



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**

**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN**

**FACULTAD DE BIOLOGÍA**

**“IMPORTANCIA DEL BANCO Y LA LLUVIA DE SEMILLAS PARA LA REGENERACIÓN  
NATURAL DEL BOSQUE TROPICAL SECO”**

**TESIS**

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**QUE PRESENTA:**

**BIÓL. FRECIA NALLELY RAMÍREZ RINCÓN**

**Directora de tesis:**

**Doctora en Ciencias Biológicas**

**Yvonne Herrerías Diego**

MARZO- 2015



---

---

**DEDICATORIA**

---

---

**Boneteros:**

*Les dedico esta tesis en señal de agradecimiento, por compartir conmigo esta aventura, sin imaginar lo que eso significaría.*

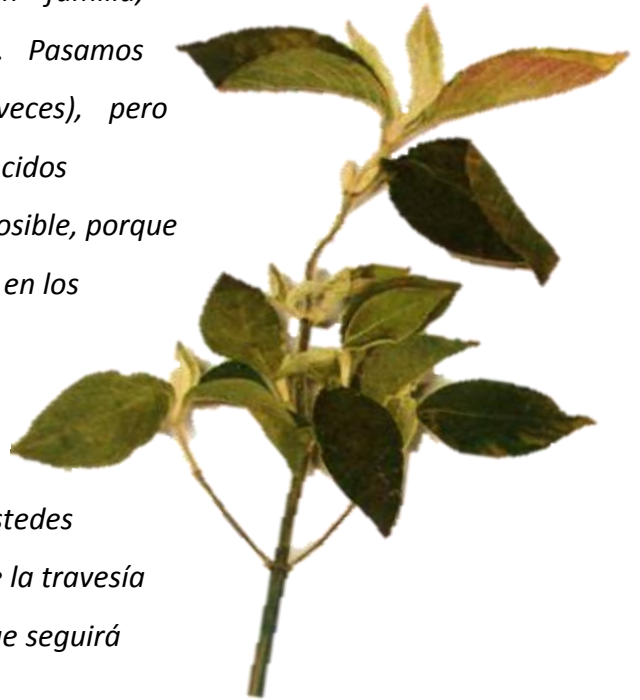
*Gracias por esos momentos de diversión (stop, canicas, lotería) con los cuales volvimos a ser niños, sin olvidar los rituales en el río; por los momentos de tensión, donde aprendimos a valorar el trabajo, las habilidades y las limitaciones de cada uno. Por esas largas jornadas de trabajo que pasamos juntos y que nunca nos vencieron; por compartirme sus secretos, intimidades, inquietudes, sentimientos y sueños, en tardes de descanso o momentos de cocina.*

*Porque siendo conocidos, nos convertimos en compañeros, amigos, mejores amigos...hermanos; porque nos convertimos en familia, cuando más alejados del mundo estábamos!!. Pasamos carencias, limitaciones, nos caímos (muchas veces), pero supimos sobrellevar todo y nunca nos dimos por vencidos*

*Este logro es de ustedes porque lo hicieron posible, porque siempre me apoyaron y nunca me dejaron sola, aún en los momentos más difíciles, sus consejos me motivaron para luchar y seguir adelante.*

*Con este trabajo culmina una etapa más en mi formación académica (hasta nuevo aviso) y ustedes formaron parte de ella. Pero también fue el inicio de la travesía por los caminos de la amistad y el compañerismo que seguirá hasta que el de arriba lo permita. Hasta siempre.*

*PD: Cuentan conmigo para todo. Los quiero mucho y siempre serán personas muy importantes para mí.*



***¡¡Mil Gracias!!***

---

---

## AGRADECIMIENTOS

---

---

- A mis padres Esperanza y Gonzalo, por darme las herramientas necesarias para defenderme en la vida, enseñarme con su ejemplo que por muy grandes que sea los problemas, siempre hay algo que se pueda hacer porque todo tiene solución. Por todo el esfuerzo y apoyo incondicional durante este proceso; por entender y aceptar mis constantes ausencias, por creer en mí y permitirme realizar este trabajo. Simplemente “Gracias por darme la vida”.
- A mis hermanos Jorge, Polla, Gonzalo, Nube y Kchis por su apoyo y compañía, por compartir conmigo momentos de tristeza y alegría; por muchas cosas, Gracias.
- Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por la beca otorgada durante mis estudios de maestría.
- Al proyecto “Efecto de la fragmentación del bosque en la fenología, éxito reproductivo y estructura genética de especies maderables en Mesoamérica” financiado por CONACyT, por aportar los recursos necesarios para la realización de esta tesis.
- A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, principalmente a los maestros por la formación académica que recibí de ellos durante la maestría.
- Al Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco), por facilitarme el acceso a las instalaciones para poder llevar a cabo esta tesis.
- A los dueños de los ranchos y sus familias, en especial a Juan Mendoza y Manuel Barragán, por permitirnos realizar este proyecto facilitándonos las instalaciones para llevarlo a cabo; también por estar siempre al pendiente de nosotros, por esas pláticas enriquecedoras...muchas gracias.
- A mi asesora de tesis, la Dr. Yvonne Herreras Diego por su amistad y por todo el apoyo, dedicación y compromiso para realizar esta tesis. Gracias por todo Yvonne.
- A los integrantes del comité revisor: Dr. Arnulfo Blanco García, Dr. Juan Manuel Ortega Rodríguez, Dr. Luis Felipe Mendoza Cuenca ya al Dr. Mauricio Quesada Avendaño por sus correcciones y el tiempo dedicado a este proyecto.

- A Perla y Paloma por la ayuda en este trabajo, ya que no fue nada fácil el proceso de toma de datos.
- Al Dr. Guillermo Ibarra y al M. C. Jorge Cortes Flores por la ayuda en la identificación de las plantas y las observaciones para el mejoramiento y enriquecimiento de esta tesis.
- A Ricardo, Alex, Chapis, Marcos, Estrella y Abel por compartir conmigo sus conocimientos sobre temas específicos; a la disposición para ayudarme en campo (porque no había de otra), sin ustedes esto no hubiera sido posible.
- A Chema, Zeus, Ruth, Noé, Víctor y Agla, por la disposición para trabajar, por su apoyo en campo, cuando yo no podía ir.
- A todos mis amigos: Martha, Ingrid, Erik, Helsin, Norma, Gera, por su amistad y los buenos momentos que hemos pasado juntos.
- A Jazmín, Paty, Olivia, Alicia, porque se convirtieron en personas muy importantes para mí. Gracias por su apoyo y compañía, por compartir conmigo excelentes momentos, por aguantarme todo el tiempo, por muchas cosas, ¡las quiero!; a Levi, Tapia e Iliana por su amistad. A todos ustedes, gracias por los buenos momentos y otros no tanto, por aceptarme como soy, con mis ocurrencias, cambios de humor, berrinches (pero nunca con mala intención) por permitirme formar parte de sus vidas. Soy muy afortunada por haberlos conocido.
- A mis compañeros del Laboratorio de Vida Silvestre y agregados culturales, por su amistad.

---



---

**ÍNDICE DE CONTENIDO**


---



---

<b>1. RESUMEN GENERAL.</b>	1
<b>2. ABSTRACT.</b>	2
<b>3. INTRODUCCIÓN GENERAL.</b>	3
<b>4. OBJETIVOS.</b>	8
<b>5. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.</b>	9
<b>5.1. La Bonetera.</b>	10
<b>5.2. El Habillo.</b>	11
<b>6. CAPITULO I: DETERMINACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE PLÁNTULAS QUE COMPONEN EL BANCO SEMILLAS EN SITIOS CON DIFERENTE GRADO DE CONSERVACIÓN.</b>	12
<b>6.1. RESUMEN.</b>	13
<b>6.2. ABSTRAC.</b>	14
<b>6.3. INTRODUCCIÓN.</b>	15
<b>6.4. OBJETIVOS.</b>	20
<b>6.5. HIPÓTESIS.</b>	20
<b>6.6. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.</b>	21
<b>6.7. MÉTODOS.</b>	22
<b>6.7.1. Selección de los sitios.</b>	22
<b>6.7.2. Toma de datos.</b>	23
<b>6.7.3. Análisis de datos.</b>	24
<b>6.8. RESULTADOS.</b>	27
<b>6.8.1. Composición florística.</b>	27
<b>6.8.1.1. Número total de especies e individuos por familia.</b>	27
<b>6.8.1.2. Número total de especies por sitio de muestreo.</b>	29
<b>6.8.1.3. Variación temporal en la riqueza de especies.</b>	31
<b>6.8.1.4. Formas de crecimiento.</b>	32
<b>6.8.2. Curvas de acumulación de especies.</b>	33
<b>6.8.3. Curvas de rarefacción.</b>	36
<b>6.8.4. Abundancia.</b>	38
<b>6.8.4.1. Número total de individuos por sitio de muestreo.</b>	38
<b>6.8.4.2. Curvas de rango-abundancia.</b>	38
<b>6.8.4.3. Variación temporal en la abundancia.</b>	40
<b>6.8.5. Diversidad alfa (<math>\alpha</math>).</b>	41

6.8.5.1. Índice de dominancia de Simpson.	41
6.8.5.2. Índice de Shannon-Wiener.	42
6.8.6. Diversidad beta ( $\beta$ ).	43
6.8.6.1. Composición.	43
6.8.6.2. Estructura.	43
6.9. DISCUSIÓN.	44
6.10. CONCLUSIÓN.	50
6.11. LITERATURA CITADA.	51
<b>7. CAPITULO II: DETERMINACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE PLÁNTULAS QUE COMPONEN LA LLUVIA DE SEMILLAS EN SITIOS CON DIFERENTE GRADO DE CONSERVACIÓN.</b>	<b>56</b>
7.1. RESUMEN.	57
7.2. ABSTRAC.	58
7.3. INTRODUCCIÓN.	59
7.4. OBJETIVOS.	64
7.5. HIPÓTESIS.	64
7.6. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.	65
7.7. MÉTODOS.	66
7.7.1. Selección de los sitios.	66
7.7.2. Toma de datos.	67
7.7.3. Análisis de datos.	68
7.8. RESULTADOS.	71
7.8.1. Composición florística.	71
7.8.1.1. Número total de especies e individuos por familia.	71
7.8.1.2. Número total de especies por sitio de muestreo.	73
7.8.1.3. Variación temporal en la riqueza de especies.	75
7.8.1.4. Formas de crecimiento.	76
7.8.2. Curvas de acumulación de especies.	77
7.8.3. Curvas de rarefacción.	79
7.8.4. Abundancia.	81
7.8.4.1. Número total de individuos por sitio de muestreo.	81
7.8.4.2. Curvas de rango-abundancia.	81
7.8.4.3. Variación temporal en la abundancia.	84
7.8.5. Diversidad alfa ( $\alpha$ ).	85
7.8.5.1. Índice de dominancia de Simpson.	85
7.8.5.2. Índice de Shannon-Wiener.	86

<b>7.8.6.</b>	Diversidad beta ( $\beta$ ).	87
<b>7.8.6.1.</b>	Composición.	87
<b>7.8.6.2.</b>	Estructura.	87
<b>7.9.</b>	DISCUSIÓN.	89
<b>7.10.</b>	CONCLUSIONES.	94
<b>7.11.</b>	LITERATURA CITADA.	95
<b>8.</b>	<b>DISCUSIÓN GENERAL.</b>	<b>101</b>
<b>9.</b>	<b>CONCLUSIONES GENERALES.</b>	<b>106</b>
<b>10.</b>	<b>LITERATURA COMPLEMENTARIA.</b>	<b>108</b>
<b>11.</b>	<b>ANEXO I.</b>	<b>110</b>

---



---

**ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS**


---



---

**Descripción del área de estudio**

- Figura 1.** Ubicación del área de estudio dentro del municipio de Lázaro Cárdenas. Modificado del INEGI, Marco Geoestadístico Municipal 2005.-----**9**
- Figura 2.** Vista general del sitio La Bonetera, en el municipio de Lázaro Cárdenas; Michoacán.-----**10**
- Figura 3.** Vista general del sitio El Habillo, en el municipio de Lázaro Cárdenas; Michoacán.-  
-----**11**

**CAPÍTULO I. Determinación de la estructura y composición de la comunidad de plántulas que componen el banco de semillas en sitios con diferente grado de conservación.**

- Figura 1.** Ubicación del área de estudio dentro del municipio de Lázaro Cárdenas. Modificado del INEGI, Marco Geoestadístico Municipal 2005.-----**21**
- Figura 2.** Esquema del transecto de 50m x 2m, donde se seleccionaron las muestras para el banco de semillas.-----**24**
- Figura 3.** Familias registradas para el banco de semillas, en verde se encuentran las cinco familias representativas; a) Número de especies, b) Número de individuos.-----**28**
- Figura 4.** Número de especies presentes en el banco de semillas por sitio de muestreo.-**29**
- Figura 5.** Número de especies por familia registradas en el banco de semillas por sitio de muestreo.-----**30**
- Figura 6.** Variación temporal en la riqueza de especies por sitio de muestreo.-----**31**
- Figura 7.** Número de especies que presentan formas de crecimiento: Herbáceo (Hb), Arbustivo (Ar) y Arbóreo (A), además de la forma de crecimiento No identificada (N.i). a) Presentes en el banco de semillas; b) Presentes en los sitios de muestreo.-----**33**
- Figura 8.** Curva de acumulación de especies observadas y el estimador no paramétrico Chao 2 de acuerdo al esfuerzo de muestreo para cada uno de los sitios pertenecientes al BTs; a) Sc1, 71%; b) Sc2, 63%; c) Sp, 76% y d) Smp, 73%.-----**35**
- Figura 9.** Curvas de rarefacción para la estandarización de muestras; representan la relación entre: a) Número de especies por esfuerzo de muestreo; b) Densidad (número de individuos en relación con el esfuerzo de muestreo) y c) Número de especies en relación con su densidad.-----**37**
- Figura 10.** Número total de individuos por sitio de muestreo.-----**38**
- Figura 11.** Curvas de rango-abundancia que muestran el número de especies y sus abundancias más representativas.-----**39**



<b>Figura 12.</b> Variación temporal en la abundancia de especies en cada uno de los sitios de muestreo.-----	<b>40</b>
<b>Figura 13.</b> Diversidad alfa, mediante el índice de Simpson; para cada uno de los sitios de muestreo tomando en cuenta el banco de semillas.-----	<b>41</b>
<b>Tabla 1.</b> Valores de <i>t</i> modificada por Hutchenson usando el índice de Simpson, los valores marcados con (*) representan valores significativos ( $p < 0.05$ ).-----	<b>41</b>
<b>Tabla 2.</b> Diversidad alfa, mediante el índice de Shannon-Wiener; el valor subrayado representa el sitio con mayor diversidad, mientras que el valor en negritas es el sitio con menor diversidad.-----	<b>42</b>
<b>Tabla 3.</b> Valores de <i>t</i> modificada por Hutchenson usando el índice de Shannon-Wiener, los valores marcados con (*) representan valores significativos ( $p < 0.05$ ).-----	<b>42</b>
<b>Tabla 4.</b> Matriz de similitud entre sitios, mediante el índice de Sorensen en base a la composición de especies. Valor con (*) para sitios con mayor similitud y valor subrayado para sitios con menor similitud, tanto para la composición como para la estructura.-----	<b>43</b>

