 semillas en sitios aislados y 30 en borde.

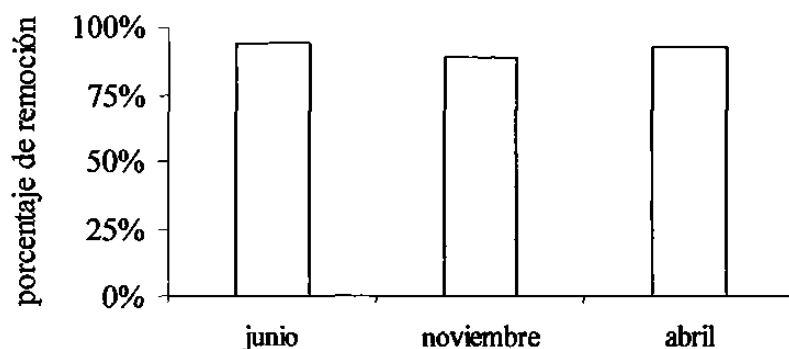


Fig. 2.4 Porcentaje de remoción en cada uno de los muestreos.

Cada muestreo tuvo diferente tasa de remoción (Fig. 2.4). Si bien es abril el muestreo que presentó la mayor velocidad de remoción, en junio se observó la mayor tasa de remoción.

El número de semillas remanentes en junio fue de 240 y de 272 en abril; en tanto que, en noviembre se presentó la menor tasa de remoción con 461 semillas remanentes. El análisis de varianza para el día 30, mostró una diferencia marginal ($F=3.16$; g.l.=2, 53; $P=0.051$) entre la remoción total de cada muestreo.

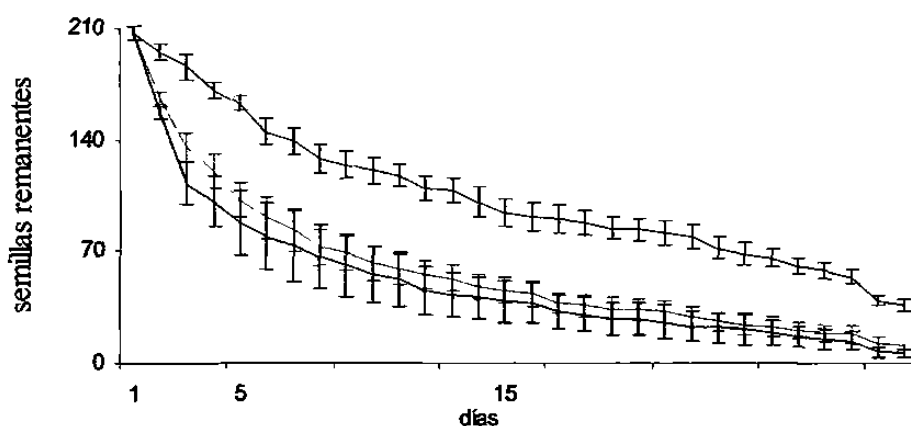


Fig. 2.5. Promedio de semillas remanentes, en tres grados de aislamiento (promedio \pm intervalo de confianza, $\alpha=0.05$, $n=27$). — aislados — borde — inmersos

Los resultados obtenidos en junio, noviembre y abril, muestran que la tasa de remoción en los distintos grados de aislamiento fue diferente (Fig. 2.5). Los sitios inmersos y en borde presentaron traslape en varios puntos de las curvas.

Estadísticamente no hubo diferencia en el comportamiento de estos sitios; para el día 5 los sitios en borde registraron 1844 semillas y en inmersos 1579 semillas ($F=0.69$; g.l.=1, 11; $P=0.42$); el día 15 registró la permanencia de 823 semillas en sitios en borde y 691 en inmersos ($F=0.43$; g.l.=1, 11; $P=0.52$) mientras que, al día 30 el número de semillas remanentes fue 204 sitios de borde y 116 en sitios inmersos ($F=1.7$; g.l.=1, 11; $P=0.22$).

Por otra parte, la comparación entre los sitios aislados con los sitios en borde e inmersos presentan un comportamiento diferente a lo largo del periodo de muestreo (remoción inicial: $F=12.3$; g.l.=2, 17; $P=0.0007$; media: $F=10.45$; g.l.=2, 17; $P=0.002$ y final: $F=21.5$; g.l.=2, 17; $P<0.0001$)

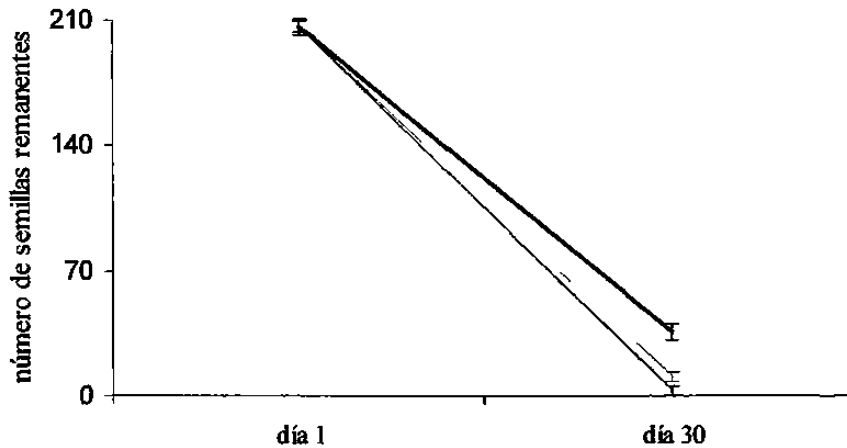


Fig 2.6. Promedio de semillas remanentes, al final de los tres muestreos en distinto grado de aislamiento. Las barras de error representan el intervalo de confianza ($\alpha=0.05$, $n=18$) — sitios aislados — sitios en borde — sitios inmersos

En los tres muestreos se colocaron 3720 semillas en cada uno de los grados de aislamiento. Los sitios aislados presentaron mayor número de semillas remanentes (Fig. 2.6). Al día treinta se registraron 653 (17.5%) semillas remanentes en sitios aislados, 204 (5.5%) en borde y 116 (3.1%) en sitios inmersos.

b) velocidad de remoción de semillas en relación al grado de aislamiento.

Para la velocidad de remoción se tomó como indicador el día al cual llegaron al 50% el número de semillas en cada sitio (Tabla 2.2). En todos los sitios y en las tres fechas ocurrió entre los días 3 y 16, siendo mayor la velocidad en los sitios inmersos durante junio (día 4) y abril (día 3).

Tabla 2.2. Día al que descienden a 50% el número de semillas remanentes en cada tratamiento, en tres fechas.

	aislado	borde	inmerso
junio	16	4	4
noviembre	14	8	8
abril	11	4	3
Promedio:	13.6	5.3	5

En junio las semillas remanentes en sitios inmersos y en borde descendieron a la mitad al cuarto día de exposición, en tanto que en los sitios aislados lo hicieron al día 16.

Durante el muestreo de noviembre, el descenso a la mitad del número de semillas se registró el día 8 en sitios de borde e inmersos y el día 14 en sitios aislados.

Existe diferencia entre las curvas en cada sitio y entre la fecha de muestreo, siendo durante la remoción inicial en todos los sitios muestreados donde se presentó una velocidad y tasa de remoción mayor.

En abril se registró la mayor velocidad de remoción de los tres muestreos; para el día 3 desciende a la mitad el número de semillas en los sitios inmersos, el día 4 en sitios de borde y el día 11 en sitios aislados.

Es durante el muestreo de abril donde se presentó la diferencia más clara entre los distintos grados de aislamiento (Fig. 2.7), durante la fase de remoción inicial ($F=26.6$ g.l.=2, 17; $P<0.0001$) media ($F=18.9$; g.l.=2, 17; $P<0.0001$) y final ($F=8.49$; g.l.=2, 17; $P=0.003$), siendo los sitios inmersos en vegetación los que presentaron una remoción total antes del día 10.

La curva de remoción de los sitios en borde presentó un comportamiento intermedio entre sitios aislados y sitios inmersos.

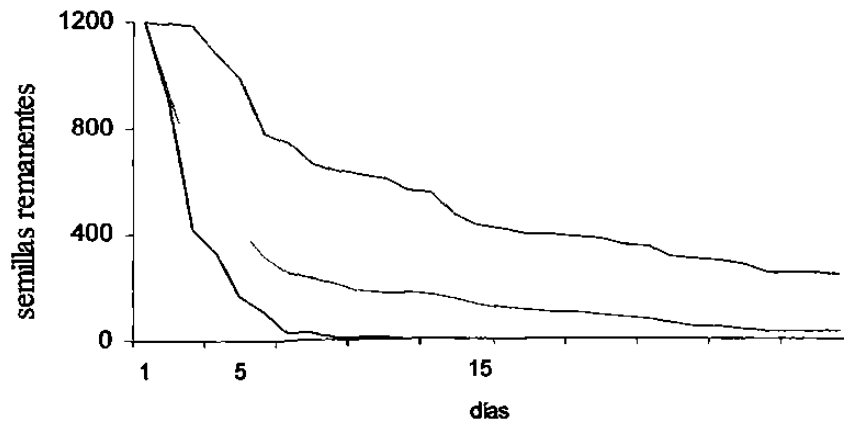


Fig. 2.7. Remoción total durante el muestreo de abril

— aislados — borde — centro

Las curvas de remoción del muestreo de abril presentan el descenso más brusco de los tres muestreos, para los tres grados de aislamiento, en las distintas tasas de remoción (tasa inicial: $F=59.7$, $g.l.=2$, 35 ; $P<0.0001$; media: $F=52.09$; $g.l.=2$, $P<0.0001$; $F=10.0$, $g.l.=2$, 35 ; $P=0.003$). La remoción fue paulatina pero constante, siendo más rápida en los sitios inmersos en vegetación, un poco menor en los sitios de borde y permaneciendo sin remoción de dos a cuatro días en los sitios aislados.

Se encontró que en los tres muestreos la tasa de remoción fue distinta entre los grados de aislamiento, yendo de menor remoción en sitios aislados a mayor bajo sitios inmersos. Los sitios en borde presentaron un comportamiento que tiende a ser más como el de sitios inmersos, con velocidad y tasa de remoción mayor que sitios aislados, pero sin llegar a ser tan marcada como los sitios inmersos.

La diferencia entre la velocidad de remoción a lo largo del experimento se observa al comparar los primeros 10 días con los últimos 10, siendo el descenso más brusco durante los primeros. A partir del día 11 y 12 el descenso es paulatino en los tres tratamientos, llegando incluso a no registrarse remoción.

c) diferencia debida a la especie de árbol bajo el cual se evaluó la remoción de semillas.

Para la interrogante planteada de si es diferente la tasa de remoción bajo árboles de ébano y bajo árboles de mezquite, se encontraron los siguientes resultados:

Para la variación debida a la especie bajo la cual se colocó el experimento se registró una tasa de remoción distinta bajo ébanos y bajo mezquites (**Figura 2.8**), siendo los ébanos los que presentaron mayor remoción durante el muestreo de noviembre.

Estas especies presentaron diferencia en la tasa de remoción de acuerdo al muestreo, durante junio se registró una remoción mayor para árboles de mezquite (95.6% de remoción), en tanto que para noviembre los sitios con mayor remoción son bajo ébano (90.3% de remoción), durante el tercer muestreo no hubo diferencia, con 92.3% de remoción de semillas bajo cada especie. Al día treinta no existe diferencia estadística para el número de semillas remanentes en los tres muestreos ($F=2.05$; g.l.=1, 53; $P=0.14$).

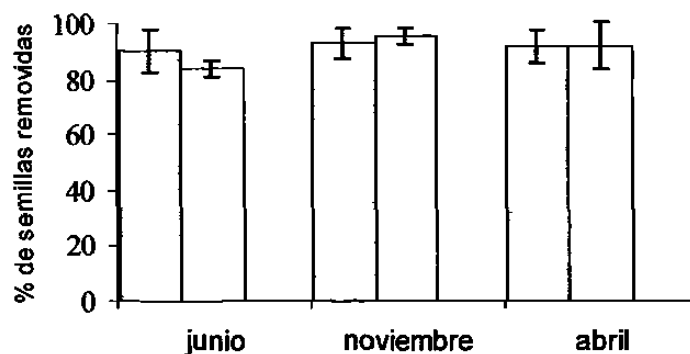


Fig. 2.8. Porcentaje de semillas removidas bajo dos especies de árboles (ébanos y mezquites). En tres muestreos □ ébanos □ mezquites

Durante los primeros 5 días se encontró que los mezquites presentaron menor remoción en los tres muestreos, 132 semillas en junio, 116 en noviembre y 75 en abril ($F=6.54$; g.l.=1, 53; $P=0.013$).