## **CAPÍTULO II. DETERMINACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE PLÁNTULAS QUE COMPONEN LA LLUVIA DE SEMILLAS EN SITIOS CON DIFERENTE GRADO DE CONSERVACIÓN.**

<b>Figura 1.</b> Ubicación del área de estudio dentro del municipio de Lázaro Cárdenas. Modificado del INEGI, Marco Geoestadístico Municipal 2005.-----	<b>65</b>
<b>Figura 2.</b> Esquema del transecto de 50m x 2m, donde se seleccionaron las muestras para el banco de semillas.-----	<b>68</b>
<b>Figura 3.</b> Familias registradas para el banco de semillas, en verde se encuentran las cinco familias representativas; a) Número de especies, b) Número de individuos.-----	<b>72</b>
<b>Figura 4.</b> Número de especies presentes en el banco de semillas por sitio de muestreo.-----	<b>73</b>
<b>Figura 5.</b> Número de especies por familia registradas en el banco de semillas por sitio de muestreo.-----	<b>74</b>
<b>Figura 6.</b> Variación temporal en la riqueza de especies por sitio de muestreo.-----	<b>75</b>
<b>Figura 7.</b> Diferentes formas de crecimiento de especies representadas en la lluvia de semillas (a) y por sitio de muestreo (b). Forma de crecimiento Arbóreo (A), Arbustivo (Ar), Herbáceo (Hb) y las especies no identificadas (N.i).-----	<b>76</b>
<b>Figura 8.</b> Curva de acumulación de especies observadas y el estimador no paramétrico Chao 2 de acuerdo al esfuerzo de muestreo para cada uno de los sitios pertenecientes al BTs; a) Sc1, 71%; b) Sc2, 63%; c) Sp, 76% y d) Smp, 73%.-----	<b>78</b>
<b>Figura 9.</b> Curvas de rarefacción para la estandarización de muestras; representan la relación entre: a) Número de especies por esfuerzo de muestreo; b) Densidad (número	

de individuos en relación con el esfuerzo de muestreo) y c) Número de especies en relación con su densidad.-----	80
<b>Figura 10.</b> Número total de individuos por sitio de muestreo.-----	81
<b>Figura 11.</b> Curvas de rango-abundancia que muestran el número de especies y sus abundancias más representativas.-----	83
<b>Figura 12.</b> Variación temporal en la abundancia de especies en cada uno de los sitios de muestreo.-----	84
<b>Figura 13.</b> Diversidad alfa, mediante el índice de Simpson; para cada uno de los sitios de muestreo tomando en cuenta el banco de semillas.-----	85
<b>Tabla 1.</b> Valores de $t$ modificada por Hutchenson usando el índice de Simpson, los valores marcados con (*) representan valores significativos ( $p < 0.05$ ).-----	86
<b>Tabla 2.</b> Diversidad alfa, mediante el índice de Shannon-Wiener; el valor subrayado representa el sitio con mayor diversidad, mientras que el valor en negritas es el sitio con menor diversidad.-----	86
<b>Tabla 3.</b> Valores de $t$ modificada por Hutchenson usando el índice de Shannon-Wiener, los valores marcados con (*) representan valores significativos ( $p < 0.05$ ).-----	87
<b>Tabla 4.</b> Matriz de similitud entre sitios, mediante el índice de Sorensen en base a la composición de especies. Valor con (*) para sitios con mayor similitud y valor subrayado para sitios con menor similitud, tanto para la composición como para la estructura.-----	88

---

---

## 1. RESUMEN GENERAL

---

---

La perturbación del hábitat es un problema que amenaza a los Bosques Tropicales Seco (BTs), generando cambios en la composición y estructura de la comunidad de especies. Uno de los procesos que determinan la regeneración del bosque es la entrada de propágulos al sistema, que se encuentran directamente relacionados con estrategias de colonización en sitios degradados como la lluvia de semillas y el almacenamiento en el banco del suelo. Dichas estrategias dependen de procesos importantes como la formación de frutos y semillas, dispersión, germinación y establecimiento de plántulas, sin dejar a un lado el clima, suelo, vegetación, historia de manejo y la intensidad de la perturbación. Es necesario realizar estudios que nos permitan entender el proceso de regeneración natural y como se lleva a cabo la colonización de los sitios degradados mediante el proceso de sucesión para poder generar estrategias de conservación de los ecosistemas. Por lo tanto, evaluar la diversidad de la comunidad de plántulas que componen el banco y la lluvia de semillas, es el principal objetivo de este trabajo; se realizó en dos predios privados de Lázaro Cárdenas, Michoacán. Seleccionamos cuatro sitios con diferente nivel de perturbación; tres en La Bonetera (**Sc1**, **Sc2** y **Sp**) y el sitio **Smp** en El Habilidado; se realizaron 10 transectos de 50m en **Sc1**, **Sp** y **Smp** y cinco en **Sc2**. Por transecto, se colocaron trampas para lluvia (cuadros de malla mosquitero de 1m<sup>2</sup>) y se tomaron muestras de suelo para el banco. Se colectaron cinco muestras de banco y cinco de lluvia (175 muestra por mes), teniendo en total 1400 muestras de lluvia y 525 de banco (con ocho y tres meses de colecta, respectivamente). Las muestras se colocaron en macetas en invernadero, se regaron cada tercer día durante tres meses; después del tiempo, se realizó una cosecha destructiva separando las plántulas por morfotipo, tanto del banco como de la lluvia de semilla. Los resultados muestran que la lluvia presento mayor número de individuos y mayor riqueza a diferencia del banco; las familias con mayor aporte de especies y de individuos fueron las mismas para el banco y la lluvia (Leguminosae, Poaceae, Malvaceae y Solanaceae). Los sitios **Sc1** y **Sp**, presentaron mayor riqueza y abundancia durante los meses correspondientes a la temporada seca. En todos los sitios predominando la forma de vida herbácea, seguida de la arbustiva y la arbórea, tanto en el banco como en la lluvia. Las especies más abundantes en cada uno de los sitios fueron las mismas tanto para el banco como para la lluvia. En cuanto a los índices de diversidad, los sitios perturbados presentaron mayor dominancia y riqueza del banco; en cuanto a la similitud, el comportamiento del banco y la lluvia de semillas fue diferente. De acuerdo a los resultados se puede concluir que ambas estrategias se comportan de manera diferente al momento de colonizar nuevos sitios, pero existe un patrón en cuanto a la composición y estructura de la comunidad, se vuelve más compleja conforme el gradiente de perturbación, siendo el sitio intermedio quien manifiesta un proceso de sucesión considerable al compartir especies tanto con los sitios conservados como el muy perturbado.

**Palabras claves:** banco de semillas, bosque tropical seco, regeneración.

---

---

## 2. ABSTRAC

---

---

Habitat disturbance is a threat to the Tropical dry forest (BTs), causing changes in the composition and community structure of species. One of the processes that determine forest regeneration is the entrance of propagules to the system, which are directly related to colonization strategies in degraded sites as seed rain and storage in the soil bank. These strategies depend on important processes such as the formation of fruits and seed dispersal, germination and seedling establishment, without leaving aside the climate, soil, vegetation, management history and intensity of the disturbance. Studies that allow us to understand the process of natural regeneration and the process of colonization in damaged sites through the regeneration process for the generation of strategies for the conservation of ecosystems are needed. Therefore, evaluating the diversity of the community of seedlings that make up the bank and seed rain is the main objective of this work; it was conducted in two private properties of Lázaro Cárdenas, Michoacán. We selected four sites with different levels of disturbance; three of them were in “La Bonetera” (Sc1, Sc2 and Sp) and the site Smp in “El Habillo”; 10 transects 50m in Sc1, Sp and Smp and five in Sc2 were performed. Rain traps (mesh fly boxes 1m<sup>2</sup>) were put and soil samples were taken to the bank on every transect. Five samples of rain and bank (175 sample per month) were collected, having a total of 1400 rain samples and 525 bank samples (with eight and three collected months, respectively). Samples were placed in pots inside a greenhouse and were irrigated every other day for three months; after time, a destructive harvest was carried out by separating the seedlings per morphotype. The results show that the rain had higher numbers of individuals and was richer than the bank; families with greater intake of species and individuals were the same for the bank and rain (Leguminosae, Poaceae, Malvacea and Solanaceae). The Sc1 and Sp, sites had higher richness and abundance during the months corresponding to the dry season. Herbaceous were predominant followed by the shrubs and trees on every site. The most abundant species in each site were the same for the bank and rain. As for the diversity indices, disturbed sites, soil bank had higher dominance and richness; in terms of similarity, the behavior of the bank and seed rain was different. According to the results it can be concluded that both strategies behave differently when colonizing new sites, but there is a pattern as to the composition and structure of the community, it becomes more complex as the gradient of disturbance, being the intermediate site who demonstrates a significant succession process by sharing species of conserved and very disturbed sites.

**Key words:** seed bank, tropical dry forest, regeneration.

---

---

### 3. INTRODUCCIÓN GENERAL

---

---

El Bosque Tropical Seco (BTs; Gentry, 1982) presenta una amplia distribución mundial y cubre aproximadamente el 42% de la vegetación tropical calculada (Trejo y Dirzo, 2000), actualmente se estima que cubre 1, 048,700 km<sup>2</sup> de la superficie terrestre (Miles *et al.*, 2006). Sin embargo, al año se pierden aproximadamente 13 millones de hectáreas de bosque para diversos fines; por ejemplo, el cambio de uso de suelo para el establecimiento de zonas agrícolas y ganaderas, asentamientos humanos y aprovechamiento de los recursos naturales por mencionar algunos (Ceballos, 1992; Toledo, 1994; Ceballos y García, 1997; Castillo *et al.*, 2005, 2009). En el periodo 1990-2005, la FAO (2008) reportó una pérdida del 16.2 hectáreas eliminadas de bosque. En Mesoamérica, sólo el 2% del BTs se encuentra intacto y puede ser utilizado para su conservación; en México, se estimó que para 1990 cerca del 60% de la vegetación original del BTs se ha perdido y actualmente sólo queda el 19%; esta pequeña porción se encuentra en pequeños parches dispersos en pendientes pronunciadas y de difícil acceso (Murphy y Lugo, 1986; Janzen, 1988; Maass, 1995; Trejo y Dirzo, 2000; Pineda *et al.*, 2007). Este ecosistema ocupa el 31% de la superficie boscosa del país y se distribuye principalmente por la costa del Pacífico y la península de Yucatán (Rzedowski, 1978).

El BTs es uno de los ecosistemas tropicales más importantes porque presenta una alta biodiversidad y alberga un elevado número de especies endémicas, pero con las tasas desmedidas de deforestación, este tipo de ecosistema se encuentra en peligro (Wilson, 1988; Trejo y Dirzo, 2000). Presenta características propias que lo hacen particularmente importante y susceptible a la perturbación como son: una marcada estacionalidad (una época de seca en la cual los árboles pierden sus hojas y una lluviosa en donde las mantienen), esto ocasiona que las plantas se encuentren constantemente en estrés hídrico por la poca o nula precipitación que varía de 700 a 2000 mm anuales (Laurence y Bierregaard, 1997; Trejo y Dirzo, 2002; Espinoza *et al.*, 2012). Presenta uno o dos períodos de sequía durante el año, donde la evapotranspiración supera ampliamente la precipitación anual; la elevación es igual o menor a 1000 m y la temperatura varía de los 17°C a los 35°C (Hamrick y Murawski, 1990; Janzen y Vazquez-Yañes, 1990; Bullock, 1995; Murcia, 1995; Noguera *et al.*, 2002; Ruiz y

Fandiño, 2009). Estas condiciones ocasionan que la vegetación presente adaptaciones en las características morfológicas, fisiológicas y de crecimiento que le permiten sobrevivir a dicha estacionalidad (Huante *et al.*, 1995), algunas de estas son: tasas de crecimiento y regeneración lenta, capacidad fotosintética reducida, periodos reproductivos adaptados a una marcada estacionalidad y tasas de exocruzamiento altas (Bawa, 1974; Frankie *et al.*, 1976; Ceballos y Navarros, 1991; Laurence y Bierregaard, 1997; Fenner, 2000; Bierregaard *et al.*, 2001).

Los estudios que evalúan el efectos de la fragmentación sobre las plantas son relativamente recientes (años 80<sup>os</sup> hasta nuestros días). Los principales factores que han sido estudiados son el éxito reproductivo y la polinización (Sih y Baltus, 1987; Aizen y Feinsinger, 1994; Murcia, 1996; Nason y Hamrick, 1997; Cuninham, 2000; Dick, 2001; Costin *et al.*, 2001; Rocha y Aguilar, 2001; Cascante, 2002; Fusch *et al.*, 2003; Quesada *et al.*, 2004, Aguilar *et al.*, 2006; Herrerías- Diego, 2006; Kolb y Lindhorst, 2006). De los estudios enfocados a evaluar los efectos de la fragmentación en el éxito reproductivo, se encuentran aquellos relacionados con la producción de flores, producción de frutos y semillas; la germinación y el establecimiento de semillas y la actividad de los polinizadores (i.e. Sih y Baltus, 1987; Aizen y Feinsinger, 1994; Nason y Hamrick, 1997; Cuninham, 2000; Dick, 2001; Costin *et al.*, 2001; Rocha y Aguilar, 2001; Cascante *et al.*, 2002; Fusch *et al.*, 2003; Quesada *et al.*, 2004; Aguilar *et al.*, 2006; Kolb y Lindhorst, 2006 y Herrerías-Diego *et al.*, 2006).

La perturbación como un proceso de pérdida de hábitat que altera la estructura y composición de las comunidades, modifica la diversidad biológica y pone en riesgo la estabilidad de la misma (Pickett y White, 1985; Bustamante y Gutiérrez, 1995; Freedman, 1995) y no sólo en los sistemas tropicales, sino en todos los ecosistemas terrestres (Bierregaard *et al.*, 2001), debido a que la pérdida de continuidad genera cambios en el ambiente físico, alterando el funcionamiento de la comunidad (Saunders *et al.*, 1991; Brooks *et al.*, 2002). El efecto y la severidad del daño que ocasiona este suceso, es fuerte y varía entre organismos y comunidades debido que cada organismo reacciona de diferente forma a este proceso (Feeley *et al.*, 2007). La perturbación de origen antropogénico es la principal causa de pérdida de biodiversidad en las comunidades vegetales debido a la deforestación

por el cambio de uso de suelo, ocasionando una reducción del área cubierta por bosques naturales y la formación de fragmentos remanentes rodeados de pastizales, zonas agrícolas o desarrollos urbanos (Janzen, 1988; Maass, 1995; Dirzo y Raven, 2003; Quesada y Stoner, 2004; Miles *et al.*, 2006; Naranjo *et al.*, 2009; Sánchez *et al.*, 2009).

Dentro del ciclo de vida de las plantas existen procesos como la formación de frutos y semillas, la germinación y el establecimiento de plántulas que pueden ser elementos importantes para la regeneración de los bosques (Rocha y Aguilar, 2001; Cascante *et al.*, 2002). Para poder aplicar acciones de conservación en este tipo de bosque es necesario conocer el funcionamiento del mismo, por lo que se han generado varias investigaciones con respecto a la composición y diversidad de especies, el funcionamiento de los sistemas reproductivos en plantas, la fragmentación del hábitat y las interacciones bióticas entre otros (por ejemplo, Kalacska *et al.*, 2004; Herrerías-Diego *et al.*, 2008; Valdez, 2012).

Para que pueda llevarse a cabo el proceso de regeneración natural, las comunidades de plantas tienen la capacidad de restablecerse a través de un proceso llamado sucesión vegetal, que tiene como fin la recuperación de la cobertura vegetal que anteriormente habían estado sometidas a algún tipo de perturbación (Díaz-Delgado, 2003; Yepes *et al.*, 2010), permitiendo la incorporación de diferentes especies que caracterizan a cada etapa sucesional (Polikarpov *et al.*, 2009). Al inicio de la sucesión, las especies pioneras son las primeras que se establecen después del disturbio; seguido de la incorporación de especies competitivas (Pickett, 1976; Clements, 1904, 1916). Después de varias etapas serales el sitio puede regresar a su estado original o cercano a él, puesto que en ocasiones se puede reestablecer una comunidad en equilibrio sin que esta presente la misma estructura y composición que la comunidad original, pero que funcione de manera similar (Díaz-Delgado, 2003; Yepes *et al.*, 2010). El término sucesión vegetal se define como el proceso mediante el cual se producen cambios en el tiempo con respecto a los atributos de las comunidades (riqueza, composición, diversidad, entre otras) como consecuencia del recambio de especies y de la abundancia de las mismas (Clements, 1904 y 1916; Pickett, 1976; Begon *et al.*, 1995; González-Mejías *et al.*, 2007); es controlada en gran medida por la historia de uso de la tierra

y la influencia de la vegetación remanente, después de que el sitio ha sido abandonado; viéndose retrasada por perturbaciones severas (Ewel, 1977 y 1980).

El proceso de regeneración (por medio de la sucesión) en sitios degradados es más lento que en los claros naturales (Uhl *et al.*, 1988) y esto no responde a una escala de tiempo, sino a los factores que limitan el establecimiento de las especies que se definen de acuerdo a su acción sobre las distintas etapas de la sucesión; la importancia relativa de cada uno es variable con el clima, el tipo de suelo, la vegetación remanente y la historia de manejo (Ewel 1980; Aide *et al.*, 1996; Kappelle *et al.*, 1996).

La incorporación de especies al sistema, se lleva a cabo mediante estrategias que permiten la recolonización de especies, apoyando la regeneración natural de sitios degradados: el almacenamiento de semillas en el suelo (banco de semillas) y la entrada de propágulos al sistema a través de la lluvia de semillas (Young *et al.*, 1987; Vieira y Scariot, 2006); El banco depende en gran medida de la lluvia de semillas asociadas a los vectores de dispersión y a la producción de semillas de las plantas (Penhalver y Matovani, 1997). Por lo tanto, el banco y la lluvia de semillas son estrategias consideradas dinámicas y heterogéneas en las comunidades de plantas, tanto en escala espacial como temporal (Young *et al.*, 1987; Yépez *et al.*, 2010) y están influenciados por la abundancia de especies en un sitio, fenología, síndromes de dispersión, vectores de dispersión, requerimientos germinativos, depredación y la frecuencia e intensidad del disturbio (Álvarez-Buylla y Martínez-Ramos, 1990; Wilby y Shachak, 2000; Paluch, 2011).

Se pueden definir algunos factores que pueden limitar esta regeneración a nivel global que tienen que ver con la inmigración de propágulos, donde la llegada exitosa de semillas al suelo es un factor clave en la regeneración de cualquier especie (Jordano *et al.*, 2004); tomando en cuenta la distancia entre el bosque remanente y el potrero a regenerar (Janzen, 1988; Uhl *et al.*, 1988; Nepstad *et al.*, 1990; Holl, 1999).

Debido al estado de perturbación en el que se encuentran los bosques tropicales secos y los efectos que estos tienen sobre la reproducción de las plantas es necesario realizar estudios enfocados a proponer estrategias que permitan su regeneración y/o restauración. Es por eso que este trabajo pretende generar información sobre qué tipo de estrategia



(inmigración de propágulos vía banco o lluvia de semillas), es más efectiva para que se lleve a cabo el proceso de regeneración en sitios con distintos grados de perturbación; esta idea surgió por la poca o nula información sobre el tema en los BTs.

En este trabajo abordaremos las estrategias regenerativas por separado. En el **Capítulo I** nos enfocaremos en la lluvia de semillas y en el **Capítulo II** en el banco; en ambos evaluaremos la diversidad de especies en sitios con diferente grado de conservación.

---

---

## 4. OBJETIVOS

---

---

### General

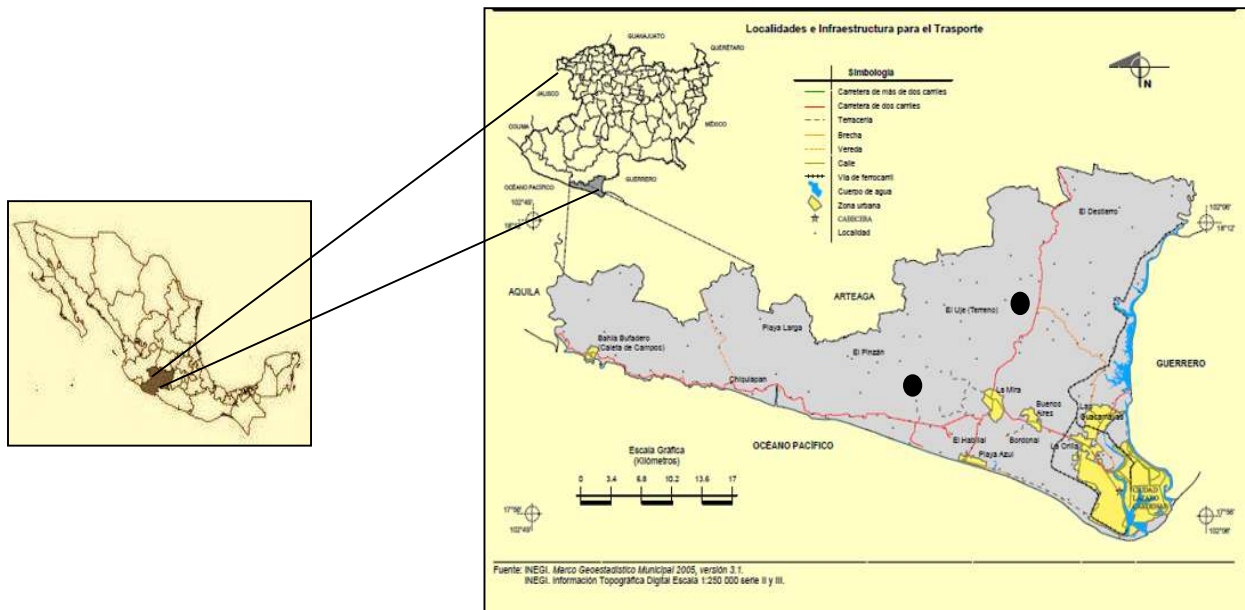
**Evaluar dos estrategias de inmigración de propágulos (banco y lluvia de semillas) importantes para que se lleve a cabo la regeneración natural del bosque seco.**

### Particulares

- ✓ Evaluar la diversidad de la comunidad de plántulas que componen el banco de semillas en sitios con diferente grado de conservación (**Capítulo I**).
  
- ✓ Evaluar la diversidad de la comunidad de plántulas que componen la lluvia de semillas en sitios con diferente grado de conservación (**Capítulo II**).

## 5. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en dos predios privados del municipio de Lázaro Cárdenas, Michoacán (La Bonetera y El Habillo) que presentan diferente grado de perturbación, tomando en cuenta el tipo de manejo de los recursos naturales (**Figura 1**). El tipo de vegetación presente en ambos sitios es el BTs, caracterizado por tener un patrón de lluvias marcadamente estacional (más de cuatro meses secos), donde la mayoría de los arboles presentes, pierden sus hojas en la temporada seca y las renuevan durante la temporada de lluvias. Presenta un clima tropical con lluvias en verano, donde la precipitación media anual es de 1276.8 milímetros y la temperatura media anual es de 27.8 °C. Los sitios se encuentran entre los 100 y los 500 msnm; el relieve es muy accidentado, desde pequeñas planicies y lomeríos hasta grandes laderas con pendientes muy pronunciadas, ocasionando un sinfín de microclimas en el área de estudio.



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio dentro del municipio de Lázaro Cárdenas. Modificado del INEGI, Marco Geoestadístico Municipal 2005.

### 5.1. Rancho “La Bonetera”

Es un rancho privado ubicado en las coordenadas 18° 05' y 102° 25' W en una superficie estimada de 900 ha., donde el BTs es el tipo de vegetación que predomina el área de estudio (**Figura 2**). Las especies vegetales que se encuentran en el sitio son características del Bosque Tropical Caducifolio y Subcaducifolio formando comunidades densas, donde el estrato arbóreo está bien definido con alturas entre 15 y 30 m. Entre las especies de árboles dominantes destacan: *Brosimum allicastrum*, *Astronium graveolens*, *Syderoxilon capiri*, *Bursera simaruba*, *Celtis monoica*, entre otras.

El relieve del lugar es accidentado, con presencia de barrancas y lomeríos, con variación altitudinal entre 100 y 430 msnm. Presenta zonas conservadas donde se pueden encontrar árboles de grandes tallas y zonas que se encuentran en proceso de sucesión, debido a que anteriormente se desarrollaban actividades de ganadería extensiva. Sin embargo, el rancho La Bonetera podría catalogarse en buen estado de conservación debido a que actualmente forma parte de la Asociación Nacional de Ganaderos Diversificados Criadores de Fauna (ANGADI), agrupación mexicana de propietarios de predios particulares, ejidos y terrenos comunales dedicados a la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de los recursos de flora y fauna silvestre que se desarrollan y producen en la zona.



**Figura 2.** Vista general del sitio La Bonetera, en el municipio de Lázaro Cárdenas; Michoacán.

## 5.2. Rancho “El Habillo”

Se conforma por varios predios privados (El Habillo, La Sanguijuela y Playa del Venado), localizados en las coordenadas 18° 09' N y 102° 18' W (**Figura 3**). La vegetación característica del BTs se distribuye de manera general en las laderas y lomeríos; el relieve es moderadamente abrupto, con cerros elevados y pocas cañadas, el rango altitudinal varía de 160 a 500 m; principalmente sobre cañadas y áreas cercanas a los ríos se presenta el Bosque Tropical Subcaducifolio. En este sitio ocurren actividades como extracción de plantas leñosas y cacería de autoconsumo. Las zonas desmontadas para la introducción de pastizales, no solo se limita a las partes planas o con poca pendiente, sino también se ubican sobre pendientes muy inclinadas. Desde hace aproximadamente 15 años se realizó el desmonte extensivo y actualmente se siguen realizando cortes para la rotación de potreros. Sin embargo todavía es posible encontrar áreas que mantienen vegetación primaria principalmente cerca de los arroyos y cañadas, y algunos árboles aislados dentro de los potreros (Téllez-García, 2008).



**Figura 3.** Vista general del sitio El Habillo, en el municipio de Lázaro Cárdenas; Michoacán.

---

---

**6. CAPÍTULO I. DETERMINACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA  
COMUNIDAD DE PLÁNTULAS QUE COMPONEN EL BANCO SEMILLAS EN SITIOS  
CON DIFERENTE GRADO DE CONSERVACIÓN.**

---

---

---

---

## 6.1. RESUMEN

---

---

La perturbación del hábitat es un problema que amenaza al Bosque Tropical Seco (BTS), principalmente debido al cambio de uso de suelo. Los estudios dirigidos a entender el proceso de regeneración natural y el establecimiento de plántulas de los BTS, son sumamente importantes para la restauración y el manejo de ecosistemas. El banco de semillas es una fuente importante en la regeneración natural, sin embargo el conocimiento sobre este aún es limitado en los trópicos. El objetivo del presente estudio fue determinar la estructura y la composición de especies del banco de semillas en sitios con distinto nivel de perturbación; sitios conservados (**Sc1** y **Sc2**), sitio perturbado (**Sp**) y sitio muy perturbado (**Smp**). El estudio se realizó en dos localidades (la Bonetera y el Habillo) del municipio de Lázaro Cárdenas, Mich. Se realizaron 35 transectos de 50x2m en cada uno de los sitios (diez para **Sc1**, **Sp** y **Smp**, cinco para **Sc2**); en cada transecto se colectaron cinco muestras de suelo por salida 175. Durante el año de muestreo, se colectaron 525 muestras de banco en total que fueron transportadas al invernadero y colocadas en macetas, se regaron cada tercer día por tres meses, bajo condiciones óptimas para inducir la germinación. Germinaron 1273 plántulas pertenecientes a 27 familias, 66 géneros y 95, las familias mayormente representadas fueron Leguminosae, Poaceae, Malvaceae y Solaaceae, tanto en riqueza como en abundancia; la forma de vida predominante fue la herbácea. Por sitio de muestreo, la riqueza y abundancia fue mayor durante la temporada seca en los sitios **Sc1** y **Sp**. En cuanto a los índices de diversidad, el sitio **Sp** fue quien presento mayor dominancia, pero la mayor riqueza se presentó en el sitio **Smp**. Los sitios **Sc1** y **Smp** son similares en estructura pero no en composición, en este caso fueron los sitios **Sc1** y **Sp** con mayor similitud.