Hasta el día 15 los mezquites presentan mayor número de semillas remanentes: 75 en junio, 104 en noviembre y 27 en abril, siendo los árboles de ébano los que tuvieron una mayor tasa de remoción ($F=7.49$; g.l.=1, 53; $P=0.008$). Para el día 30 no existió diferencia estadística ($F=2.8$; g.l.=1, 53; $P=0.09$), entre especies.

La curva de remoción bajo árboles de ébano (Fig. 2.9) presentó la misma tendencia entre fechas y aunque para abril (Fig. 2.9c) los sitios bajo mezquite tuvieron una tasa de remoción mayor, la tendencia de la curva bajo ébanos permaneció.

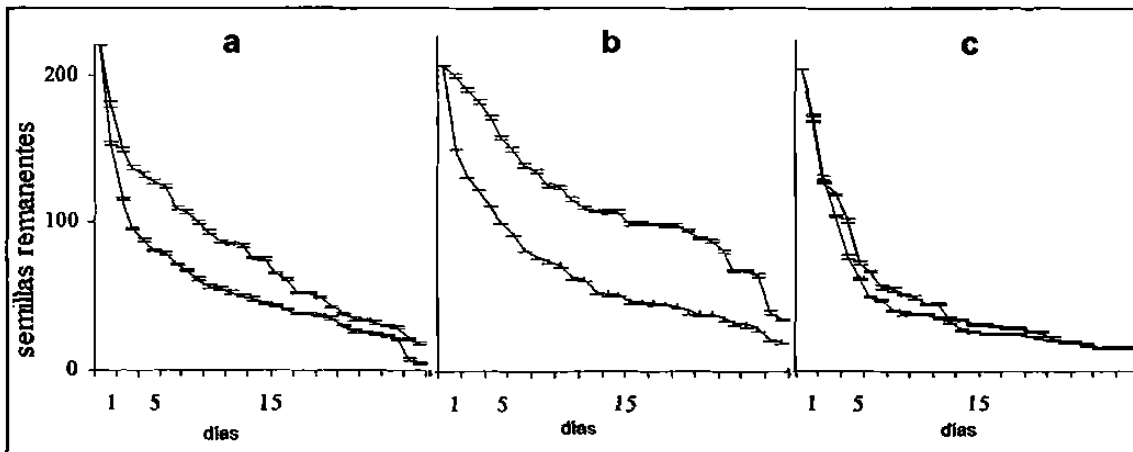


Fig. 2.9. Promedio de semillas remanentes bajo árboles de mezquite y ébano, en tres muestreos (promedio+intervalo de confianza, $\alpha=0.05$, $n=9$). a) junio, 98; b) noviembre, 98; c) abril, 99.
— ébano — mezquite

Los sitios bajo árboles de mezquite presentan una tasa de remoción menor durante junio y noviembre 98 (Fig. 2.9a y 2.9b) en comparación con sitios bajo ébano, para abril (Fig. 2.9c) la tasa de remoción fue ligeramente mayor bajo mezquites.

La tendencia de las curvas fue diferente en cada muestreo, siendo mayor la tasa de remoción durante abril, donde se registró el descenso más pronunciado de los tres muestreos. No hubo diferencia para la fase de remoción final en los tres muestreos ($F=2.05$; g.l.=2, 53; $P=0.13$), bajo ambas especies.

2.6 Discusión:

Los resultados en el presente capítulo mostraron que el grado de aislamiento influyó en la velocidad de remoción y cantidad de semillas removidas.

Los sitios bajo cubierta vegetal continua presentaron remoción rápida durante los primeros 5 días y paulatina en los siguientes. Las semillas en sitios aislados permanecieron sin movimiento entre los dos y tres primeros días.

Las áreas de vegetación continua presentaron mayor actividad de remoción quizá debido a la presencia de los agentes que se encargan de procesos ecológicos como remover, depredar o dispersar las semillas (Janzen, 1982; Kruess y Tschamtkke, 1994; Aizen y Feinsinger, 1994; Didham, *et al.* 1996).

En la orilla del matorral la tasa y velocidad de remoción fueron menores que bajo sitios inmersos, quizá por el efecto de borde sobre las interacciones de las especies, que reduce la presencia de removedores o depredadores en las áreas cercanas a sitios descubiertos, propiciando una menor tasa de remoción (Smith, *et al.* 1989; Burkey, 1993, citado por Didham, 1996; Fagan, *et al.* 1999).

Brown, *et al.* (1975) reportan menor depredación de semillas cerca de las áreas sin cubierta vegetal, similar a lo encontrado en la tasa de remoción de los sitios en borde.

Los sitios aislados presentan días de remoción intercalados con días sin actividad, lo que parece indicar que la falta de cubierta vegetal con mayor riesgo de depredación para los removedores (Kruess y Tschamtkke, 1994), genera una actividad intermitente de pequeños mamíferos o invertebrados.

La proporción de semillas remanentes, registrada en sitios aislados fue mayor que para sitios en borde o inmersos, lo cual es semejante a lo reportado por Brown, *et al.* (1975)

y Holl y Lullow (1997), por lo que podría considerarse la falta de cubierta como un factor limitante para la depredación y remoción (Brown, *et al.* 1975; O'Dowd, 1980; Kruess y Tschardtke, 1994, Ostfeld, *et al.* 1997). En el presente muestreo se encontró 3.9 veces más remoción en sitios inmersos que en sitios aislados, lo cual es similar a lo reportado por Holl y Lulow (1997), en un experimento realizado en Costa Rica, encontraron 1.7 veces más remoción de semillas bajo áreas de vegetación continua que bajo árboles aislados.

Se encontraron altos porcentajes de remoción (82.5%-96.9%), comparables a estudios realizados en selva por Perry y Fleming, 1980 (16-100%; 24h); Janzen, 1982 (68-95.4; 24h); Roberts y Heithaus; 1986 (25.2-97.7%; 24h); Forget y Milleron, 1991 (51-92%); Forget, 1992 (85.5%; 28d); Holl y Lullow, 1997 (63% -30d); Byrne y Levey, 1993 (20-100%); en desierto: Abramsky, 1983 (23-100%); O'Dowd y Hay, 1980 (75%; 24h); Reichman, 1979 (40-75% 4d), o en pastizal Edwards y Crawley, 1999 (6-85%, 10d), por lo que se podría sugerir que la remoción en los fragmentos de matorral tamaulipeco presentan actividades similares a otros ecosistemas.

La velocidad de remoción fue mayor durante los primeros días, reduciéndose a 57% después de los primeros 5 días, no es tan rápida como lo reportado por Jones (1994), para *Psychotria marginata*, mayor remoción los primeros 4 días, con 48% las primeras 24 horas, pero sí comparable a lo reportado por Forget (1993), donde la mayor remoción fue en los primeros 7 días, para semillas de *Dipteryx panamensis*.

El inicio de la remoción en los sitios aislados presenta diferencia, en relación a los sitios de borde e inmersos, entre tres y cinco días, quizá porque los sitios alejados representan una limitante -desde el punto de vista del removedor- para la detección de las semillas, de ahí que las semillas en los árboles aislados comiencen a ser removidas tres o cuatro días después, tiempo que tardan en ser localizadas (Willson y Wheland, 1990; Holl y Lulow, 1997). Quizá se trate de un removedor incidental, por lo que entre más tiempo permanezcan las semillas en algún sitio, existe mayor probabilidad de ser localizadas y removidas (Hulme, 1994).

Ha sido reportado que la probabilidad de localización de semillas es mayor en áreas cubiertas que en áreas sin cubierta vegetal (Willson y Wheland, 1990; Abramsky, 1983), por lo que sitios inmersos y en borde presentan una probabilidad mayor de ser descubiertos y removidos.

La disminución de la velocidad de remoción puede deberse a que el removedor toma las semillas en base a sabor o contenido de nutrimentos (Smith, *et al.* 1989; Kelrick, *et al.* 1986) por lo que serán más removidas estas especies en poco tiempo y las menos preferidas tendrán una velocidad de remoción menor, o bien, el removedor prefiere no permanecer mucho tiempo en el mismo lugar (Willson y Wheland 1990) y toma sólo algunas semillas, o quizá existen lugares que visita con mayor frecuencia, de ahí que presentaran distinta tasa de remoción en cada uno de los sitios.

Existe la posibilidad que conforme transcurre el tiempo se presente una saciedad temporal de los nidos o poblaciones cercanas (Janzen, 1971 y 1982; Smith, *et al.* 1989; Forget, 1992 y 1996), por lo que la remoción presenta una declinación en el tiempo y las semillas remanentes en los sitios tendrán menor probabilidad de ser descubiertas por la reducción en el número de visitas de los removedores locales.

La poca remoción registrada en sitios aislados es similar a lo reportado por Guevara *et al.* (1986, 1992, 1993) puede contribuir al establecimiento de semillas, llevadas ahí por frugívoros, que al no ser removidas pueden establecerse (Guevara, *et al.* 1986; Belsky y Canham, 1994) llegando a conformar un corredor o manchón entre grandes extensiones de áreas de cultivo, lo cual se esperaría si la vegetación bajo estos sitios no es removida durante algún tiempo.

La tasa de remoción también se ve influida por la cubierta de vegetación estacional que se presenta bajo los árboles aislados. Esta es quizá la razón por la que el muestreo de abril presentó una tasa y velocidad de remoción mayor en relación a los muestreos de junio y noviembre, donde dicha cubierta no fue tan abundante.

Por ser el mezquite una especie altamente preferida y quizá más visitada que el ébano se habría esperado que la tasa de remoción bajo estos sitios fuera mayor que bajo árboles de ébano.

Brown *et al.*, en 1975, reportan poca depredación de semillas bajo mezquites (*Prosopis juliflora*) y le atribuyen este hecho a la poca diversidad de especies de semillas en estos sitios, puesto que su estudio fue conducido en una plantación casi exclusiva de mezquite.

La distinta tasa de remoción encontrada bajo los árboles de mezquite y ébano en el presente trabajo, en dos de los tres muestreos, quizá pueda atribuirse a la presencia natural de semillas de mezquite a lo largo del año, lo cual provocó una mayor oferta de alimento y permitió una mayor selección por parte de los agentes removedores. Alternativamente se podrá suponer: (i) El agente removedor que se acerca a ébanos es menos selectivo en las fuentes de alimento (Janzen, 1971; Howe, 1993; Vander, 1990) y toma indistintamente las semillas que encuentra bajo estos sitios. (ii) El removedor que busca bajo mezquites sólo busca semillas de esta especie, por lo que, hace poco o ningún caso de las semillas de otra especie ofrecidas en estos sitios, o (iii) la saciedad temporal de los agentes removedores, debida a la producción estacional de semillas y a las semillas presentes en suelo, provocan una disminución en la cantidad de semillas buscadas, localizadas y removidas (Janzen 1971; Smith, *et al.* 1989, Vander, 1990; Willson y Wheland, 1990).

III Tasa de remoción en relación a síndrome de dispersión

3.1 Introducción.

Durante la fase de dispersión primaria, una planta anuncia con la presencia de frutos (colores brillantes para aves, olores y sabores para mamíferos) que está lista para ser dispersada (aunque esto implique sacrificio de tejidos, presencia de ganchos, plumas o sustancias pegajosas), lo que facilita su movimiento en el tiempo óptimo (Van der Pijl, 1982; Murray, 1986; Castañeda, 1988; Jurado, 1990; Begon, *et al.* 1996).

Las características de dispersión primaria de las semillas juegan un papel importante en la remoción secundaria o fase II de dispersión (Howe, 1993; Chambers y McMahon, 1994; Hughes, *et al.* 1994). Las semillas que presenten restos de pulpa o algún cuerpo adicional, rico en carbohidratos o lípidos, o sustancias que se liberan después del paso por el tracto digestivo de algún vertebrado que las hace atractivas para hormigas, o bien son removidas de manera accidental por escarabajos estercoleros (Janzen, 1982; Levey y Byrne, 1993; Jones, 1994), presentan mayor probabilidad de ser descubiertas y removidas (Howe y Smallwood, 1982), llevándolas a sitios menos densos y con mayores probabilidades de establecimiento.

La abundancia de recursos determina la dispersión o depredación de una semilla. La rapidez con que maduran los frutos influye en la cantidad de semillas que los agentes cercanos remueven, propiciando una saciedad estacional. Puesto que la cantidad de alimento disponible no es comparable a la población de removedores. Esto es, la variación en la cantidad de semillas en determinada época influye en la cantidad de semillas sobrevivientes (Janzen, 1971; Hughes y Westoby, 1990; Angspurger y Kitajima, 1992; Jones 1994).

Las características de tamaño, peso, forma, dureza de la cubierta, presencia de toxinas, contenido de nutrimentos y disponibilidad de alimentos influyen en el criterio de selección del removedor y por lo tanto en el número de semillas removidas (Jones, 1994; Ostfeld, *et al.* 1971, Hughes y Westoby, 1992, Hughes, *et al.* 1994).

La efectividad del dispersor se puede medir por la cantidad de visitas y la cantidad de semillas removidas en cada visita (Shupp, 1993), por lo que sitios con poblaciones bajas de removedores (o bien sitios alejados y descubiertos) tendrán menor remoción (Guevara, *et al.* 1986; Holl y Lullow, 1997).

De igual modo, la preferencia del removedor por ciertas especies tiene que ver de manera directa sobre su persistencia en el banco de semillas (Guo, *et al.* 1995; Price y Joyner, 1997; Edwards y Crawley, 1999) y por lo tanto en la estructura del paisaje (Willson, 1992; Fragoso, 1997).

Las modificaciones drásticas del ambiente (eventos naturales y de origen humano) alteran las interacciones de los ecosistemas (Begon, *et al.* 1996) y acortan la cadena alimenticia (Vander, 1990; Kruess y Tschardtke, 1994) por impactar la disponibilidad de recursos y la densidad en las poblaciones de organismos.

En el presente capítulo se trata la influencia que el grado de cubierta vegetal tiene sobre la tasa de remoción en distintas semillas de matorral, en relación a síndromes de dispersión.

3.2 Hipótesis

Considerando que las características de dispersión primaria influyen en la sombra de dispersión de las semillas, haciéndolas más o menos atractivas para los removedores (Howe, 1993; Chambers y McMahon, 1994) y asumiendo que las especies que presentan algún cuerpo alimenticio adicional, tienen mayor probabilidad de ser removidas que las semillas que no cuenten con él, sin el sitio donde sean colocadas, que tenga influencia en la velocidad y tasa de remoción, se plantearon las siguientes hipótesis y objetivos.

- 1- La tasa de remoción es independiente del síndrome de dispersión de las especies.
- 2- El grado de aislamiento influye en igual medida sobre la tasa de remoción de especies con distinto síndrome de dispersión.

3.3 Objetivos:

- a) Medir, a través de la remoción de partes de fruto, el grado de preferencia de los agentes removedores, de especies con dispersión por vertebrados.
- b) Determinar la influencia del síndrome de dispersión en la tasa y velocidad de remoción de las semillas.
- c) Medir las interacciones entre el grado de aislamiento y el síndrome de dispersión sobre la tasa de remoción de las semillas.

3.4. Método

Se instaló un experimento de remoción de semillas sin reemplazo, divididas por síndrome de dispersión como variables y en tres distintos grados de aislamiento como tratamientos.

Se realizaron tres muestreos temporales en los meses de junio y noviembre de 1998 y abril de 1999.

a) Especies

Las doce especies seleccionadas fueron separadas por síndrome de dispersión:

1. Dispersión por vertebrados, especies cuyo fruto presenta pulpa atractiva a aves o mamíferos: anacahuita (*Cordia bossieri*), barreta china (*Amyris texana*), chapote prieto (*Diospyros texana*), mezquite (*Prosopis laevigata*) y palo blanco (*Celtis laevigata*).
2. Dispersión explosiva, aquellas especies cuyas semillas salen impulsadas subitamente al secarse la vaina: hierba del potro (*Caesalpinia mexicana*) y ébano (*Ebenopsis ebano*).
3. Sin características asociadas: aquellas especies que no presentan alguna característica evidente para algún tipo de dispersión: palo verde (*Cercidium macrum*), oreja de rata (*Colubrina greggi*), vara dulce (*Eysenhardtia polystachya*), huizache (*Acacia farnesiana*) y tenaza (*Havardia pallens*).

Se realizó un subtratamiento a las especies con dispersión por vertebrados a fin de cuantificar la tasa de remoción de las diferentes estructuras.

La Fig. 3.1 muestra las estructuras en las cuales se separaron cada fruto, excepto barreta china, cuya pulpa se seca y adhiere a la semilla. Cada fruto fue despulpado manualmente y separado en semillas y pulpa. Las semillas fueron tratadas con agua (H_2O) y ácido Clorhídrico (HCl) por una hora, a fin de simular el paso por el tracto digestivo y estimar de este modo, la remoción de semillas a partir de heces de algún vertebrado. Para mezquite se consideró como fruto cada fragmento de vaina que contenía una semilla

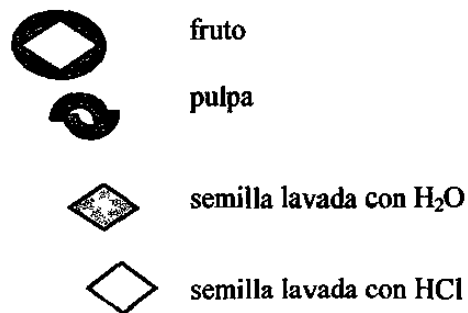


Fig. 3.1 Tratamiento a las especies dispersadas por vertebrados.

Debido a la disponibilidad de frutos frescos de mezquite y anacahuita, los tratamientos completos (semillas tratadas con HCl, fruto y pulpa) sólo se instalaron en dos fechas de muestreo. Las semillas lavadas con H_2O fueron colocadas en los tres muestreos.

Se emplearon cajas de Petri que fueron enterradas al ras del suelo para facilitar la entrada y salida de posibles removedores. Se colocaron diez semillas de cada especie en cada caja y se distribuyeron de manera circular en el perímetro del área de copa.

El registro de los datos se realizó diariamente durante los primeros 15 días y los restantes quince se realizó de manera alterna, un día sí y otro no. Se registró la presencia de semillas remanentes y el número de semillas con evidencia de depredación.

b) Grado de aislamiento:

A fin de reducir la variación debida a la especie bajo la cual se colocó el diseño, se seleccionaron árboles de ébano (*Ebenopsis ebano*) y mezquite (*Prosopis laevigata*) para cada una de las situaciones.

Se seleccionaron 18 árboles bajo distinta cobertura vegetal con las siguientes características.

1. Seis árboles aislados, alejados de la vegetación al menos 100 m.
2. Seis árboles en borde: localizados en el límite de áreas de cultivo y fragmentos de matorral, cuyas características de altura y cobertura fueron similares a los de los otros tratamientos.
3. Seis árboles de vegetación continua: Se localizaron sitios que estuvieran inmersos en la vegetación a más de 25 metros del borde.

c) Análisis de datos.

Se consideran tres categorías para la tasa de remoción: 1) fase inicial, que se refiere al número de semillas remanentes hasta el día 5; 2) fase media, el número de semillas remanentes hasta el día 15 y 3) fase final, el número de semillas remanentes hasta el día 30.

Para determinar la tasa de remoción por síndrome de dispersión, se analizó el número de estructuras remanentes para los días 5, 15 y 30, por medio de ANOVA de dos factores (síndrome de dispersión y fecha de muestreo).

Para la tasa de remoción por síndrome de dispersión se analizó el número de estructuras remanentes, al día 30 en sitios aislados, borde y centro, por medio de ANOVA de dos factores (síndrome de dispersión y grado de aislamiento).

3.5 Resultados

Se presentan los resultados obtenidos en la preferencia de especies. Primero se muestra la preferencia de partes de fruto y al final la preferencia en los distintos grados de cobertura vegetal, por síndromes de dispersión.

a) Preferencia de partes de fruto, especies con dispersión asociada a vertebrados.

Las especies asociadas a dispersión por vertebrados, tuvieron distinta tasa de remoción para cada estructura (Tabla 3.1), siendo mezquite y barreta china las semillas más removidas en los tres muestreos. Las estructuras más removidas fueron pulpa y fruto completo de mezquite y palo blanco.

Tabla 3.1. Porcentaje de remoción de partes de fruto en cada muestreo, especies asociadas a dispersión por vertebrados, 30 días posteriores al inicio. (100%=180 unidades en cada muestreo).

Especies	estructura	junio	noviembre	abril
mezquite	semilla	98.9%	92.3%	92.2%
	pulpa	100%		100%
	fruto	95%		97.2%
	HCl	84.5%		87.8%
anacahuita	semilla	89.5%	67.3%	83.9%
	pulpa	92.8%	92.8%	
	fruto	91.2%	93.9%	
	HCl	61.2%	32.8%	
palo blanco	semilla	96.7%	93.4%	86.7%
	pulpa	100%	100%	100%
	fruto	87.2%	95%	95%
	HCl	97.8%	78.9%	90.6%
chapote prieto	semilla	95.6%	91.7%	90.6%
	pulpa	100%	99.4%	97.8%
	fruto	100%	97.2%	92.8%
barreta china	semilla	98.9%	96.1%	98.4%

1- mezquite:

En promedio el mezquite registró al día 5 la permanencia de 76 unidades (fruto completo, semillas lavadas, pulpa y semillas tratadas con ácido) en junio y 60 en abril. Al día 15, que corresponde a la tasa media, se registraron en promedio 46 unidades de mezquite en junio y 24 en abril, en tanto que para la tasa de remoción final se registraron 10 unidades en promedio para ambos muestreos, siendo las semillas tratadas con ácido clorhídrico las que permanecieron en mayor número al final de los muestreos (28 en junio y 22 en abril).

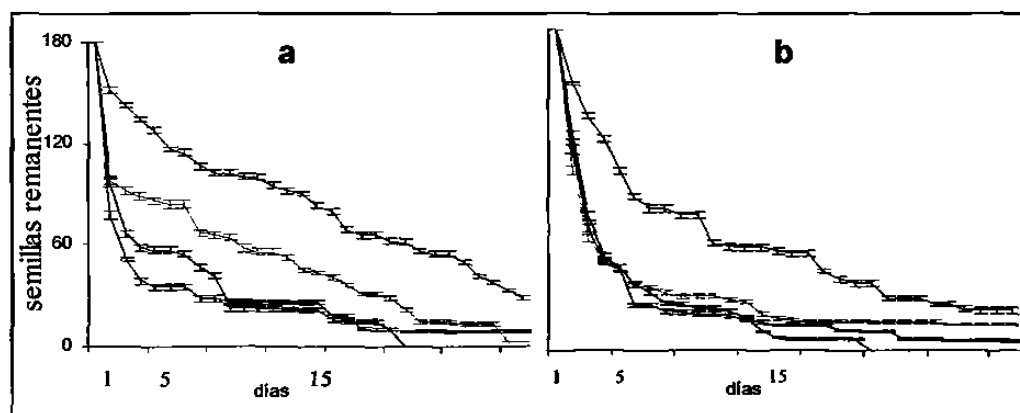


Fig. 3.2. Partes remanentes de fruto de mezquite (promedio \pm intervalo de confianza $\alpha=0.05$; $n=18$). a) junio, 98 b) abril, 99. semilla — pulpa — fruto — HCl

La velocidad de remoción de mezquite (Fig. 3.2) fue mayor durante los primeros días.

En ambos muestreos, pulpa (100%) y fruto (95-98%) fueron las estructuras más removidas. No hubo diferencia para la preferencia entre semillas lavadas, tratadas, pulpa o fruto completo en la fase inicial ($F=1.98$; $gl.=3, 23$; $P=0.15$), En tanto que en la

fase media se presentó diferencia ($F=3.60$; $gl.=3, 23$; $P=0.03$). Al día 30 no hubo diferencia ($F=1.9$; $gl.=3, 23$; $P=0.16$) entre ambos muestreos.

Todas las estructuras fueron removidas a partir del día uno, llegando a 50% de remoción entre el día 3 y 5 en ambos muestreos.

2. anacahuita:

El promedio de unidades remanentes de semillas lavadas y tratadas, pulpa y fruto completo fue diferente en cada muestreo. En junio se presentó menor número de unidades remanentes (118 unidades) que en noviembre (204 unidades).