**Palabras clave:** banco de semillas, bosque tropical seco, regeneración.

---

---

## 6.2. ABSTRAC

---

---

Habitat disturbance is a threat to the Tropical Dry Forest (BTS), mainly due to changes in land use. Studies aimed at understanding the process of natural regeneration and seedling establishment of BTS, are extremely important for the restoration and ecosystem management. The seed bank is an important source of natural regeneration; however this knowledge is still limited in the tropics. The aim of this study was to determine the structure and species composition of the seed bank at sites with different levels of disturbance; conserved sites (Sc1 and Sc2), disturbed site (Sp) and very disturbed site (Smp). The study was conducted at two locations (Bonetera and Habilidad) in Lázaro Cárdenas, Mich. 35 transects sized 50x2m (ten for Sc1, Sp and Smp five to Sc2) were performed; in each transect five soil samples were collected per output. During sampling, a total of 525 bank samples were collected, then we transported samples to the greenhouse and placed in pots, they were watered every other day for three months, under optimum conditions for induce germination. 1273 germinated seedlings belonging to 27 families, 66 genera and 95 families represented mostly Leguminosae, Poaceae, Malvaceae and Solanaceae both in richness and abundance; the dominant life form was the herb. The richness and abundance was higher during the dry season in Sc1 and Sp sites. As for the diversity index, the Sp site was the one with higher dominance, but the richest was the Smp site. Smp Sc1 and the sites are similar in structure but not in composition; in this case Sc1 and Sp were most similar sites.

**Key words:** seed bank, tropical dry forest, regeneration.



---

---

### 6.3. INTRODUCCIÓN

---

---

El impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas, especialmente por el cambio de uso de suelo, ocasiona una serie de amenazas para la conservación de la diversidad biológica de todo el mundo (Marzluff *et al.*, 2001a; McKinney, 2002; Chace y Walsh, 2006). A pesar de la existencia de grandes extensiones de BTs, la tasa actual de deforestación ha aumentado considerablemente en los últimos años y de seguir este patrón, los bosques desaparecerán en un tiempo relativamente corto (Laurance *et al.* 2001; Chace y Walsh, 2006). En Michoacán, las grandes extensiones no han quedado exentas de la perturbación por el cambio de uso de suelo para establecimiento de zonas agrícolas y/o ganaderas, así como la apertura de minas a cielo abierto para extracción de material para construcción; ocasionando la pérdida de especies, debido a que se pone en riesgo la diversidad y riqueza, por la constante presión a las que se encuentran sometidos (Bedoya-Patiño *et al.*, 2010; Medina-Orozco *et al.*, 2011). Procesos como la formación de frutos y semillas, la germinación y el establecimiento de plántulas (elementos importantes para la regeneración de los bosques) pueden verse afectados ya que las plantas no responden a estos cambios de la misma manera que la deforestación (Fahrig, 2003; Aguilar-Anguiano, 2008; Aguilar-Aguilar, 2011; Ramírez-Rincón, 2012).

Una manera de observar los daños que la perturbación, entendida como ocasiona en las comunidades (conjunto de especies que se encuentran en un área determinada y que se relacionan entre sí y con el medio que las rodea en un tiempo determinado; Kent y Coker, 1992), es en base a la realización de estudios sobre la sucesión ecológica. Durante el proceso de sucesión, ocurren cambios en el espacio, respecto a los atributos de la comunidad (riqueza, composición, estructura y diversidad) como consecuencia del recambio de especies y la abundancia de las mismas (Clemens, 1916; Finegan, 1992; Begon *et al.*, 1994; Plana, 2000; Quesada *et al.*, 2009); teniendo como fin último, la recuperación de la cobertura vegetal que anteriormente habían estado sometidas a algún tipo de perturbación, aunque presente características diferentes a la cobertura original presente antes de la perturbación (Clemens, 1904; Clemens, 1916; Pickett, 1976; Wijdeven *et al.*, 1994; Begon *et al.*, 1995; Díaz-

Delgado, 2003; González-Mejías *et al.*, 2007; Yepes *et al.*, 2010;). Se desarrolla a partir de las perturbaciones que provocan muerte y/o remoción de un gran porcentaje de los individuos de la comunidad (Egler, 1954; Pickett *et al.*, 1987; Chazdon *et al.*, 2007)

El proceso sucesional no siempre se lleva a cabo de la misma manera, no es una secuencia simple, unidireccional y lineal de cambio en la estructura y composición de especies (Chazdon *et al.*, 2007; Chazdon, 2009; Quesada *et al.*, 2009;); va a cambiar dependiendo del tipo y la gravedad de la perturbación, la proximidad de la fuente de propágulos, del tiempo transcurrido desde la ocurrencia de la misma, así como de grupos funcionales (Schulze *et al.*, 2002; Kalacska *et al.*, 2004; Sánchez, 2008; López, 2008) que repercuten en las características estructurales y funcionales de la sucesión, además de la topografía y clima local, que en conjunto determinaran la velocidad y dirección con la que el bosque se recupera (Pickett y White, 1985; Ferreira y Prance, 1999; Leiva *et al.*, 2009; Yepes *et al.*, 2010).

Como resultado del proceso de sucesión se forman los bosques secundarios, definidos como la vegetación leñosa que se desarrolla en tierras que son abandonadas después de que la vegetación original, es destruida por la actividad humana o por cuestiones naturales (Brown y Lugo, 1990; Finegan, 1992). La composición y estructura de la comunidad varia conforme avanza la sucesión, teniendo que en las primeras etapas , se encuentran pocas especies de distribución amplia de vida corta que presentan semillas pequeñas y en etapas más avanzadas se pueden encontrar mayor número de especies de vida larga y semillas grandes (Brown y Lugo, 1990; Lamprecht, 1990; Finegan, 1992. La diversidad de especies que se establecen en los bosques secundarios dependen de factores como disponibilidad tanto de semillas como de vectores de dispersión, intensidad y duración de la perturbación, microclima y condiciones del suelo, entre otros (Plana Bach, 2000; Martínez-Ramos, 2007, Bedoya-Patiño, 2010),

El proceso de regeneración en sitios degradados es más lento que en los claros naturales (Uhl *et al.*, 1988; Leiva *et al.*, 2009), esto no responde a una escala de tiempo, sino a los factores ecológicos y ambientales (carencia de nutrientes, compactación de suelo, competencia, temporada seca pronunciada, bajos niveles de dispersión y colonización de la

vegetación natural; tasa elevada de depredación de semillas y plántulas presentes en el suelo; el clima, el tipo de suelo, la vegetación remanente y la historia de manejo) que pueden limitar el establecimiento de las especies en sitios perturbados y por tanto impedir que se lleve a cabo el proceso de regeneración (Uhl *et al.*, 1988; Aide y Cavelier, 1994; Chapman y Chapman, 1997; Holl, 1999; Cubiña y Aide, 2001; Leiva *et al.*, 2009).

En un sitio perturbado, la incorporación de especies va a estar dada por la presencia de semillas o propágulos en el medio, donde los mecanismos que emplean las plantas para poder regenerar un sitio van desde la dispersión continua o estacional de semillas (lluvia de semillas, la acumulación de semillas en el suelo (banco de semillas) hasta la acumulación de plántulas, entre otros (Dalling, 2002; Álvarez *et al.*, 2005; Bedoya-Patiño *et al.*, 2010). Sin embargo el banco y la lluvia de semillas son los procesos más importantes para que se lleve a cabo la recolonización de especies en un sitio perturbado (Cubiña y Aide, 2001; Leiva *et al.*, 2009; Bedoya-Patiño *et al.*, 2010).

La lluvia de semillas permitirá el almacenamiento de semillas en el banco, considerado como una fuente de propágulos con potencial para reemplazar la vegetación existente tras la perturbación; representa una fuente de regeneración importante para muchas especies presentes en una comunidad en respuesta a la perturbación (Harper, 1977; Peña-Claros, 2002; Bedoya-Patiño *et al.*, 2010).

Se define el banco de semillas como un conjunto de semillas viables, asociadas al suelo y la hojarasca, que potencialmente son capaces de germinar (Van Der Valk, 1992; Márquez *et al.*, 2002; Marañón, 2001; Cano-Salgado *et al.*, 2012). El banco puede considerarse transitorio, si las semillas germinan antes de que pase un año desde su incorporación al banco y se encuentra en las capas superficiales del suelo y persistente, si las semillas tienen la capacidad de permanecer enterradas por varios años, siendo capaces de mantenerse viables hasta que las condiciones sean favorables para su germinación y emergencia de las plántulas (Thompson y Grime, 1979; Van Der Valk, 1992; Thompson *et al.*, 1997; Marañón, 2001; Bedolla-Patiño *et al.*, 2010). También se han descrito otros tipos de banco, en función de los patrones temporales de dispersión y germinación por ejemplo,

Baskin y Baskin (1998) señalan seis tipos de bancos persistentes y Garwood (1989) cinco estrategias de banco en los trópicos.

Existen ciertas condiciones que las semillas deben cumplir para formar parte del banco de semillas; la primera es que no germine inmediatamente es decir, que presente latencia que pueda retrasar o inhibir la germinación mediante mecanismos físicos o fisiológicos (Harper, 1977; Fenner, 1995; Thompson *et al.*, 1997). Una segunda condición es la viabilidad donde las semillas deben tener mecanismos de reparación de daños estructurales y genéticos que van ocurriendo en el proceso de envejecimiento de la semilla; sin embargo, no todas las semillas son capaces de mantener su viabilidad por mucho tiempo enterradas en el suelo (Harper, 1977; Baskin y Baskin, 1998). Existe una tercera condición que se relaciona con las dos anteriores: las semillas deben ser capaces de percibir si las condiciones son favorables para que inicie la germinación (Fenner, 1995; Fenner y Kitajima, 1999). Los cambios en la intensidad y cualidad espectral de la luz, las fluctuaciones en la temperatura y el aumento en la concentración de nitratos en el suelo, son mecanismos importantes que las semillas son capaces de percibir para que inicie la germinación (Fenner, 1995; Fenner y Kitajama, 1999).

La formación del banco va a depender de la lluvia de semillas que estará determinada por los vectores de dispersión, ya sean bióticos o abióticos (Nathan y Muller-Landau, 2000; Márquez *et al.*, 2002; Paluch, 2011). Dentro del banco, la proporción de semillas que se encuentran en disposición de germinar cuando las condiciones sean favorables se le considera banco activo; mientras que otra proporción se mantiene en estado de latencia, sin embargo las semillas pueden pasar de un estadio a otro a lo largo del año (Marañón, 2001).

Existen varias causas de pérdida de semillas del banco por ejemplo, aquellas semillas capaces de germinar, pero que se encuentran a gran profundidad y mueran al no presentar suficientes reservas para emerger. Otra causa, la depredación ya sea por parte de aves, roedores, insectos y grandes herbívoros, principalmente por ser semillas grandes; las semillas más pequeñas se entierran con mayor facilidad, sin embargo pueden correr el mismo riesgo que las semillas grandes, ya que animales presentes en el suelo como moluscos, lombrices, hormigas, entre otros las consumen (Thompson, 1992).

Otra pérdida importante de semillas del banco, es causada por hongos y patógenos debido a que ocasionan daños irreversibles a la semilla (Baskin y Baskin, 1998). Por último (pero no menos importante) las perturbaciones por procesos naturales por ejemplo, lluvias torrenciales que provocan erosión y arrastre de suelo e incendios forestales, afectan la capa superficial del suelo destruyendo un número considerable de la reserva de semillas de una comunidad (García-Fayor *et al.*, 1995; Ferrandis *et al.*, 1999b).

El papel que desempeña el banco de semillas en las comunidades permite la recolonización de especies después de una perturbación (Aparicio y Guisande, 1997). Es indispensable evaluar la comunidad vegetal que forman parte del banco de semillas como vía de colonización de estos sitios, que nos permitan entender cómo se lleva a cabo la dinámica de un bosque tanto en espacio como en tiempo, no sin antes revisar las características de las semillas que dependerán de las especies presentes. Además el estudio científico de factores que determinan la distribución y abundancia de los organismos, donde el conocimiento de la estructura y composición, son importantes puesto que nos permiten conocer como las comunidades vegetales se ven o no favorecidas con el paso del tiempo.

Por lo tanto, el objetivo general de este capítulo es determinar la estructura y composición de la comunidad de plántulas que componen el banco de semillas en sitios con diferente grado de conservación, tomando en cuenta la hipótesis de si las semillas presentes en el banco, fueron depositadas por los agentes dispersores antes de la perturbación, sin embargo la germinación y establecimiento van a depender de la especie y sus requerimientos fisiológicos, el grado de perturbación y la historia de manejo de los sitios de estudio. Por lo tanto esperamos que el banco de semillas contenga especies ya establecidas antes de la perturbación y que la composición y estructura de la comunidad sea diferente de acuerdo al grado de perturbación.

---

---

## 6.4. OBJETIVOS

---

---

### General

**Evaluar la diversidad de la comunidad de plántulas que componen el banco de semillas en sitios con diferente grado de conservación.**

### Particulares

- ✓ Determinar la composición florística de la comunidad de plántulas que componen el banco de semillas en sitios con diferente nivel de perturbación.
- ✓ Evaluar los atributos de la comunidad (abundancia, diversidad, composición y estructura) de plántulas que componen el banco de semillas.

---

---

## 6.5. HIPÓTESIS

---

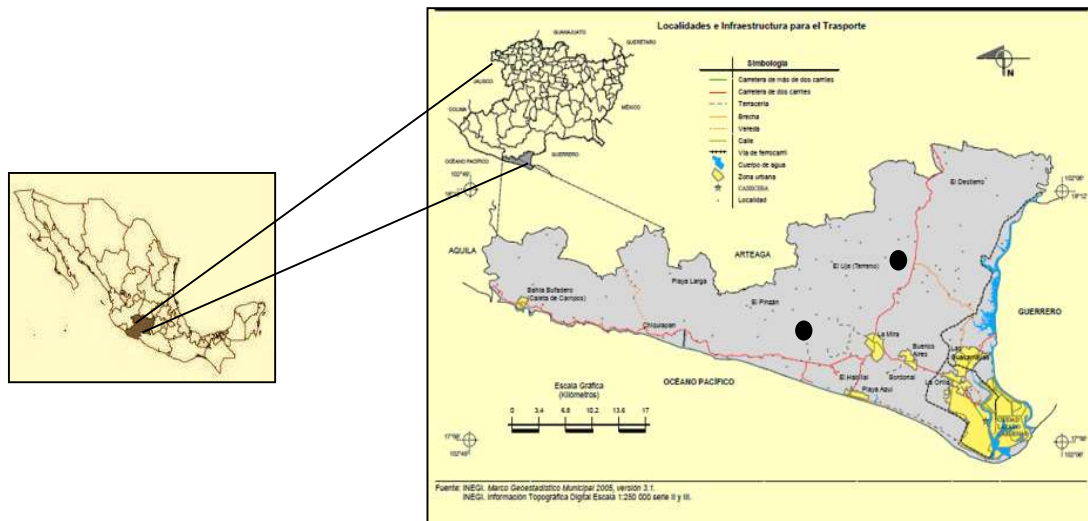
---

Las semillas presentes en el banco, fueron depositadas por los agentes dispersores antes de la perturbación, sin embargo la germinación y establecimiento van a depender de la especie y sus requerimientos fisiológicos, el grado de perturbación y la historia de manejo de los sitios de estudio. Por lo tanto esperamos que el banco de semillas contenga especies ya establecidas antes de la perturbación y que la composición y estructura de la comunidad sea diferente de acuerdo al grado de perturbación.

## 6.6. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en dos predios privados del municipio de Lázaro Cárdenas, Michoacán (La Bonetera y El Habillo) que presentan diferente grado de perturbación, tomando en cuenta el tipo de manejo de los recursos naturales. El tipo de vegetación presente en ambos sitios es el BTs, caracterizado por tener un patrón de lluvias marcadamente estacional (más de cuatro meses secos), donde la mayoría de los arboles presentes, pierden sus hojas en la temporada seca y las renuevan durante la temporada de lluvias.

Presenta un clima tropical con lluvias en verano, donde la precipitación media anual es de 1276.8 milímetros y la temperatura media anual es de 27.8 °C. Los sitios se encuentran entre los 100 y los 500 msnm; el relieve es muy accidentado, desde pequeñas planicies y lomeríos hasta grandes laderas con pendientes muy pronunciadas, ocasionando un sinfín de microclimas en el área de estudio.



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio dentro del municipio de Lázaro Cárdenas. Modificado del INEGI, Marco Geoestadístico Municipal 2005.

---

---

## 6.7. MÉTODOS

---

---

### 6.7.1. Selección de los sitios de muestreo

Se realizaron recorridos exploratorios tanto en el rancho “La Bonetera” como en el rancho “El Habilidad” con la finalidad de seleccionar los sitios de acuerdo con patrones de selección como: el tipo de vegetación, la historia de uso del suelo y el grado de conservación. Tomando en cuenta los patrones de selección, en el rancho La Bonetera se seleccionaron tres sitios, los dos primeros fueron considerados conservados (donde el grado de perturbación es mínimo o casi inexistente debido a que se encuentra en pendientes pronunciadas y de difícil acceso); presentaban diferencias en cuanto al tipo de vegetación.

El primer sitio pertenece al bosque tropical subcaducifolio (**Sc1**), donde la comunidad vegetal es densa, cuya altura oscila entre los 15 y 45 m y por lo general el estrato superior arbóreo es uniforme; con un fuste bien definido llegando a medir hasta 1m de diámetro; los elementos del estrato superior tienen troncos derechos y esbeltos que no se ramifican en la parte inferior de la planta, y el diámetro de la copa puede ser menor que la altura total del árbol. La mayoría de las especies presentes en este tipo de vegetación mantienen la mayoría de sus hojas en la temporada seca debido a las condiciones que se encuentran en el sitio (mayor humedad, poca incidencia solar, principalmente); sin embargo existen especies en la comunidad que se defolían por periodos muy cortos.

El segundo sitio pertenece al bosque tropical caducifolio (**Sc2**) donde la vegetación es densa, con alturas de entre 5 y 15 m y copas convexas o planas que a menudo iguala o supera la altura de la planta. El diámetro de los troncos no sobrepasa los 50 cm y con frecuencia son retorcidos y se ramifican a poca altura y el follaje en su mayoría es de hojas compuestas.

El tercer sitio que seleccionamos se consideró como perturbado (**Sp**): un sitio en proceso de regeneración debido a que anteriormente se había utilizado como zona de pastoreo (15 años de abandono). En este sitio el tipo de vegetación encontramos especies pioneras de rápido crecimiento, hábitos fenológicos variados y altos requerimientos de luz,



dando origen a especies con tallos de múltiples troncos con alturas variables hasta de 15-25 m.

En el rancho EL Habillo, se seleccionó el cuarto sitio de muestreo considerado como muy perturbado (**Smp**), debido a que en la actualidad se lleva a cabo la rotación de potreros el tipo de vegetación existente son pastizales donde abundan principalmente especies gramíneas. Sin embargo, se pueden encontrar algunos remanentes de bosque conservado, principalmente en laderas y orillas de los ríos así como algunos árboles aislados dentro de los potreros con la finalidad de dar sombra al ganado.

#### **6.7.2. Toma de datos.**

Una vez que se realizaron los recorridos exploratorios y se seleccionaron los cuatro sitios de acuerdo al grado de conservación, se hicieron 35 transectos de 50x2m (diez para **Sc1, Sp, Smp** y cinco para **Sc2; Figura 2**). Posteriormente se tomaron cinco muestras de suelo, realizando un pozo de 20 cm de diámetro y 10 de profundidad los 5, 15, 25, 35, y 45 m sobre los transectos; esto se realizó por salida durante los meses de mayo, septiembre y enero, tratando de cubrir un año de muestreo.

Las muestras colectadas del banco de semillas fueron trasladadas al invernadero del Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIECo) UNAM, Campus Morelia; donde se colocaron en macetas de plástico. Una vez en el invernadero, las macetas fueron regadas cada tercer día, por tres meses; durante este periodo se tomaron datos de morfología foliar que nos sirvieron para la determinación de plántulas; además se tomaron fotografías una vez por semana para llevar un seguimiento de cómo cambiaban los morfotipos, con la finalidad de observar los cambios morfológicos que presentaban las plántulas y así hacer más certera la identificación.



**Figura 2.** Esquema del transecto de 50m x 2m, donde se seleccionaron las muestras para el banco de semillas.

La identificación de las especies a nivel de plántula, se realizó con ayuda de expertos botánicos y con algunas guías de identificación; además de apoyarnos con imágenes de internet. A pesar de la poca información existente para identificar los morfotipos, logramos identificar a nivel de familia el 85%, a nivel de género 77% y a nivel de especie solo el 11% del total de morfotipos registrados para el banco de semillas.

### 6.7.3. Análisis de datos.

Una vez que germinaron las semillas presentes en las muestras del banco de semillas se separaron las plántulas por morfotipos; se contó el número de individuos por morfotipo de todas las muestras colectadas y así poder determinar la riqueza (número total de especies que germinaron) y la abundancia (número de individuos por especie) presentes en cada sitio, durante el año de muestreo.

También se realizaron curvas de acumulación de especies utilizando el programa **Estimates S**, versión 8.2.0 (Colwell, 2009), con la finalidad de estimar la diversidad en cada uno de los sitios de muestreo; donde se compara el número de especies observadas con el número de especies esperadas de acuerdo al estimador no paramétrico Chao 2; esto nos permite observar cómo se lleva a cabo el recambio de especies, en relación al esfuerzo de muestreo (Lamas *et al.*, 1991; Soberón y Llorente, 1993; Colwell y Coddington, 1994).

Los índices de diversidad se calcularon con los paquetes estadísticos **BIO-DAP** y **PAST** (Magurran, 1988; Hammer *et al.*, 2001); para determinar diversidad  $\alpha$ , se calculó el Índice de

diversidad basado en la dominancia de Simpson (**D**), que manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Simpson, 1949; Magurran, 2005).

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S ni(ni-1)}{N(N-1)}$$

Donde **N** es el número total de individuos, **ni** es el número de individuos de una especie **i** y **S** es el número de especies.

El índice de Shannon-Wiener (**H'**) expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, asumiendo que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra; indica que tan homogéneamente se encuentran representadas las especies y su abundancia. El índice adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie y el logaritmo de **S**, cuando todas las especies están representadas en el mismo número de individuos (Magurran, 1988; Moreno, 2011).

$$H' = - \sum_{i=1}^R pi \ln pi$$

Donde **pi** es la proporción del número de individuos de la especie **i** respecto al total (**ni/Nt**). Una vez obtenidos estos valores, se comparó la diversidad expresada por este índice entre los sitios utilizando la prueba de **t** de Studen, modificada por Hutchenson.

$$n(t = H' \frac{2}{SH1} - SH2)$$

Donde **H1** representa el valor del índice de diversidad por sitio y **SH1** representa la varianza en la diversidad del sitio (Hutchenson, 1970)

Para evaluar la diversidad **β** considerada como el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies en los diferentes sitios; se calculó el índice de Sørensen para

conocer la equitatividad de los sitios, es decir, relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambos sitios (Magurran, 1988).

$$I_s = \frac{2c}{a+b}$$

Donde **a** es el número de especies presentes en el sitio A; **b** es el número de especies presentes en el sitio B; y **c** el número de especies presentes en ambos sitios A y B; el intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no se comparten especies entre los sitios muestreados y 1 cuando los sitios tienen la misma composición de especies.

---

---

## 6.8. RESULTADOS

---

---

El muestreo se llevó a cabo de mayo 2012 a abril 2013; durante este periodo se realizaron tres salidas al campo correspondiente a los meses de mayo, septiembre y enero tratando de cubrir el año de muestreo. En cada mes se colectaron 50 muestras para los sitios **Sc1**, **Sp** y **Smp** y 25 muestras para el sitio **Sc2**; en total se colectaron 525 muestras del banco de semillas, de las cuales germinaron un total de 1273 plántulas. Después de la cosecha destructiva de las plántulas que emergieron durante los meses en el invernadero provenientes del banco de semillas, se procedió a separar cada morfotipo para su posterior determinación.

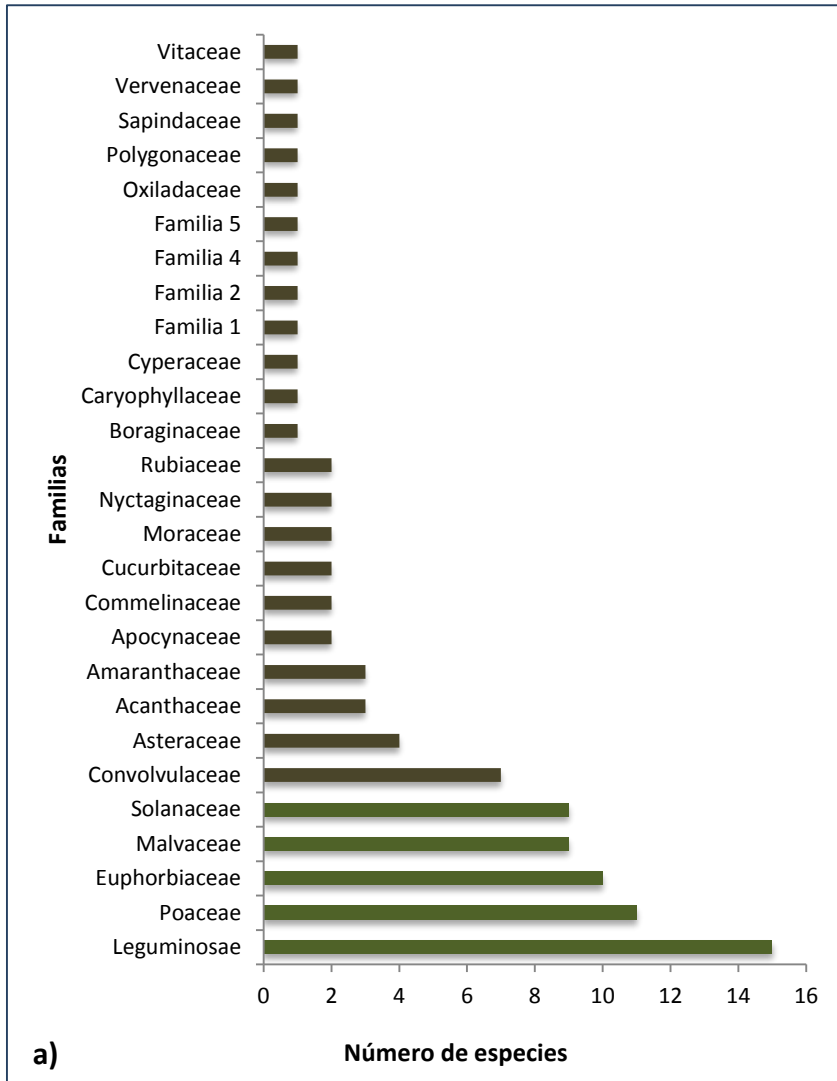
### 6.8.1. Composición florística

#### 6.8.1.1. Número total de especies por familia

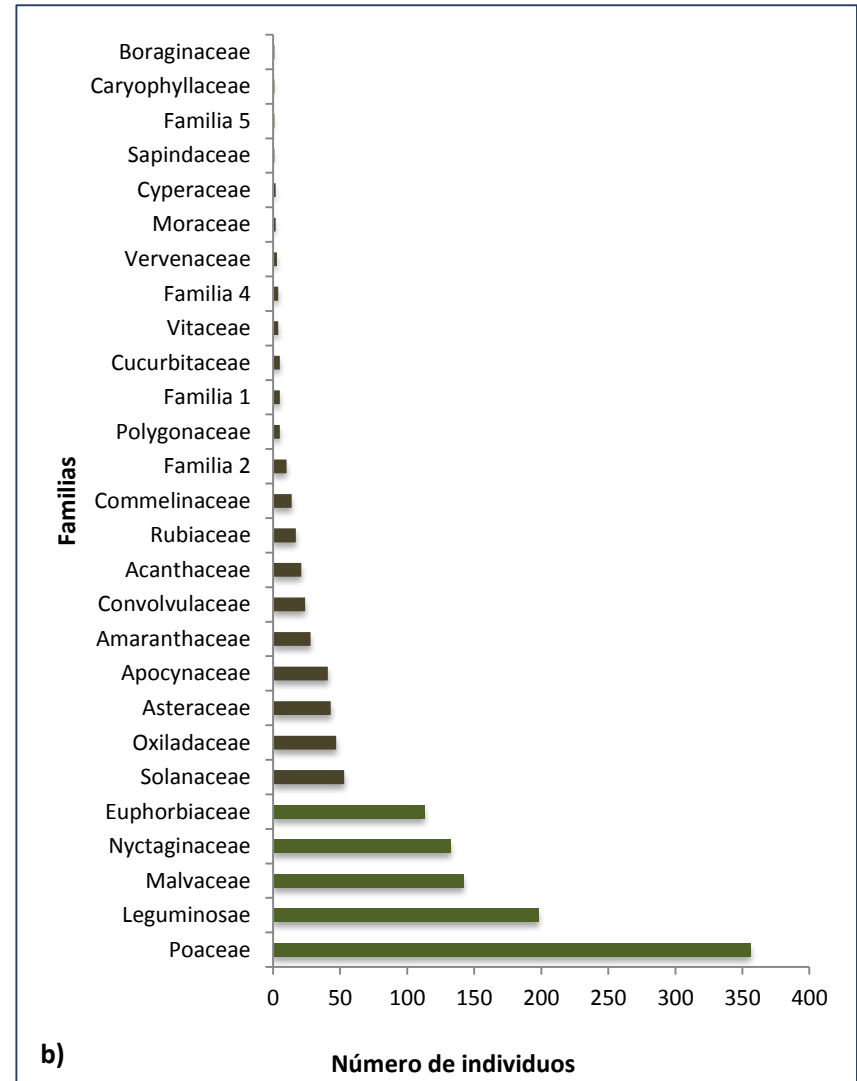
De manera general, se registraron 95 morfotipos, de los cuales cuatro morfotipos no se pudieron determinar y quedaron como familias diferentes por las características morfológicas que presentaban.