La velocidad de remoción fue mayor durante los primeros días (Fig. 3.3), en ambos muestreos excepto para las semillas tratadas, que comenzaron a ser removidas a partir del día 2 en junio y el día 6 en noviembre. Esta fue la estructura menos removida, con 70 semillas remanentes en junio y 121 en noviembre.

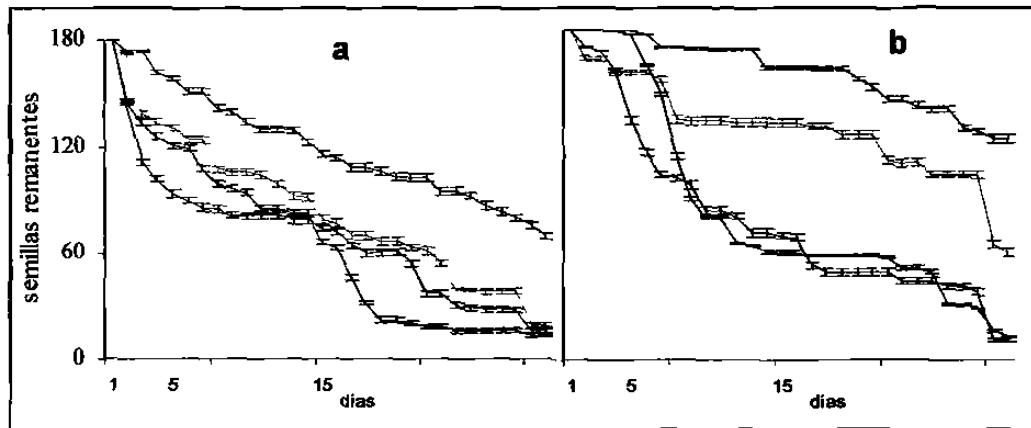


Fig. 3.3 Partes remanentes de fruto de anacahuita (promedio \pm intervalo de confianza $\alpha=0.05$; $n=18$), a) junio 98, b) noviembre 98.

— semilla — pulpa — fruto — HCl

El análisis de varianza entre la preferencia de estructuras de anacahuita mostró diferencia marginal en la fase inicial ($F=2.83$; $gl.=3, 23$; $P=0.07$), siendo las semillas tratadas con ácido las que presentan menor remoción en ambos muestreos.

Al día 15 se encontró diferencia entre la tasa de remoción de las diferentes estructuras de anacahuita ($F=6.7$; $gl.=3, 23$; $P=0.003$) y entre muestreos ($F=5.39$; $gl.=1, 23$; $P=0.03$), siendo menos removidas las semillas lavadas (23% de remoción) y las semillas tratadas con ácido clorhídrico (12% de remoción).

Existió diferencia marginal al día 30 en la preferencia de estructuras ($F=3.11$; $gl.=3, 23$; $P=0.05$) y una diferencia estadística entre los muestreos ($F=30.4$; $gl.=1, 23$; $P<0.0001$).

3. palo blanco:

Todas las partes de fruto de palo blanco (semillas tratadas y lavadas, pulpa y fruto completo) presentaron alta remoción (Fig. 3.4). No hubo estructuras más preferida que otra, al día 5 ($F=2.29$; $gl.=3, 35$; $P=0.10$), día 15 ($F=1.66$; $gl.=3, 23$; $P=0.20$) y día 30 ($F=1.14$; $gl.=1, 23$; $P=0.35$).

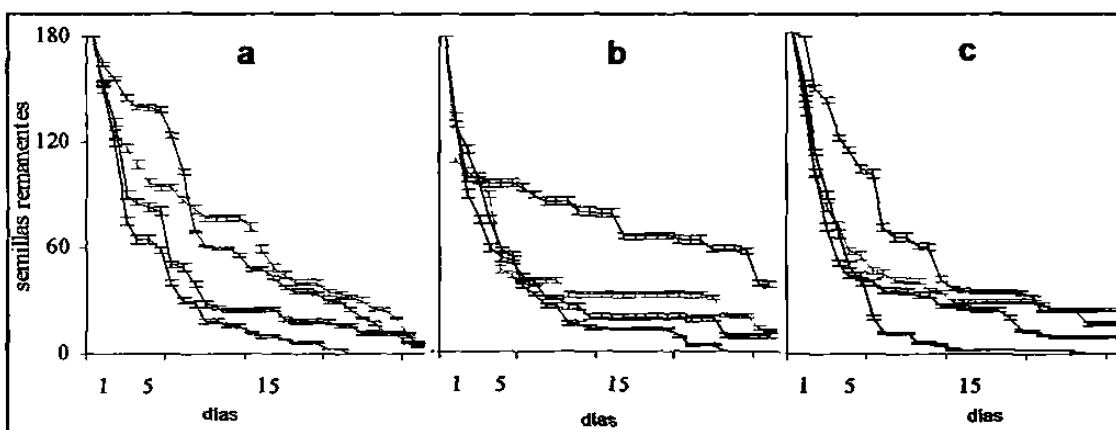


Fig. 3.4. Partes remanentes de fruto de palo blanco (promedio \pm intervalo de confianza $\alpha=0.05$; $n=18$) a) junio 98, b) noviembre 98, c) abril 99.

— semilla — pulpa fruto — HCl

Las semillas lavadas y las semillas tratadas con ácido permanecieron en mayor número, aún cuando no se presentó diferencia estadística en la tasa de remoción de ambos tratamientos. Al final de los muestreos se registraron en promedio 14 semillas lavadas y 19.3 semillas tratadas.

La pulpa fue removida en su totalidad en los tres muestreos, en tanto que el fruto completo presentó de 98 a 95% de remoción al final de los tres muestreos.

Las semillas lavadas y las semillas tratadas con ácido registraron 3-13% y 2.2-21% de permanencia, respectivamente. No existió diferencia estadística entre muestreos ($F=0.87$; $gl.=1, 23$; $P=0.43$) al día 30.

La velocidad de remoción de palo blanco fue mayor durante los primeros días, llegando a 50% de semillas remanentes entre los días 3 y 8.

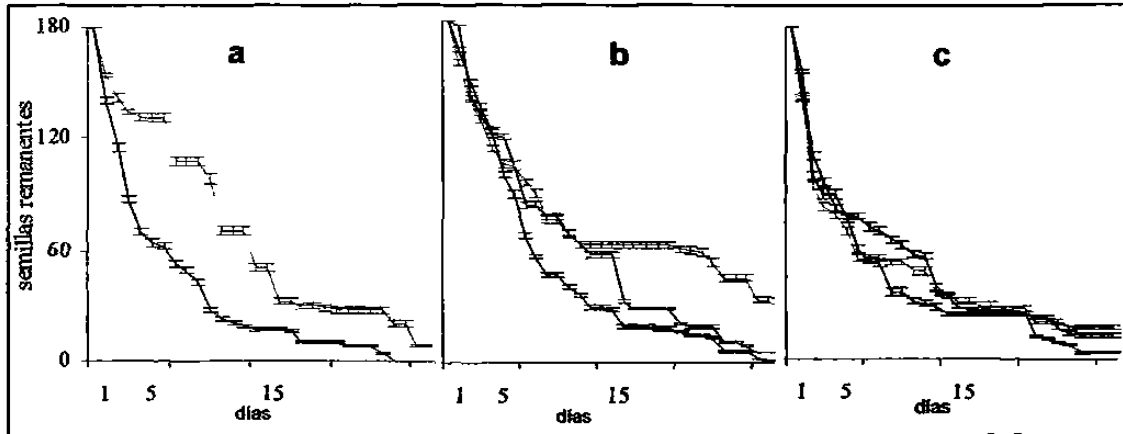


Fig. 3.5 Partes remanentes de fruto de chapote prieto (promedio \pm intervalo de confianza $\alpha=0.05$; $n=18$), a) junio 98, b) noviembre 98, c) abril 99. semilla — pulpa — fruto

4. chapote prieto:

Las semillas lavadas de chapote prieto (Fig. 3.5), presentaron menor remoción que fruto completo o pulpa (19.3 semillas en promedio al final de cada muestreo). La remoción de pulpa fue mayor, registrando al día 30 del experimento un promedio, 1.6 unidades remanentes por muestreo.

Para esta especie, estadísticamente no existió diferencia en la tasa de remoción ni en la fecha de muestreo. Al día 5 se registró un 55.8% de estructuras remanentes en junio; 65.9% en noviembre y 46.3% en abril ($F=0.45$; $gl.=3, 35$; $P=0.51$).

En la fase media se registraron, entre pulpa, semillas y fruto completo, 18.9% de unidades remanentes en junio, 27.6% en noviembre y 17.8 en abril ($F=1.73$; $gl.=3, 23$; $P=0.21$) y al día 30 se registró 2.2% en junio, 7.2% en noviembre y 6.3% en abril ($F=3.3$; $gl.=3, 23$; $P=0.09$), siendo más alta la tasa de remoción para esta especie, durante el muestreo de junio.

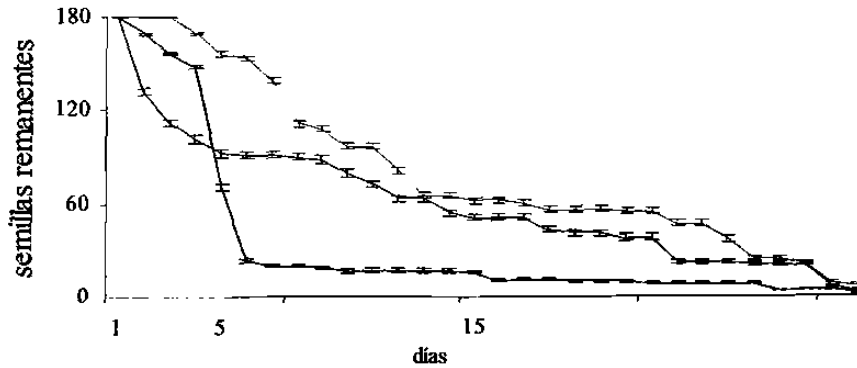


Fig. 3.6 Semillas remanentes de barreta china, en tres muestreos (promedio \pm intervalo de confianza $\alpha=0.05$; $n=18$). — junio — noviembre — abril

5. barreta china:

Para barreta china (Fig. 3.6) existió diferencia en la tasa de remoción en la fase inicial, en ambos muestreos ($F=7.8$; $gl.=2, 53$; $P=0.001$), siendo el muestreo de abril el que presentó el menor número de semillas remanentes (83 semillas). Durante la fase media se presentó diferencia marginal en la tasa de remoción, registrando 34 semillas remanentes en junio, 50 en noviembre y 32 en abril ($F=2.9$; $gl.=2, 53$; $P=0.06$).

Al día 30 no existió diferencia entre el número de semillas remanentes en cada muestreo ($F=0.53$; $gl.=2, 53$; $P=0.59$), registrando 4 semillas en junio, 13 en noviembre y 11 semillas en abril.

Barreta china fue la especie con semillas más pequeñas de las seis dispersadas por vertebrados y presentó una tasa de remoción comparable a semillas de mezquite. Durante el muestreo de junio quedaron 2 semillas de ambas especies, en noviembre 13 de mezquite y 7 de barreta china y en abril 14 semillas de mezquite y 3 de barreta china.

-Tasa de remoción de especies con dispersión por vertebrados:

Se puede observar que en dos de los tres muestreos, anacahuita fue la especie menos removida (Fig. 3.7).

La remoción fue mayor al inicio de los muestreos, siendo noviembre (Fig. 3.7b) el que presenta tasa y velocidad de remoción menor, en relación a los otros muestreos.