Para el banco de semillas se registraron 1273 individuos correspondientes a 27 familias, 66 géneros y 95 especies; las familias que presentaron mayor número de especies y de individuos fueron: Leguminosae con 15 especies y 198 individuos, Poaceae (11 / 356), Euphorbiaceae (10 / 113) y Malvaceae (9 / 142); cabe mencionar que de las especies registradas, ocho se encuentran presentes en los cuatro sitios: *Chamaestricta nictitans* y *Lonchocarpus sp1* (Leguminosae); *Digitaria sp*, *Arthaxum sp1* y *Panicum sp1* (Poaceae); *Euphorbia sp3* (Euphorbiaceae); *Walteria sp* (Malvaceae); *Echites sp1* (Apocynaceae); *Melothria sp* (Cucurbitaceae); *Oxalis sp* (Oxidalaceae) y *Solanum sp3* (Solanaceae). (**Figura 3, a y b ANEXO I**).

Ramírez Rincón Frecia Nallely



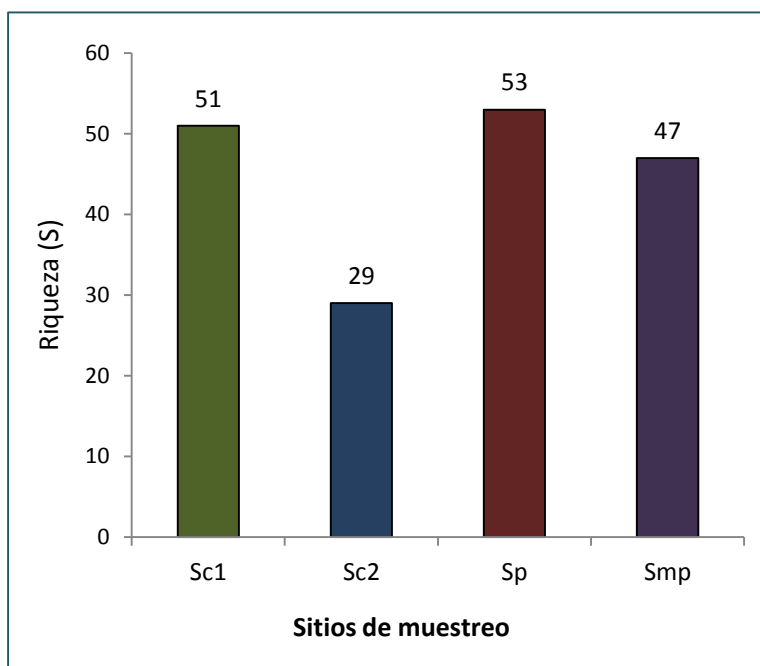
Maestría en Ciencias Biológicas



**Figura 3.** Familias registradas para el banco de semillas, en verde se encuentran las cinco familias representativas; **a)** Número de especies, **b)** Número de individuos.

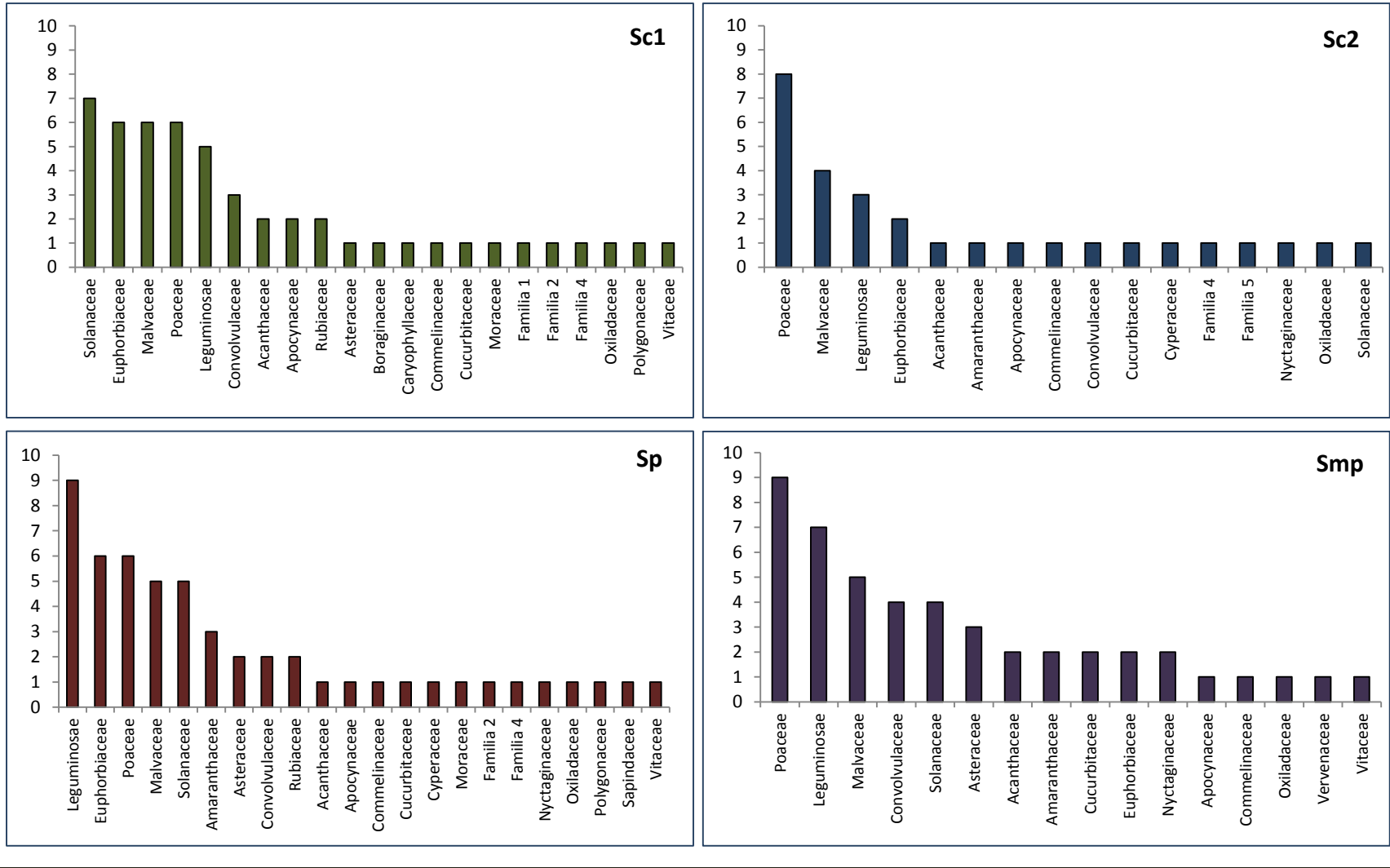
### 6.8.1.2. Número total de especies por sitio de muestreo

De manera particular, se evaluó la riqueza (número de especies) del banco de semillas en cada uno de los sitios de muestreo, teniendo que el sitio que presentó mayor riqueza fue el **Sp** con 53 especies que equivalen al 56% del total de las especies determinadas, seguido del **Sc1** (51,54%) y **Smp** (47, 49.5%); el sitio que presentó menor riqueza fue le **Sc2** con 29 especies que equivalen al 30.5% del total (**Figura 4**). Las familias Solanaceae (**Sc1**: 7; **Sp**: 5 y **Smp**: 4); Euphorbiaceae (**Sc1**: 6; **Sc2** y **Sp**: 6); Malvaceae (**Sc1**: 6; **Sc2**: 4; **Sp**: 5 y **Smp**: 5); Poaceae (**Sc1**: 6; **Sc2**: 8; **Sp**: 6 y **Smp**: 9); Leguminosae (**Sc1**: 5; **Sc2**: 3; **Sp**: 9 y **Smp**: 7) y Convolvulaceae (**Smp**: 4) se encuentran mejor representadas sólo que difieren en el número de especies por sitio (**Figura 5**).



**Figura 4.** Número de especies presentes en el banco de semillas por sitio de muestreo.

Número de especies



Familias

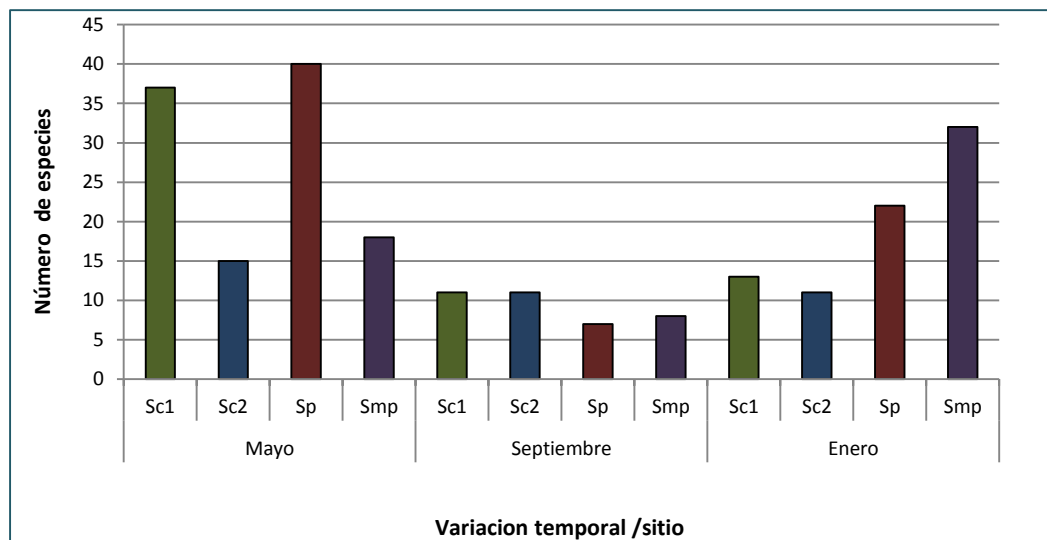
Figura 5. Número de especies por familia registradas en el banco de semillas por sitio de muestreo.



### 6.8.1.3. Variación temporal en la riqueza de especies

Las comunidades vegetales son sistemas dinámicos, donde la composición varía a través del tiempo, partiendo de que las especies responden de diferente manera según la temporada (lluvia y seca), tomamos en cuenta el número de especies por mes de muestreo en cada uno de los sitios.

Los resultados obtenidos muestran que el aumento en el número de especies se llevó a cabo durante los meses correspondientes a la temporada seca (mayo y enero) en comparación con septiembre que corresponde a la temporada de lluvias. En el mes de mayo (correspondiente a la temporada seca cálida), el sitio que presentó mayor riqueza fue el **Sp** con 40 especies seguido de los sitios **Sc1** (37), **Smp** (18) y **Sc2** con 15 especies. Mientras que para el mes de enero (correspondiente a la temporada seca fría), los sitios perturbados **Sp** (22) y **Smp** (32) presentaron mayor riqueza en comparación con los sitios conservados **Sc1** (13) y **Sc2** (11; **Figura 6**). El mes de septiembre presentó menor riqueza en cada uno de los sitios de muestreo; a pesar de eso, los sitios conservados (**Sc1** y **Sc2**) presentaron mayor riqueza (11 especies cada uno) a diferencia de los sitios **Sp** y **Smp** (7 y 8 especies respectivamente).

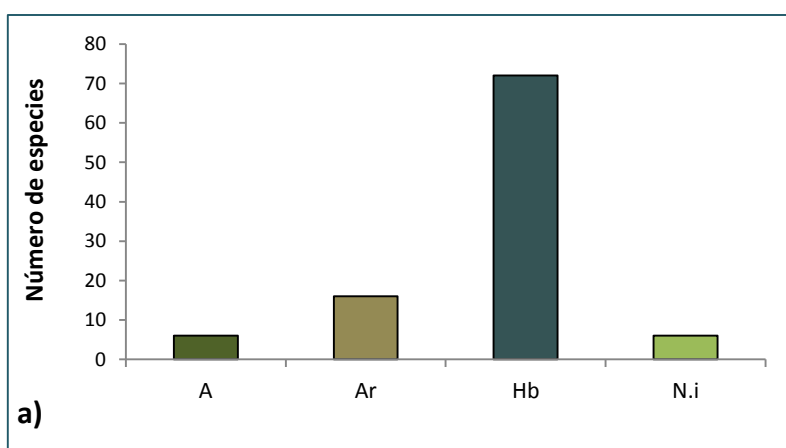


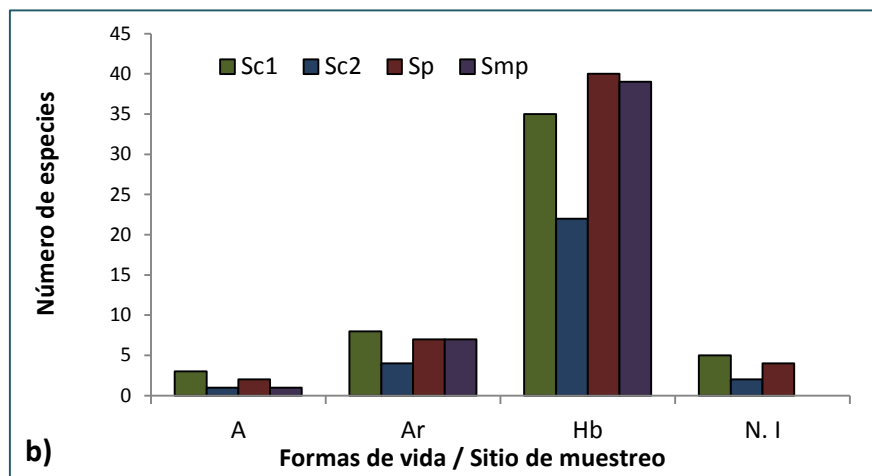
**Figura 6.** Variación temporal en la riqueza de especies por sitio de muestreo.