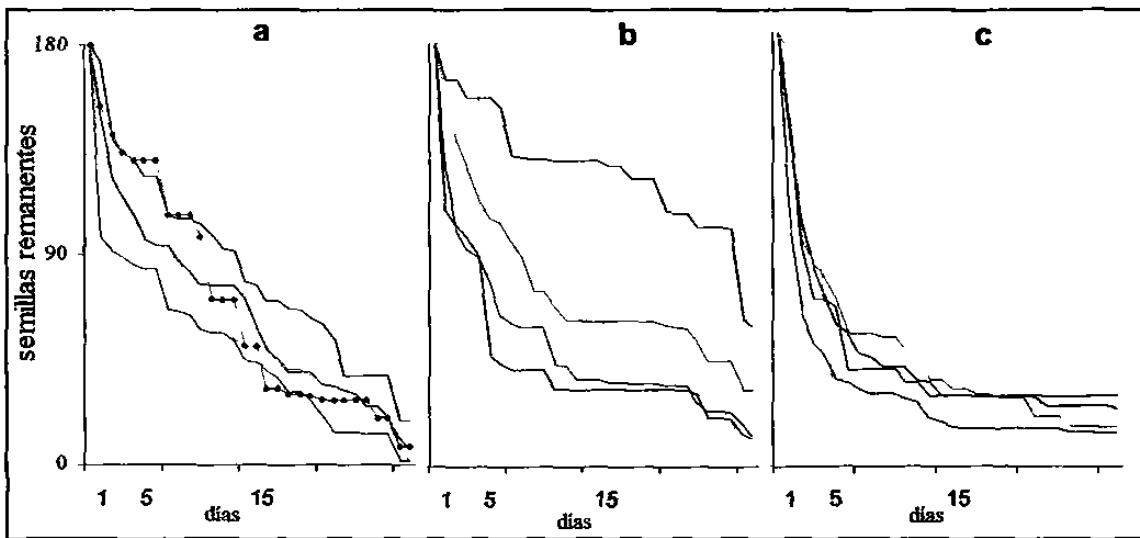


Fig. 3.7. Total de semillas remanentes de especies dispersadas por vertebrados, en distinta fecha de muestreo: a) Junio, 1998; b) noviembre 1998; c) abril, 1999.

— mezquite — anacahuita — palo blanco — chapote — barreta china

Al considerar el total remanente por especie en cada muestreo, como 100%, se encontró que anacahuita aportó el mayor porcentaje de permanencia, 64.8% en junio; 63.4% en noviembre y 43.9% en abril, en tanto que barreta china, mezquite y palo blanco fueron las especie más removidas.

Cada especie aportó al total de permanencia en junio: 1.1% barreta china, 21.4% mezquite, 8.24% palo blanco; en noviembre aportaron 2.2% barreta china, 4.04% mezquite y 18.3% palo blanco y en abril 4.5% barreta china, 15.5% mezquite y 18.9% palo blanco.

Se encontró semejanza en el comportamiento de las especies dispersadas por vertebrados, durante la fase inicial ($F=1.9$; $gl.=5, 53$; $P=0.10$), la velocidad de remoción fue similar, siendo mayor durante los primeros días en los tres muestreos ($F=1.6$; $gl.=2, 53$; $P=0.20$).

A lo largo del experimento anacahuita fue la especie menos removida, por lo que las curvas entre especies no siguen una misma tendencia, presentando para mezquite, palo blanco y barreta china el descenso más rápido (fase media: $F=5.4$; $gl.=5, 53$; $P<0.001$ y final: $F=25.3$; $gl.=5, 53$; $P<0.001$), por ser las que presentan mayor tasa y velocidad de remoción.

Abril presentó la tasa y velocidad de remoción mayores, de los tres muestreos (Fig. 3.7c). Las curvas de las especies presentaron un descenso rápido, llegando a 50% entre los días 4 y 5.

- Semillas dispersadas por métodos explosivos:

Las semillas con síndrome de dispersión explosiva (Fig. 3.8) presentaron remoción lenta durante los muestreos de junio (Fig. 3.8a) y noviembre (Fig. 3.8b). Las semillas de ébano presentaron una tasa de remoción ligeramente mayor que las de hierba del potro para la fase inicial de remoción: 52.5 semillas remanentes de ébano en promedio y 62.4 de hierba del potro, no existiendo diferencia estadística para el día 5 ($F=0.13$; $gl.=1, 17$; $P=0.72$), para el día 15 o fase media, 28.3 ébano y 58.3 hierba del potro ($F=2.6$; $gl.=1, 17$; $P=0.45$) y al día 30 o fase final: 10.5 ébano, 14.5 hierba del potro ($F=0.14$; $gl.=1, 17$; $P=0.7$).

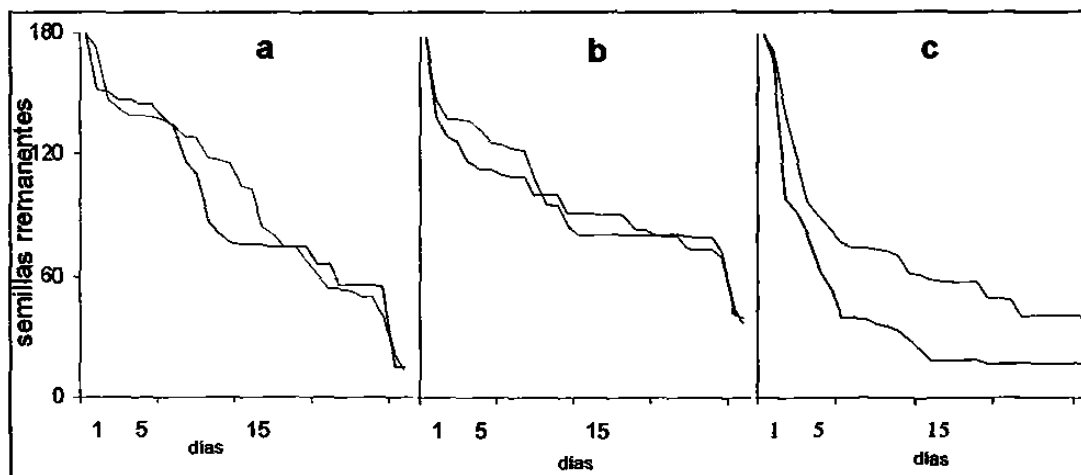


Fig. 3.8. Total de semillas remanentes de especies dispersadas explosivamente, en tres muestreos; a) junio, b) noviembre, c) abril. — hierba del potro — ébano

Abril (Fig. 3.8c) presentó la tasa y velocidad de remoción mayor de los muestreos, aunque no existió diferencia entre muestreos para la fase inicial ($F=1.5$; $gl.=1, 17$; $P=0.25$), fase media ($F=1.7$; $gl.=1, 17$; $P=0.21$) y fase final ($F=1.02$; $gl.=1, 17$; $P=0.4$).

Semillas sin características asociadas para dispersión:

Para estas especies la mayor remoción fue durante el muestreo de junio (Fig. 3.9a), donde registró 30 semillas remanentes de estas especies al día 30 del muestreo, en noviembre 62 semillas y en abril 68. Hubo diferencia para la tasa de remoción al final de cada muestreo ($F=5.69$; $gl.=2, 44$; $P=0.0015$).

Durante la fase de remoción inicial se registraron 569 semillas remanentes en junio, 594 en noviembre y 455 en abril. Existió diferencia entre muestreos ($F=17.3$; $gl.=2, 44$; $P<0.001$), pero no entre especies ($F=0.2$; $gl.=2, 35$; $P=0.81$).

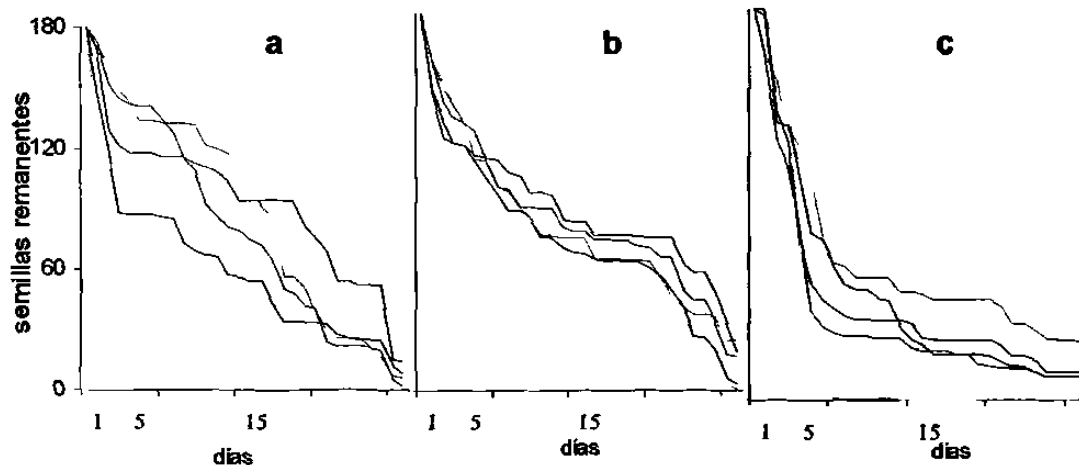


Fig. 3.9 Total de semillas remanentes de especies sin características asociadas a dispersión, en tres muestreos; a) junio, b) noviembre, c) abril

vara dulce — tenaza — oreja de rata — palo verde — huizache

Existió diferencia en el comportamiento de estas semillas durante la fase de remoción media, entre muestreos ($F=9.8$; $gl.=2, 44$; $P<0.001$), siendo abril (Fig. 3.9c) el que presenta menor número de semillas remanentes (353 semillas), en tanto que junio registró 347 semillas y noviembre (Fig. 3.9b) 137 semillas remanentes.

En los tres muestreos las semillas más removida fueron las de vara dulce, en noviembre se registró una semilla remanente y ninguna en junio y abril.

La segunda especie más removida fue tenaza, que registró en junio 8 semillas remanentes, 3 en noviembre y 11 en abril; oreja de rata tuvo 2 semillas remanentes en junio, 16 en noviembre y 11 en abril; huizache registró 14 semillas en junio, 18 en noviembre y 19 en abril, en tanto que palo verde fue la menos removida de estas especies, registró 6 semillas remanentes en junio, 24 en noviembre y 27 en abril.

Existió diferencia en la preferencia de estas especies durante la fase de remoción inicial ($F=4$; $gl.=4$, 44; $P=0.029$) y media ($F=3.5$; $gl.=2$, 35; $P=0.02$). La semilla de vara dulce fue la más removida en los tres muestreos, la diferencia mayor se observó durante la fase de remoción media, donde registró 22 semillas en promedio, a diferencia de las 77 registradas para palo verde, 59 de oreja de rata y 50 de tenaza.

b) Tasa de remoción de especies con distintos síndromes de dispersión.

Comparando la preferencia de especies, por síndrome de dispersión se encontró que la tasa de remoción fue distinta, en los tres muestreos (Tabla 3.2), siendo las semillas sin característica asociada las que presentaron el menor porcentaje de permanencia en cada muestreo.

Tabla 3.2 Porcentaje de remoción de semillas en cada muestreo, por tipo de dispersión (100%=unidades totales por tipo de dispersión)

Síndrome	junio	noviembre	abril
vertebrados	95.9%	86.2%	92.3%
sin característica	96.7%	95.1%	93.1%
explosiva	92.3%	78.5%	95.3%

Las semillas con dispersión explosiva presentaron el menor porcentaje de semillas removidas en los tres muestreos, siendo noviembre (78.5%) el muestreo con menor remoción para estas especies.

En la Fig. 3.10 se presenta el promedio remanente de semillas con distinto síndrome de dispersión, al final de los tres muestreos. Las semillas sin característica asociada registraron en promedio 10.2 semillas (5.7%), las especies con dispersión por vertebrados registraron en promedio 16.5 semillas remanentes (9.1%). Los primeros dos tipos de dispersión fueron los que presentaron el menor porcentaje remanente, en los tres muestreos. En tanto que las semillas con dispersión explosiva registraron en promedio 26.3 semillas remanentes (14.6%) al final de los tres muestreos.

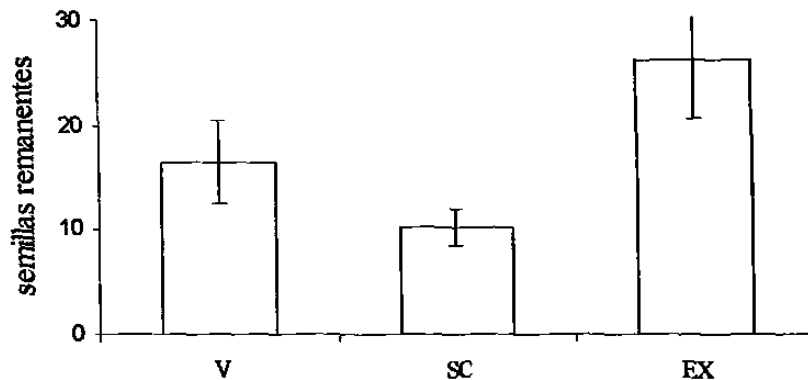


Fig. 3.10 Promedio de semillas remanentes por tipo de dispersión al final de los tres muestreos (promedio+intervalo de confianza, $\alpha=0.05$; $n=18$). V=vertebrados; S/C=sin característica asociada; Ex= explosiva.