#### 6.8.1.4. Formas de crecimiento

Después de que se identificaron los morfotipos, se separaron en grupos de acuerdo a la forma de crecimiento: herbáceas (**Hb**), arbustivas (**Ar**) y arbóreas (**A**); cabe mencionar que algunas especies no pudieron ser identificadas por lo tanto, quedaron No identificadas (**N.i**). Los resultados muestran que la forma de crecimiento predominante fue la **Hb** con 68 de 95 especies registradas equivalente al 72% del total; **Ar** con 15 especies (16%); **A** y **N.i** con 6 especies cada una (6%; **Figura 7a**). Sin embargo, las herbáceas solo predominaron el sitio **Sp** con 40 especies de las 53 registradas, que equivale al 75.5%, el sitio **Smp** con 39 de 47 registradas (83%); **Sc1** con 35 de 51 (69%), por ultimo el sitio **Sc2** con 22 especies herbáceas de las 29 especies registradas para el sitio, que equivale al 76%.

La forma de vida arbustiva (**Ar**) predominó en especies del sitio **Sc1** con 8 especies de las 51 registradas (16%), **Sp** con 7 especies de 53 (13.2%); también el sitio **Smp** presentó 7 especies de 47 registradas en las muestras que equivale al 15% y por ultimo, el sitio **Sc2** con 4 especies arbustivas de las 29 registradas que equivalen al 14%. La forma arbórea esta menos representada en en las plantulas de cada uno de los sitios de muestreo, teniendo que en el sitio **Sc1** se registraron 3 especies de 51 registradas en total, esto equivale al 6%, seguido de **Sp** con 2 de 53 (4%), por último los sitios **Sc2** y **Smp** con una especie cada uno (**Figura 7b**).





**Figura 7.** Número de especies que presentan formas de crecimiento: Herbáceo (**Hb**), Arbustivo (**Ar**) y Arbóreo (**A**), además de la forma de crecimiento No identificada (**N.i**). **a)** Presentes en el banco de semillas; **b)** Presentes en los sitios de muestreo.

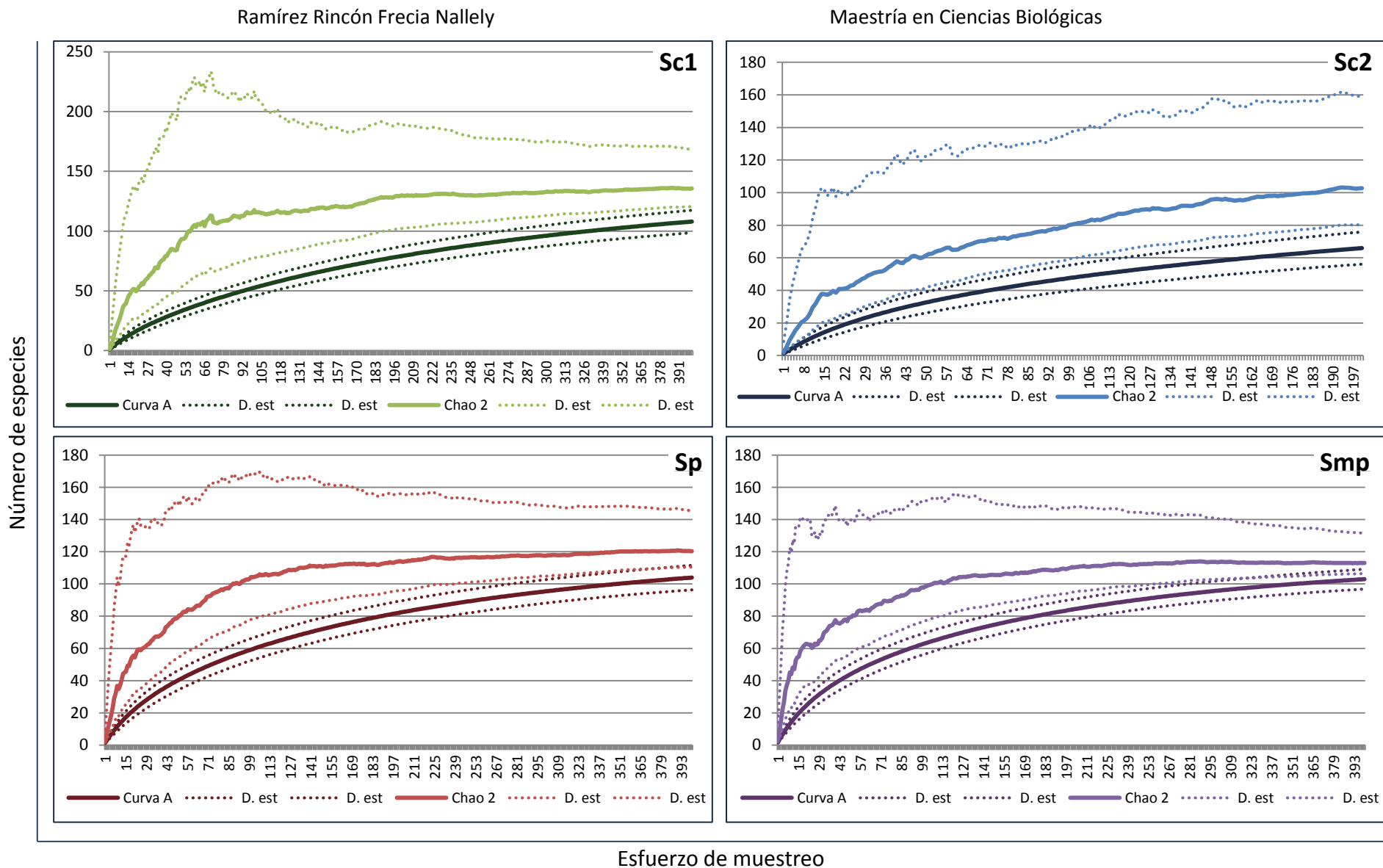
### 6.8.2. Curvas de acumulación de especies

Con la finalidad de estimar la diversidad en cada uno de los sitios de muestreo, se comparó el número de especies observadas (curva de acumulación de acuerdo al estimador Mao Tao) con el número de especies esperadas de acuerdo al estimador no paramétrico Chao 2; esto nos permite observar la relación que existe entre el número de especies acumuladas en un sitio, conforme aumenta el esfuerzo del muestreo empleado.

Los resultados obtenidos de acuerdo a la curva de acumulación de especies, reflejan que el esfuerzo de muestreo fue exitoso, debido a que los cuatro sitios se encuentran por arriba del 60% de las especies esperadas de acuerdo al estimador no paramétrico Chao 2.

El sitio **Sp (c)** registró el mayor porcentaje del total de especies esperadas con un 76%, seguido del sitio **Smp (d)** con un 73% y el sitio **Sc1 (a)** con 71% de las especies; sin embargo, si aumentáramos el esfuerzo de muestreo, posiblemente la incorporación de especies al sistema aumentaría, debido a que las curvas tanto de acumulación de especies como las del estimador no paramétrico Chao 2 aun no presentan asíntota.

El esfuerzo de muestreo para el sitio **Sc2 (b)**, fue menor en comparación con los otros sitios puesto que el parche era pequeño; sin embargo se esperaba que presentara un porcentaje menor al 50% y no fue así, presentó el 63% de las especies esperadas de acuerdo al estimador no paramétrico (**Figura 8**).

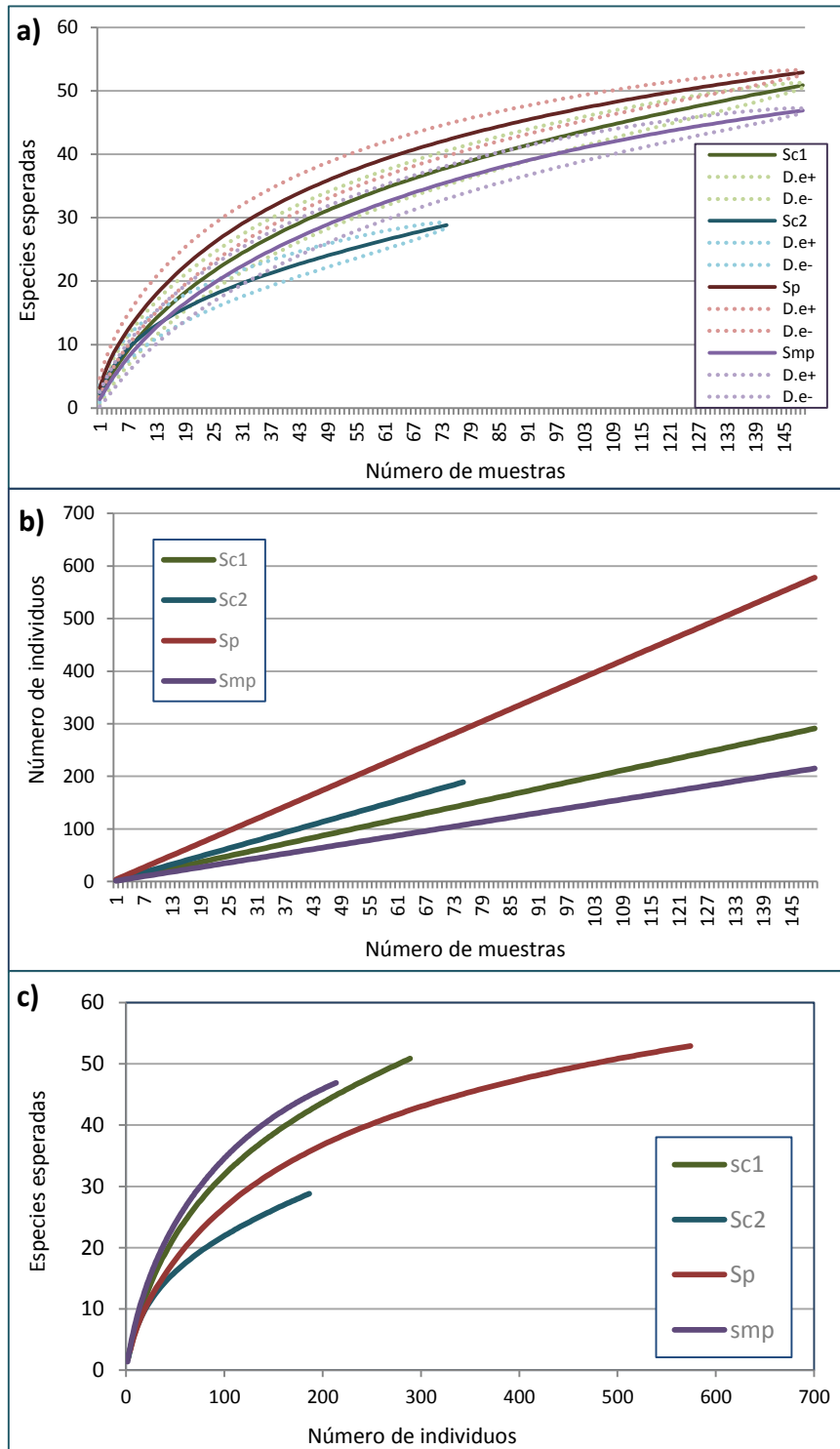


**Figura 8.** Curva de acumulación de especies observadas y el estimador no paramétrico Chao 2 de acuerdo al esfuerzo de muestreo para cada uno de los sitios pertenecientes al BTs; **a) Sc1**, 71%; **b) Sc2**, 63%; **c) Sp**, 76% y **d) Smp**, 73%.

### 6.8.3. Curvas de rarefacción

La rarefacción nos permite realizar comparaciones entre la riqueza de especies cuando el tamaño de la muestra por sitio es diferente es decir, calcula el número de especies esperadas suponiendo que todas las muestras fueran reducidas al menor tamaño, por lo cual se estandariza el número de muestras de acuerdo con la muestra más pequeña (sitio **Sc2**). Tomando en cuenta lo anterior, se realizaron las curvas de rarefacción para la estandarización de las muestras donde tenemos varios escenarios:

- a) La relación que existe entre el número de especies esperadas de acuerdo al esfuerzo de muestreo empleado, donde tomando en cuenta la muestra mínima (sitio **Sc2**), los sitios **Sc1**, **Sp** y **Smp** presentan mayor riqueza con mínimo esfuerzo de muestreo y la incorporación de nuevas especies aumenta conforme aumenta el esfuerzo (**Figura 9a**); sin embargo, el sitio **Sc2**, tiende a presentar asíntota esto es, aunque el esfuerzo sea mayor, la incorporación de nuevas especies al sistema será mínimo.
- b) En cuanto a la densidad (número de individuos en relación con el esfuerzo de muestreo), las curvas reflejan un aumento en el número de individuos conforme aumenta el esfuerzo de muestreo, teniendo que el sitio **Sp** presentó mayor número de individuos (**Figura 9b**).
- c) En relación a la riqueza con la densidad, los resultados muestran que no necesariamente, si tenemos un aumento en la densidad de individuos, existirá mayor riqueza en los sitios; esto se refleja en la gráfica donde el sitio que presentó mayor riqueza (**Smp**), presenta menor densidad (**Figura 9c**).

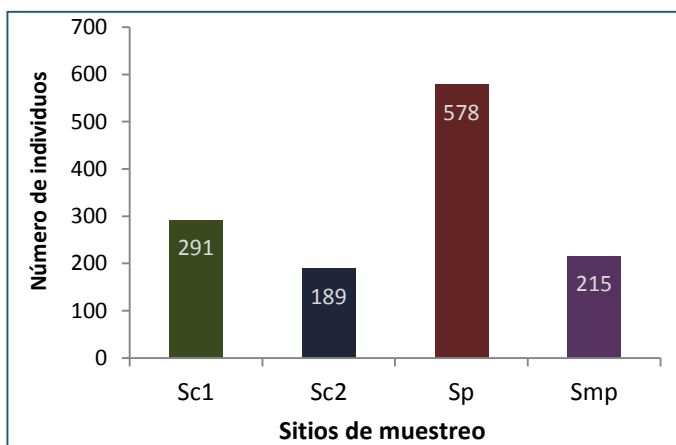


**Figura 9.** Curvas de rarefacción para la estandarización de muestras; representan la relación entre: **a)** Número de especies por esfuerzo de muestreo; **b)** Densidad (número de individuos en relación con el esfuerzo de muestreo densidad); **c)** Número de especies en relación con su densidad.

#### 6.8.4. Abundancia

##### 6.8.4.1. Número total de individuos por sitio de muestreo

De acuerdo a la abundancia (número de individuos por especie) presente en el banco de semillas quien presentó mayor abundancia fue el sitio **Sp** con 578 individuos, seguido de los sitios **Sc1**, **Smp** y **Sc2** con 291, 215 y 189, respectivamente (**Figura 10**).