No existió diferencia entre la preferencia de especies, en los tres muestreos durante la fase de remoción inicial ($F=1.63$; $gl.=2, 26$; $P=0.20$).

Del total de estructuras remanentes al final de cada muestreo las especies dispersadas por vertebrados constituyeron el 27% en junio, 32.8% en noviembre y 30.9% en abril. Las especies sin características asociadas a dispersión representaron el 21.9% en junio, 16.4% en noviembre y 22% en abril, en tanto que las especies con dispersión explosiva representaron el 51.1% en junio, 50.8% en noviembre y 47%.

No existió diferencia entre especies, en la fase de remoción media ($F=3.19$; $gl.=2, 26$; $P=0.65$) y final ($F=0.5$; $gl.=2, 26$; $P=0.61$), pero sí entre muestreos durante la fase inicial ($F=8.5$; $gl.=2, 26$; $P=0.002$). En la fase media ($F=3.3$; $gl.=2, 26$; $P=0.06$) y la fase final ($F=2.9$; $gl.=2, 26$; $P=0.08$) la diferencia fue marginal, siendo las especies sin características asociadas las que presentan un porcentaje similar de permanencia en los muestreos de noviembre (6.89%) y abril (6.89%).

Las especies con dispersión explosiva (hierba del potro y ébano) registraron el mayor porcentaje de semillas remanentes, 4.6 semillas en promedio (14.6%), al final de los tres muestreos. En tanto que semillas sin alguna característica asociada (vara dulce, palo verde, tenaza, oreja de rata y huizache) registraron al final de los tres muestreos el 5.7% de semillas remanentes.

Los resultados de remoción por tipo de dispersión mostraron que las semillas sin características asociadas fueron más removidas que las dispersadas por vertebrados o por métodos explosivos.

c) Tasa de remoción en relación a grado de aislamiento.

El comportamiento de la tasa y velocidad de remoción entre las especies con diferente síndrome de dispersión y en distinto grado de aislamiento, mostró que las especies dispersadas por vertebrados y sin características asociadas a dispersión fueron las más removidas en cada uno de los grados de aislamiento (Tabla 3.3).

Tabla 3.3 Porcentaje de remoción, en distintos grados de aislamiento por tipo de dispersión, en tres muestreos. A= aislado; B=borde, I=inmerso.

tipo de dispersión	junio			noviembre			abril		
	A	B	I	A	B	I	A	B	I
vertebrados	89.7%	98%	100%	79.3%	86%	93%	72%	99.4%	100%
sin caract.	94%	97%	99%	86.3%	97%	97%	83%	92.3%	100%
explosiva	84.2%	93%	100%	60%	88%	88%	70%	86%	100%

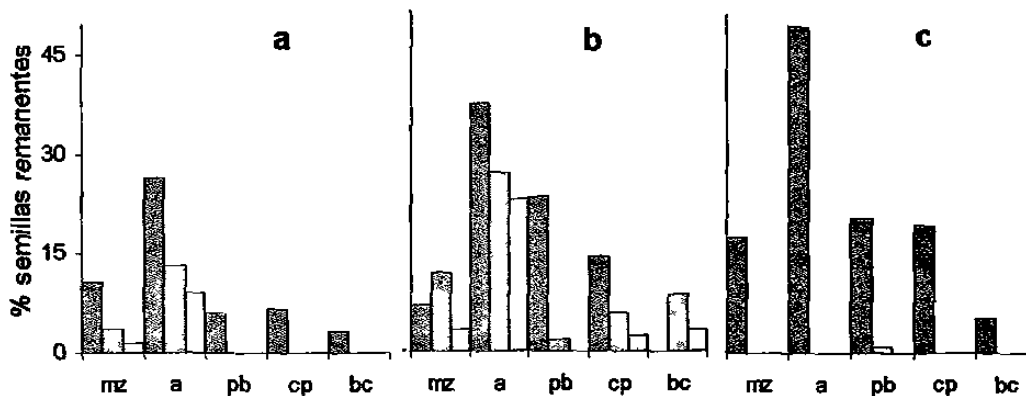


Fig. 3.11. Porcentaje de semillas remanentes, dispersión por vertebrados a) junio, b) noviembre; c) abril. mz= mezquite; a= anacahuíta, pb= palo blanco; cp= chapote prieto; bc= barreta china. ■ aislado ▨ borde □ inmerso

Dentro de las especies dispersadas por vertebrados (Fig. 3.11) el mezquite, la barreta china y el palo blanco fueron las especies preferidas.

Existió diferencia por grado de aislamiento, para cada muestreo: Los sitios aislados presentan la menor tasa de remoción para todas las especies (fase inicial $F=26.1$; $gl.=2$, 107; $P<0.001$, fase media $F=27.2$; $gl.=2$, 107; $P<0.001$ y fase final $F=32.6$; $gl.=2$, 107; $P<0.001$).

En junio se registraron 119 unidades remanentes de las especies con dispersión por vertebrados (mezquite, anacahuita, palo blanco y chapote prieto) en los sitios aislados; 49 en borde y 28 en sitios inmersos.

Al final de noviembre en los sitios aislados se registraron, 176 unidades, 99 en sitios de borde y 65 en sitios inmersos. Para abril quedaron 166 unidades remanentes en los sitios aislados, 4 en borde y ninguno en centro .

Las especies de palo blanco y mezquite, de manera general, fueron más removidas en sitios de borde e inmersos que bajo sitios aislados. Siendo las semillas tratadas con ácido clorhídrico las que permanecen durante más tiempo en sitios aislados (60 semillas en junio, 74 en noviembre y 39 en abril).

Palo blanco presenta mayor remoción que mezquite en sitios de borde e inmersos, pero permanece en mayor proporción en sitios aislados que mezquite.

Noviembre (Fig. 3.11c) es el muestreo que presentó la menor tasa de remoción 48.3% de semillas remanentes en sitios aislados, 34.9% en borde y 29.9% en inmersos.

Abril (Fig. 3.11c) presenta la mayor tasa de remoción, no quedando semillas de alguna especie en sitios de borde e inmersos. Siendo las semillas de anacahuita las que permanecieron en mayor porcentaje en los sitios aislados.

Barreta china presentó una tasa de remoción casi total en sitios aislados, de borde e inmersos, en cada uno de los muestreos. En junio sólo se registraron 2

semillas en sitios aislados y ninguna en borde o inmersos; en noviembre se registraron 5 en borde y 2 en inmersos; en abril 3 semillas en sitios aislados y ninguna en sitios de borde o inmersos.

Las semillas sin característica asociada (Fig. 3.12) presentaron diferencia en el comportamiento entre especies y entre el grado de aislamiento. Las semillas de vara dulce presentan la mayor tasa de remoción, quedando únicamente 1 semilla durante el muestreo de noviembre en los sitios de borde, no se registraron semillas remanentes en sitios aislados o inmersos.

La segunda especie más removida fue tenaza, en junio registró 8 semillas remanentes en sitios aislados y ninguna en inmersos o en borde; en noviembre 3 semillas en sitios inmersos y ninguna en sitios aislados o borde y durante abril, 8 en sitios aislados, 3 en borde y ninguna en sitios inmersos.

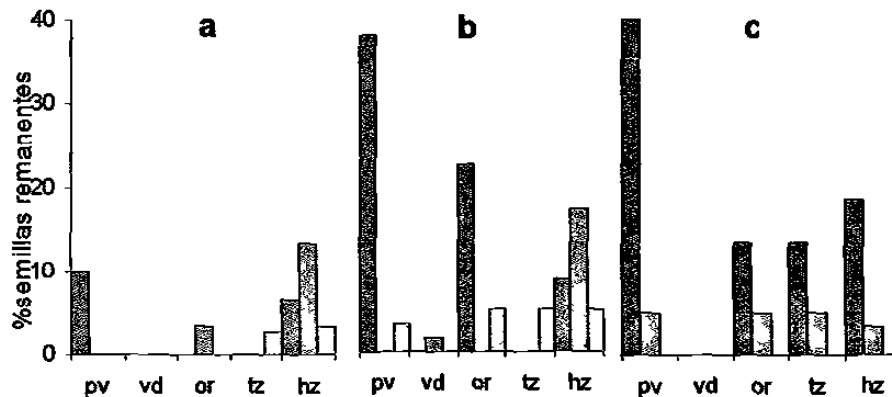


Fig. 3.12. Porcentaje de semillas remanentes, especies sin características asociadas; a) junio, b) noviembre; c) abril. pv= palo verde; vd= vara dulce, or= oreja de rata; tz= tenaza, hz=huizache. ■ aislado ■ borde □ inmerso

Palo verde, oreja de rata y huizache presentaron la menor tasa de remoción en los tres muestreos, siendo sitios aislados donde permanecieron en mayor número estas semillas.

En junio se registraron 6 semillas de palo verde en sitios aislados y 2 de oreja de rata en sitios de borde, durante noviembre se registraron 22 de oreja de rata en sitios aislados y 2 en sitios inmersos, de palo verde se registraron 13 semillas en sitios aislados y 3 en sitios inmersos. En el muestreo de abril se registraron 24 semillas de palo verde en sitios aislados y 3 en borde, 8 semillas de oreja de rata en sitios aislados y 3 en borde.

Estas especies presentaron diferente remoción en cada sitio (tasa inicial: $F=16.8$; $gl.=2, 71$; $P<0.001$; media: $F=11.5$; $gl.=2, 71$; $P<0.001$ y final: $F=19.3$; $gl.=2, 71$; $P<0.001$).

Las semillas con dispersión explosiva (Fig. 3.13) presentaron diferencia en la tasa de remoción para el grado de aislamiento, pero no entre especies. Siendo ébano el que presentó mayor tasa de remoción en sitios aislados (46 semillas ébano, 49 semillas hierba del potro), borde (17 ébano, 23 hierba del potro) e inmerso (0 ébano, 15 hierba del potro).

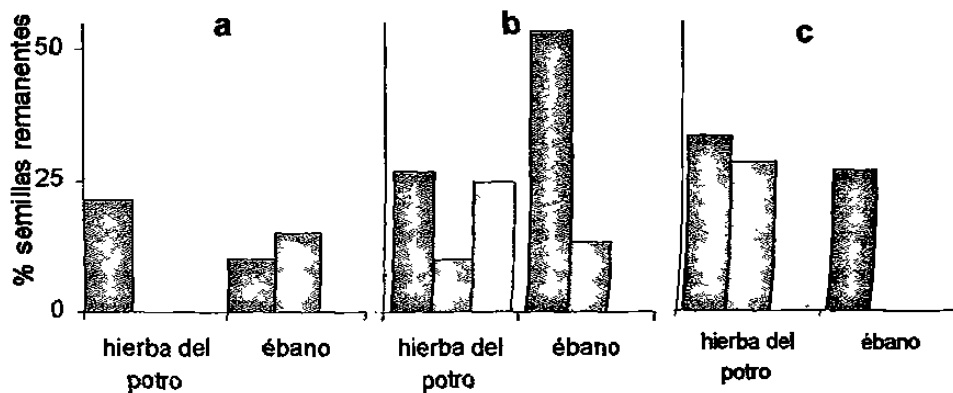


Fig. 3.13. Porcentaje de semillas remanentes, dispersión explosiva
a) junio, b) noviembre; c) abril ■ aislado ▣ borde □ inmerso

Los sitios inmersos son los que presentaron el menor número de semillas remanentes (15 semillas en noviembre), que sitios en borde (9 en junio, 14 noviembre, 17 abril) o sitios aislados (19 en junio, 40 en noviembre, 36 en abril) (tasa inicial: $F=16.9$; $gl.=2, 35$; $P<0.0001$; media: $F=8.7$; $gl.=2, 35$; $P=0.0009$ y final: $F=5.9$; $gl.=2, 35$; $P=0.006$).

En la Figura 3.14, se muestra el comportamiento de las especies, agrupadas por el síndrome de dispersión y por el grado de aislamiento, al final de los tres muestreos.

Los sitios aislados presentaron menor tasa de remoción, en relación a sitios en borde e inmersos, siendo los sitios inmersos los que presentaron menor número de semillas remanentes al final de los tres muestreos ($F=37.8$; $gl.=2, 53$; $P<0.0001$).

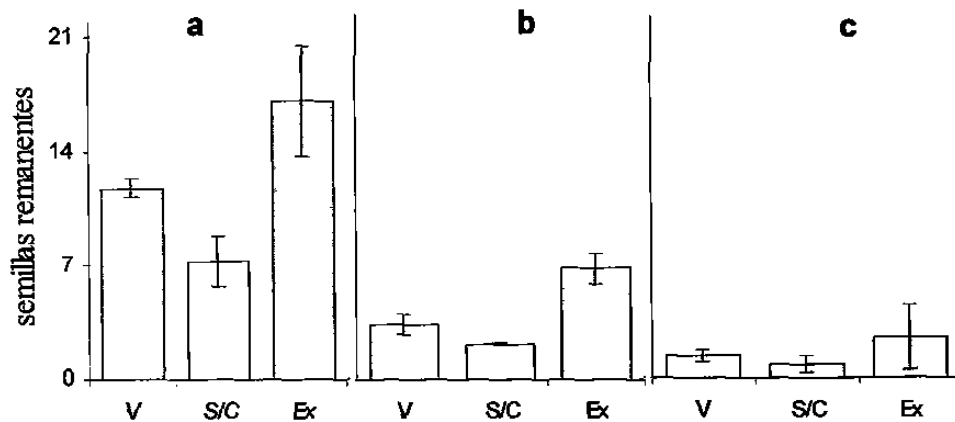


Fig. 3.14 Promedio de semillas remanentes por tipo de dispersión, bajo distinto grado de aislamiento, en tres muestreos (promedio+intervalo de confianza, $\alpha=0.05$, $n=18$), a) aislado, b) borde, c) inmerso. V=vertebrados; S/C=sin característica asociada; Ex= explosiva.

Las especies dispersadas por vertebrados y las especies sin características asociadas a dispersión, presentaron la mayor tasa de remoción bajo los tres grados de aislamiento.

Al final de los tres muestreos las especies dispersadas por vertebrados presentaron 80.33% de remoción en sitios aislados, 94.44% en sitios de borde y 97.7% en sitios inmersos. Las especies sin característica asociada presentaron 87.88% de remoción en sitios aislados, 96.41% en borde y 98.60% en sitios inmersos, mientras que las dispersadas explosivamente registraron 71.40% de remoción en sitios aislados, 88.88% en borde y 95.80% en sitios inmersos.

Al final de los tres muestreos, la suma de semillas remanentes por síndrome de dispersión, registró un total de 389 semillas en sitios aislados, de las cuales el 47.38% correspondió a especies con dispersión explosiva, el 32.60% a dispersión por vertebrados y el 20.11% a especies sin característica asociada.

En los sitios de borde, al final de los tres muestreos, la suma por tipo de dispersión registró 122 semillas, de las cuales el 55.5% correspondió a especies con dispersión explosiva, 27.7% por vertebrados y 17.7% sin característica asociada.

La suma por tipo de dispersión en sitios inmersos registró 49 semillas, de las cuales el 52.7% corresponde a especies con dispersión explosiva, 18.2% sin característica asociada y 29.5% a dispersión por vertebrados.

De manera general, los sitios aislados presentan menor tasa de remoción y en ellos las especies con dispersión sin característica asociada fueron las más removidas.

Se registró mayor preferencia de pulpa y fruto de mezquite y palo blanco para las especies con dispersión asociada a vertebrados.

El patrón de remoción es el mismo en árboles aislados, en borde o inmersos. Las especies que no presentan características asociadas a dispersión fueron las más preferidas, las segundas más removidas fueron especies dispersadas por vertebrados y las menos preferidas fueron las especies con dispersión explosiva.

Las semillas de barreta china y vara dulce, fueron las más pequeñas de las semillas en el presente muestreo. Ambas especies fueron altamente removidas. De vara dulce sólo permaneció 1 semilla en un árbol de borde, en tanto que barreta china presenta 2 semillas en sitios aislados en junio, 5 en borde y 2 e inmerso, en noviembre y 3 semillas en sitios aislados en abril. Al final de los tres muestreos de vara dulce se registró 1 semilla remanentes y barreta china 12.

Ébano y anacahuita fueron las semillas más grandes en el presente estudio. De anacahuita se registraron 15 semillas remanentes en sitios aislados y 4 en borde, respectivamente en junio; durante noviembre, 20 semillas en sitios aislados, 22 en borde y 17 en inmersos, y en abril 29 semillas en sitios aislados. En ébano se registraron 6 semillas en sitios aislados y 9 en borde en junio; 32 en sitios aislados y 8 en durante noviembre y 16 semillas en sitios aislados en abril.

Al final de los tres muestreos se registraron 71 semillas remanentes de ébano y anacahuita 42. Quedando proporcionalmente más semillas grandes que pequeñas (8:1).

3.3 DISCUSIÓN:

Los resultados de la tasa de remoción de especies con distinto síndrome de dispersión muestran que todas las semillas fueron mas removidas en sitios inmersos que en borde o sitios aislados.

Dentro del subtratamiento para las especies dispersadas por vertebrados, se encontró que fueron más removidas la pulpa y el fruto completo, en tanto que las semillas lavadas y las semillas tratadas con ácido clorhídrico fueron las estructuras menos preferidas.

En todos los tratamientos, fueron más removidas en primer instancia, las especies que no tienen características asociadas a dispersión, en segundo lugar las semillas dispersadas por vertebrados y por último las que presentan dispersión explosiva.

La remoción de semillas ha sido reportada por Byrne y Levey (1993) y por Holl y Lulow (1997), que encontraron una mayor tasa de remoción para especies que poseen algún cuerpo alimenticio adicional.

Jones (1994), encontró mayor remoción en semillas a partir de heces o restos de pulpa, que de semillas solas, no siendo grande tal diferencia (12.4% desde sustrato, 17% sin sustrato). En el presente estudio las semillas lavadas, pulpa sola y fruto completo presentaron mayor tasa de remoción (desde 87.2% en palo blanco, a 100% en mezquite), que las semillas tratadas con ácido clorhídrico o las semillas con algún otro síndrome de dispersión (explosiva o sin característica asociada).

Quizá el contenido energético de la pulpa, propicie una mayor preferencia, puesto que especies con alto contenido nutricional son más removidas (Kelrick, *et al.*, 1986, Abramsky, 1983; O'Dowd, 1980; Murray y Dickman, 1997), debido a la relación costo beneficio que las especies altamente nutritivas proporcionan al agente removedor. De ahí que semillas tratadas con ácido clorhídrico presenten poca remoción (32,2%) en anacahuita hasta 97.8% en palo blanco,

Probablemente las semillas de mezquite y palo blanco, que presentaron alta remoción de cada una de las estructuras (pulpa, fruto completo y semillas lavadas y tratadas con HCl), en todos los grados de aislamiento, proporcionan al agente que las remueve un beneficio mayor que especies menos ricas en nutrimentos, como hierba del potro o anacahuita.

Quizá estas especies sean más preferidas por los removedores locales, por presentar tegumentos ricos (mezquite y palo blanco) o tener un tamaño pequeño (barreta china y vara dulce).

Se encontró distinta tasa de remoción para cada especie, siendo más removidas las semillas de mezquite, palo blanco, barreta china y vara dulce; las menos removidas fueron, anacahuita, ébano, palo verde y oreja de rata.

Perry y Fleming (1980), no encontraron influencia de la distancia en el descubrimiento de las semillas de determinada especie, lejos de la planta productora, por lo que especies altamente preferidas serán localizadas aun no estando cerca de la planta madre, como podría ser el caso de palo blanco, vara dulce y barreta china, que no fueron removidas desde la planta madre y que presentaron altos valores de remoción (96-100%), a diferencia de ébano que aún bajo su árbol fue menos preferido (84.8).

Se ha reportado (Willson y Wheland, 1990; Hughes y Westoby, 1992; Holl y Lulow, 1997) que la variación en la tasa de remoción debida al hábitat es fuerte, siendo

distinta para cada especie y cada sitio de muestreo. Se encontró menor tasa de remoción en los sitios alejados de la vegetación continua, siendo las semillas de hierba del potro y ébano las que presentan menor remoción.

Si bien la tasa de remoción varía a pequeña y gran escala (Hulme, 1994; Fragoso, 1997) también la abundancia de removedores locales varía con el grado de cubierta vegetal, por lo que quizá la menor tasa de remoción en los sitios aislados está en función de lo atractivo de la especie y el riesgo de ir por ella.

La pérdida de olor y sabor por efecto del ambiente en el tiempo de exposición de las semillas pudo haber contribuido a una disminución en el tiempo de la remoción. Si existió una saciedad de los individuos cercanos la tasa de remoción y la velocidad no son similares a lo observado en los primeros catorce días del muestreo, donde se presentó una remoción del 50% de todas las semillas en los distintos grados de aislamiento. O quizá el número de semillas remanentes en cada sitio es de semillas que desde el inicio del experimento no son muy atractivas.

A diferencia de otros estudios (Brown, 1975; Smith 1980; Abramsky, 1983; Hughes y Westoby, 1990; Reader, 1993; Price y Joyner, 1997; Narita y Naoya, 1998) donde se reporta una tendencia a ser más removidas las semillas grandes que las pequeñas, se encontró que las semillas grandes (ébano, anacahuita, palo verde, palo blanco) permanecen en los sitios, por más tiempo, que las semillas más pequeñas (barreta china y vara dulce) que son removidas a mayor velocidad.

Hulme (1994); Holl y Lullow (1997) y Paz (1999) reportan no haber encontrado diferencia en la remoción de semillas en relación al tamaño, pero sí en relación a la cantidad de semillas colocadas en cada sitio, siendo más removidas las semillas que se encontraron en mayor número que las colocadas en grupos de menos de 10 unidades, por lo que quizá el menor número de semillas remanentes en cada sitio, a través del tiempo, tenga menor probabilidad de ser descubiertas y removidas.

Quizá el tamaño relativamente grande y la presencia de testa dura, propias de las semillas de ébano y anacahuíta, hace difícil el acarreo o la perforación, podría interpretarse como una defensa contra los depredadores (Janzen, 1971 y 1981; O'Dowd y Hay, 1980, Hughes y Westoby, 1992; Reader, 1993).

O'Dowd y Hay, 1980, Hughes y Westoby, 1992 sugieren que las hormigas tienen dificultad para el acarreo de las semillas, debido a la estructura mandibular que presentan y considerando las observaciones en campo, donde existió una mayor actividad en los primeros siete días, atribuible a hormigas (observación directa), se podría sugerir una menor tasa de remoción en los sitios en los cuales los vertebrados no estuvieron presentes, sin embargo, no ha sido cuantificada la tasa de depredación o de rastros dejados por algún otro removedor, por lo que esta sugerencia no es concluyente.

En otros trabajos (Guevara, *et al.* 1992; Abramsky, 1993; Murray y Dickman, 1997) se ha mencionado que los hábitos del dispersor pueden influir la tasa de remoción. (Kelrick, *et al.* 1986; Willson y Wheland, 1990; Forget, 1996; Holl y Lulow, 1997; Ostfeld, *et al.* 1997), tales como rango de alimentación, saciedad estacional y memoria de los sitios de alimento.

Se detectó alta remoción de semillas dentro de vegetación continua, siendo los removedores menos selectivos en la preferencia de semillas solas, semillas tratadas con HCl, fruto completo o pulpa; no así en sitios aislados donde las especies más pequeñas y la pulpa de mezquite y palo blanco fueron las más removidas. Los sitios de borde presentaron un comportamiento intermedio en la tasa de remoción.

Al igual que Holl y Lulow (1997) que reportan alta remoción de *Prunus* en tres hábitats distintos (pastizal abierto, bosque y árboles aislados), existió la preferencia de algunas especies sobre otras. Las semillas tratadas con HCl, de todas las especies presentaron baja tasa de remoción bajo todos los sitios, excepto para mezquite, cuyas semillas tratadas fueron removidas casi en su totalidad.

Así, en este estudio se encontró que la tasa de remoción de semillas disminuye conforme disminuye la cubierta vegetal. Se detectó influencia en la remoción debida al tamaño de semilla, siendo más removidas las semillas pequeñas y se detectó una mayor preferencia por semillas que presentaron algún cuerpo alimenticio adicional.

IV. Literatura citada

- Abramsky, Z. 1983. Experiments on seed predation by rodents and ants in the Israel desert. **Oecologia**, 57:328-332.
- Aizen, M.A. and P. Feinsinger. 1994. Hábitat fragmentation, native insect pollinators and Feral honey bees in Argentine "Chaco Serrano". *Ecological Applications* 4:378-392.
- Augspurger, C. K. and K. Kitajima, 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distributions. **Ecology**. 73: 1270-1284.
- Brown, J. H.; J. J. Grover; D. Davidson and G. Lieberman, 1975. A preliminary Study, of seed predation in desert and montane habitats. **Ecology**, 56:987-992.
- Begon M; J.L. Harper, and C. R. Townsend. 1996. Ecology. 3a. Edición. Blackwell Science. 1068 pp.
- Belsky, A. J. and C. D. Canham. 1994. Forest gaps and isolated savanna trees. An application of patch dynamics in two ecosystems. **BioScience** 44:77-84.
- Byrne M. M. and D. J. Levey 1993. Removal of seeds from frugivore defecations by ants in Costa Rican rain forest. En Fleming and Estrada (Eds.). Frugivory and seed Dispersal: Ecological and Evolutionary Aspects. Kluwer Academic Publishers. 663-374 pp.
- Castañeda, J. 1988. Producción de frutos, dispersión y germinación de semillas en el matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L. Tesis de Licenciatura, Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad del Noreste. 68 pp.
- Cantú, C. 1991. Fruit Production, Phenology and Seed Dispersal Patterns in the Semi-arid Thornscrub of North-eastern Mexico. Simposio Internacional sobre Frugivorismo y Dispersión de Semillas, 2 - 5 de junio de 1991. San Andrés Tuxtla, Veracruz, Mex. 48 pp.
- Chambers J. and A. A. McMahon. 1994. A day in the life of a seed. Movements and Fates of seeds and their implications for natural and Managed Systems. *Annual Rev Ecol. Syst.* 25:263-292.

- Chen, H. and A. Maun. 1999. Effects of sand burial depth on seed germination and seedling emergence of *Cirsium pitcheri*. **Plant Ecology**, 140:53-60.
- Crist, T. O. and C. F. Friese. 1993. The impact of fungi on soil seeds: implications for plants and granivores in a semiarid shrub-steppe. **Ecology**, 74:2231-2239.
- Crawley, M. J. 1992. Seed Predators and Plant Population Dynamics. En Michael Fenner Edit. Seed. The Ecology of Reeneration in Plant Communities. Cab International. 157-192 pp.
- Didham, R. K., J. Ghazoul; N. E Stork, and A. J. Davis.1996. Insects in fragmented forest: A funcional approach. **Trends in Ecology and Evolution**. 11: 255-260.
- Duncan R. S. and C. A. Chapman. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. **Ecological Applications**, 9:998-1008.
- Edwards, G. R. y M. J. Crawleand. 1999. Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. **Journal of Ecology**. 78:423-435.
- Estrada, A.; Coates-Estrada, R.; Meritt, D.; Montiel, S. and Curiel D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest. Islands and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Vegatatio**. 107:245-257.
- Fagan, W. F.; R. S. Cantrell and C. Cosner. 1999. How habitat edges change species interactions. **The American Naturalist**. 153:165-182.
- Fitzgibbon, C. 1997. Small mammals in far woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. **Journal os Applied Ecology**. 34:530-539.
- Flores, J and Jurado, E. 1998. Germination and early growth traits of 14 plants species native to northern Mexico. **The South-western Naturalist**, 43:40-46.
- Forget, P.-M. and T: Milleron. 1991. Evidence for secondary seed dispersal by rodents in Panama. **Oecologia** 87:596-599.
- Forget, P.-M. 1992. Seed removal and seed fate in *Gustavia superba* (Lecythidaceae). **Biotropica** 24:408-414.
- Forget, P.-M. 1993. Post-dispersal predation an scatterhoarding of *Dipteryx panamensis* (Papilionaceae) seeds by rodents in Panama. **Oecologia**, 94:255-261.
- Forget, P.-M. 1996. Removal of seeds of *Carapa procera* (Meliaceae) by rodents and their fate in rainforest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology** 12:751-761.

- Foster, J. and M. S. Gaines. 1991. The effects of a successional habitat mosaic on small mammal community. *Ecology* 72:1358-1373.
- Fragoso, J. M. V. 1997. Tapir-generated seed shadows: scale dependent patchiness in the amazon rain forest. *Journal of Ecology*, 85:519-529.
- García, 1988. Modificaciones al sistema de clasificación de Köopen. Larios, S. A. México, D. F. 217 pp.
- Green, D. S. 1983. The Efficacy of Dispersal in Relation to Safe Site Density. *Oecologia*, 56:356-358.
- Guevara, S.; S. E. Purata and E. Vander Maarel. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* 66:77-84.
- Guevara S. and J. Laborde. 1993. Monitoring seed dispersal at isolate standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108:319-338.
- Guevara, S.; J. Meave; P. Moreno-Casasola; J. Laborde. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of vegetation Science*, 3:655-664.
- Guo, Q.; D. B. Thompson; T. J. Valone and J. H. Brown. 1995. The effects of vertebrate granivores and folivores on plant community structure in the Chihuahuan Desert. *Oikos*, 73:251-259.
- Harper, J.L. 1977. The Population Biology of Plants. N.Y. Academic. 892 pp.
- Heithaus, G. E. 1981. Seed predation by rodents on three ant-dispersed plants. *Ecology*, 62:136-145.
- Holl, K. O and M. E. Lulow. 1997. Effects of species, habitat and distance from edge on post-dispersal seed predation in a Tropical rainforest. *Biotropica*, 29:459-468.
- Howe, H. F. and Smallwood, J. 1981. Ecology of seed dispersal. *Annual Rev. Ecology and Systematics*. 13:210-228
- Howe, H. F., 1993. Specialized and generalized dispersal systems: where does "the paradigm" stand?. En Fleming and Estrada (Eds.). Frugivory and seed Dispersal: Ecological and Evolutionary Aspects. Kluwer Academic Publishers. 3-13 pp.

- Hughes, L. and Westoby, M. 1990. Removal rates of seeds adapted for dispersal by ants. **Ecology**, 71:138-148.
- Hughes, L. and Westoby, M. 1992. Fate of seeds adapted for dispersal by ants in Australian sclerophyll vegetation. **Ecology**, 73:1285-1299.
- Hughes, L. M. Westoby and E. Jurado. 1994. Convergence of elaiosomes and insect prey: evidence from ant foraging behaviour and fatty acid composition. **Functional Ecology**, 8, 358-365.
- Hulme, P. E. 1994. Post-dispersal seed predation in grassland: its magnitude and sources of variation. **Journal of Ecology** 82: 645-652.
- Hunter M. L. 1996. **Fundamentals of Conservation Biology**. Blackwell Science. 482 pp.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*. 104:501-528.
- Janzen, D. H. 1971. Seed predation by animals. **Annual Review Ecology and Systems**. 2: 465-492.
- Janzen, D. H. 1982. Removal of seeds from horse dung by tropical rodents: Influence of habitat and amount of dung. **Ecology**, 63:1887-1900.
- Jones, M. B. 1994. Secondary seed Removal by ants, beetles, and rodents in a Neotropical Moist Forest. Thesis of Master of Science. University of Florida.
- Julliot, C. 1997. Impact of seed dispersal by red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) on the seedling population in the understorey of tropical rain forest. **Journal of Ecology**. 85:431-440.
- Jurado, E. 1990. Seed and Seedling Biology of Central Australian Plants. Tesis Doctoral, Sydney Australia. pp. 11-44.
- Jurado, E.; Westobym M. and Nelson, D. 1991. Diaspore weight, dispersal form, and perenniality of Central Australian Plants. **The Journal of Ecology**. 79:811-830.
- Jurado, E., Flores, J., Navar, J. and Jiménez, J. 1998. Seedling establishment under native tamaulipan thornscrub and *Leucaena leucocephala* plantation. **Forest Ecology and Management**, 105:151-157.

- Kelrick, M. I., J. A. MacMahon, R. R. Parmenter and D. V. Sisson. 1986. Native seed preferences of shrub-steppe rodents, birds and ants: the relationships of seed attributes and seed use. *Oecologia*, 68:327-337.
- Klein, B. C. 1989. Effects of Forest Fragmentation on Dung and Carrion Beetle Communities in Central Amazonia. *Ecology*, 70:1715-1725.
- Kruess, A. and T. Tschardt. 1994. Habitat fragmentation, Species loss, and Biological control. *Science*, 264:1581-1584.
- Laurance, W. F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71:641-653.
- Laurance, W. F.; L. V. Ferreira, J. Rankin-de Merona and S. G. Laurance. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Ecology* 79:2032-2040.
- Levey, J. D. and Byrne, M. M. 1993. Complex ant-plant interactions: Rain forest ants as secondary dispersers and post dispersal seed predations. *Ecology*, 74:1802-1812.
- Malcom, J. R. 1994. Edge effects in central amazonian forest fragments. *Ecology*, 75:2438-2445.
- Marone, L.; B. E. Rossi and J. L. de Casenave. 1998. Granivore impact on soil-seed reserves in the central Monte Desert, Argentina. *Functional Ecology*, 12:640-645.
- Morton, S.R. 1985. Granivory in arid regions. Comparison of Australia with Nort and South America. *Ecology*. 66:1859-1866.
- Murray, D. 1986. Seed dispersal. Academic Press. 322 pp.
- Murray, B. R. and C. R. Dickman. 1997. Factors affecting selection of native seeds in two species of Australian desert roedents. *Journal of Arid Enviroments*, 35:517-525.
- O'Dowd, D. J. and M. E. Hay. 1980. Mutualism between harvester ants and a desert ephemeral: seed escape from rodents. *Ecology*, 61:531-540.
- Ostfeld, R. S.; R. H. Manson and C. D. Cabham 1997. Effects of rodents on survival of tree seeds and seedlings invading old fields. *Ecology*, 78:1531-1542
- Paz, H. 1999. Sobre el significado ecológico de la masa de la semilla: un análisis comparativo para ocho especies del género *Psychotria*, em lops Tuxtlas, Veracruz, México. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de México.203 pp.

- Peterson, C. E. 1990. The effect of seed, Predation on Pod Abortion by the Prairie legume. *Baptisia leucantha*. **Prairie Nat.** 22:215-219.
- Perry, A. E. and T. Fleming. 1980. Ant and rodent predation on small, animal-dispersed seeds in a dry tropical forest. *Brenesia*, 17:11-22.
- Price, M.V. and J.W. Joyner. 1997. What resources are available to desert granivores: seed rain or soil seed bank ?. **Ecology**, 78:764-773.
- Reader, R. J. 1993. Control of seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old-field species. **Journal of Ecology**, 81:169-175.
- Reichman, O. J. 1979. Desert granivore foraging and its impact on seed densities and distributions. **Ecology**, 60:1085-1092.
- Roberts J. T. and E. R. Heithaus, 1986. Ants rearrange the vertebrate-generated seed shadow of a neotropical fig tree. **Ecology**, 67:1046-1051.
- Saunders, D. A.; R. J. Hobbs and 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.
- Shupp. E. W. 1993. Quantity, quality, and the effectiveness of seed dispersal. **Vegetatio** 107/108:15-29.
- Smith, B. H.; Forman, P.D. and Boyd, A. E. 1989. Spatial patterns of seed dispersal and predation of two myrmecorous forest herbs. **Ecology**, 70:1649-1656.
- Spurr, 1980. FALTA CITA, ESTA EN TEXTO
- STILLES 1992. FALTA CITA ESTA EN TEXTO.
- Turner I. M. and R. T. Corlett, 1996. The conservation value of small isolated fragments of low land Tropical Rain Forest. **TREE**. 11:330-333.
- Van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants, Sprjnger-Verlang, Tercera edición, pp. 22-99.
- Vander, Wall. S. B. 1990. Food Hoardin in Animal. The University of Chicago Prees. 445 pp.
- Vander Wall, S.B. 1994. Seed Fate Pathways of antelope bitterbrush: dispersal by seed-caching yellow pine chipmunks. **Ecology**, 75:1911-1926.

- Venable, D. L. and Brown, J. S. 1988. The selective interactions of dispersal, dormancy, and seed size as adaptations for reducing risk in variable environments. *Am. Nat.* 131:360-384.
- Willson, M. F. and C. J. Wheland, 1990. Variation in post dispersal survival of vertebrate-dispersed seeds: effects of density, habitat, location, season and species. *Oikos*, 57:191-198.
- Willson, M. F. 1992. The Ecology of Seeds During Development. En Michael Fenner Edit. *Seed. The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. Cab International. 61-86 pp.