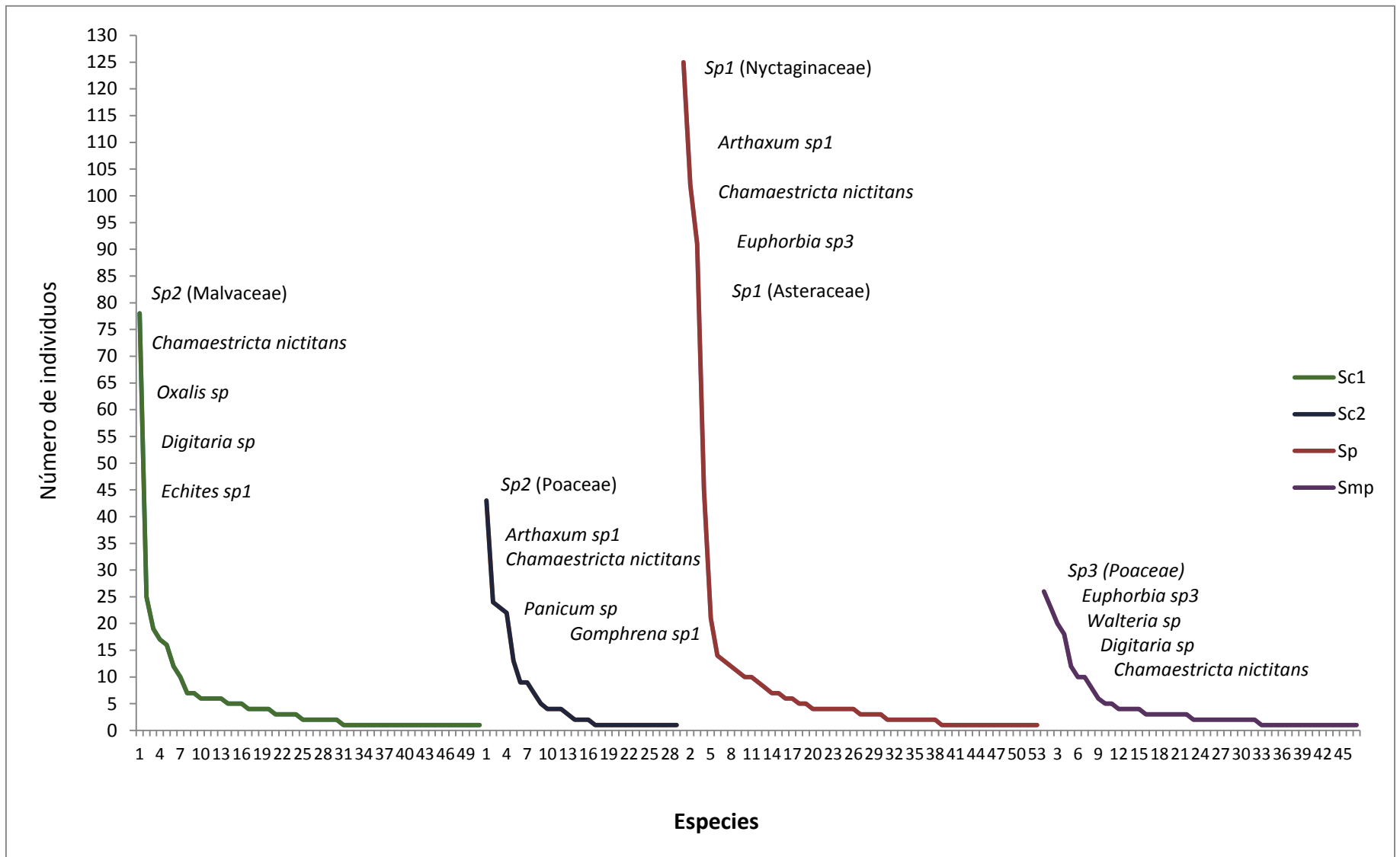
**Figura 10.** Número total de individuos por sitio de muestreo.

##### 6.8.4.2. Curvas de rango-abundancia

El mayor aporte de individuos en cada uno de los sitios de muestreo lo efectuaron especies como: *Sp2* (Malvaceae) con 78 individuos; *Chamaestricta nictitans* (Leguminosae), *Oxalis sp* (Oxidalaceae) y *Digitaria sp* (Poaceae) con 25, 19 y 17 individuos respectivamente, para el sitio **Sc1**. Para el sitio **Sc2**, *Sp2* (Poaceae) con 43 individuos; *Arthaxum sp1* (Poaceae), *Chamaestricta nictitans* (Leguminosae), *Panicum sp* (Poaceae) con 24, 23 y 22 individuos respectivamente (**Figura 11**),

En el sitio **Sp**, la especie *Sp1* perteneciente a la familia Nyctaginaceae, aporta el mayor número de individuos (125), seguido de *Arthaxum sp*, *Chamaestricta nictitans* (Leguminosae) y *Euphorbia sp3* con 102, 91 y 45 individuos respectivamente. Por último, *Sp3* (Poaceae), *Euphorbia sp1*, *Walteria sp* (Malvaceae) y *Digitaria sp1* (Poaceae) contribuyeron con 26, 23, 20 y 18 individuos respectivamente a la abundancia total del sitio **Smp**. *Arthaxum sp1*, fue la especie con mayor aporte de individuos en tres de los cuatro sitios.

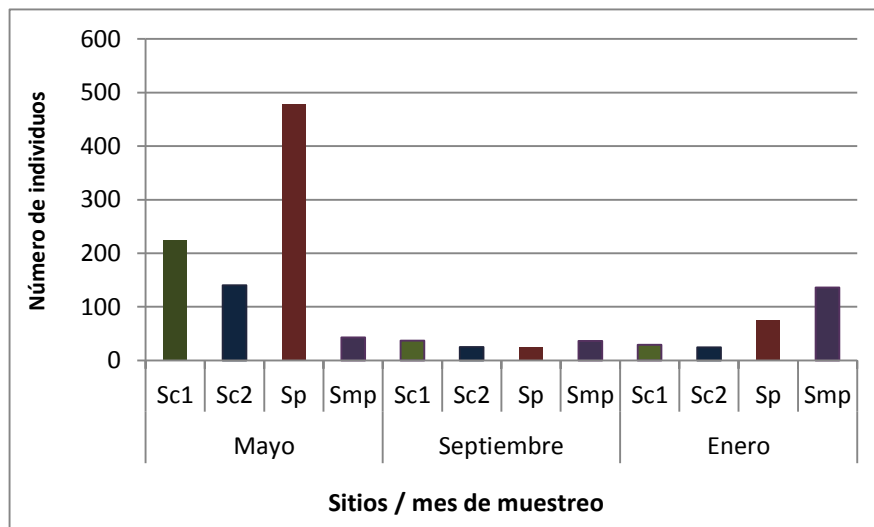




### 6.8.4.3. Variación temporal en la abundancia

Partiendo del hecho de que una la comunidad vegetal es un sistema dinámico, donde la composición varía a través del tiempo, partiendo de que las especies responden de diferente manera según la temporada (secas cálidas, lluvias y secas frías), tomamos en cuenta la abundancia en cada uno de los sitios de muestreo de acuerdo a los meses de colecta.

Los resultados obtenidos muestran que el aumento en el número de individuos por sitio de muestreo se llevó a cabo durante los meses correspondientes a la temporada seca (mayo y enero) en comparación con septiembre que corresponde a la temporada de lluvias. En el mes de mayo (correspondiente a la temporada seca cálida), el sitio que presentó mayor abundancia de especies fue el **Sp** con 479 individuos, seguido de los sitios **Sc1** (225), **Smp** (43) y **Sc2** (140). Mientras que para el mes de enero (correspondiente a la temporada seca fría), los sitios perturbados **Sp** (75) y **Smp** (136) presentaron mayor abundancia en comparación con los sitios conservados **Sc1** (29) y **Sc2** (24). El mes de septiembre presentó menor abundancia en cada uno de los sitios de muestreo, oscilando entre los 24 y 37 individuos por sitio (**Figura 12**).

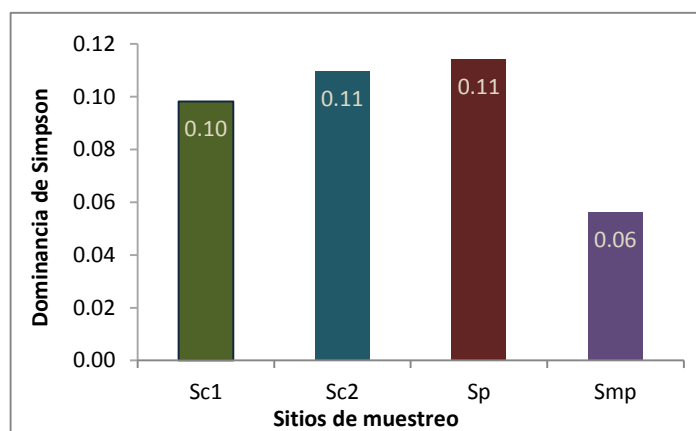


**Figura 12.** Variación temporal en la abundancia de especies en cada uno de los sitios de muestreo.

### 6.8.5. Diversidad alfa ( $\alpha$ )

#### 6.8.5.1. Índice de dominancia de Simpson

Este índice de diversidad, toma en cuenta aquellas especies que dominan en cada uno de los sitios por tanto, los resultados muestran que los sitios que presentaron mayor dominancia fueron **Sc2** y **Sp** ( $D= 0.11$ ); el sitio **Smp** ( $D= 0.06$ ) fue quien presentó la menor dominancia (**Figura 13**). A la par se realizaron comparaciones de la diversidad entre los sitios, utilizando la prueba de  $t$  modificada por Hutchenson para corroborar que efectivamente existen cambios en la dominancia entre los, obteniendo valores significativos al comparar al sitio **Smp** con los sitios **Sc1**, **Sc2** y **Sp** (**Tabla 1**).



**Figura 13.** Diversidad alfa, mediante el índice de Simpson; para cada uno de los sitios de muestreo tomando en cuenta el banco de semillas.

**Tabla 1.** Valores de  $t$  modificada por Hutchenson usando el índice de Simpson, los valores marcados con (\*) representan valores significativos ( $p < 0.05$ ).

	Sc1	Sc2	Sp	Smp
Sc1	1			
Sc2	$t = -0.69$ $gl = 473.2$	1		
Sp	$t = -1.21$ $gl = 482.34$	$t = -0.33$ $gl = 346.95$	1	
Smp	* $t = 3.05$ $gl = 408.19$	* $t = 4.21$ $gl = 286.82$	* $t = 6.32$ $gl = 721.18$	1

## 6.8.5.2. Índice de Shannon-Wiener

El índice de Shannon- Wiener tiene como valores de referencia a 1 para baja diversidad y 5 para alta diversidad; por lo tanto, haciendo una comparación de la diversidad por sitio de muestreo utilizando este índice, los resultados indican que el sitio que presentó mayor número de especies más diverso fue el **Smp** ( $H' = 3.29$ ) y el de menor número fue el sitio **Sc2** ( $H' = 2.61$ ); en cuanto a la equitatividad, el sitio **Smp** presentó una equitatividad mayor ( $E' = 0.57$ ) con respecto a los otros sitios (**Tabla 2**). Al realizar la comparación de la diversidad de los sitios usando el índice de Shannon- Wiener con la  $t$  modificada por Hutchenson muestra diferencias significativas entre los sitios excepto, el **Sc2** con el sitio **Sp** (**Tabla 3**).

**Tabla 2.** Diversidad alfa, mediante el índice de Shannon-Wiener; el valor subrayado representa el sitio con mayor diversidad, mientras que el valor en negritas es el sitio con menor diversidad; (\*) para señalar el sitio que presentó mayor equitatividad.

Índice de Shannon- Wiener				
	Sc1	Sc2	Sp	Smp
H'	3.06	<b>2.61</b>	2.80	<u>3.29</u>
E'	0.42	0.47	0.31	<b>*0.57</b>

**Tabla 3.** Valores de  $t$  modificada por Hutchenson usando el índice de Shannon-Wiener, los valores marcados con (\*) representan valores significativos ( $p < 0.05$ ).

	Sc1	Sc2	Sp	Smp
Sc1	1			
Sc2	<b>*t= 3.92</b> <b>gl= 456.79</b>	1		
Sp	<b>*t= 2.62</b> <b>gl= 605.01</b>	<b>t= -1.84</b> <b>gl= 408.46</b>	1	
Smp	<b>*t= -2.08</b> <b>gl= 504.32</b>	<b>*t= -6.17</b> <b>gl= 393.24</b>	<b>*t= -5.18</b> <b>gl=</b> 509.31	1

### 6.8.6. Diversidad beta ( $\beta$ )

La diversidad beta se analizó utilizando el índice de similitud de Sørensen usando el paquete estadístico **BIODAP** para poder observar la similitud en cuanto a estructura y composición de la comunidad del banco de semillas germinable para cada uno de los sitios.

#### 6.8.6.1. Composición

Se realizó una matriz con los datos obtenidos a partir del paquete estadístico, en la cual se puede observar que en cuanto a la composición (número de especies) del banco de semillas, los sitios con mayor similitud compartiendo el 58% de las especies, son el sitio **Sc1** y **Sp** con un valor de 0.58; mientras que los sitios con menor similitud fueron el **Sc1** y el **Sc2** con un valor de 0.40 que equivale al 40% de las especies (**Tabla 4**).

#### 6.8.6.2. Estructura

En cuanto a la estructura (número de individuos), utilizando el índice de Sorensen, los resultados muestran que los sitios que presentaron mayor similitud fueron **Sc1** y **Smp** con un valor de 0.33 que equivale a más del 33% de los individuos; los sitios **Sp** y **Smp**, son los sitios menos parecidos con un valor de 0.26 que equivale al 26% de los individuos compartidos (**Tabla 4**).

**Tabla 4.** Matriz de similitud entre sitios, mediante el índice de Sorensen en base a la composición de especies. Valor con (\*) para sitios con mayor similitud y valor subrayado para sitios con menor similitud, tanto para la composición como para la estructura.

		Índice de Sorensen				Estructura
		Sc1	Sc2	Sp	Smp	
Composición	Sc1	1	0.32	0.30	<b>*0.33</b>	
	Sc2	<u>0.40</u>	1	0.30	0.31	
	Sp	<b>*0.58</b>	0.49	1	<u>0.26</u>	
	Smp	0.43	0.53	0.50	1	

---

---

## 6.9. DISCUSIÓN

---

---

El banco de semillas es muy dinámico ya que depende de la lluvia de semillas, la latencia de estas, la viabilidad y de los requerimientos necesarios para la germinación por lo tanto, puede ser utilizado para intentar explicar la dinámica de las comunidades vegetales. Sin embargo el grado y tipo de perturbación, el estado de la comunidad vegetal, la presencia de agentes dispersores y la época del año, son los principales factores que determinan los atributos del banco de semillas en un sitio determinado (Garwood, 1989; Dalling, 2002).

En los bosques tropicales, el banco está formado principalmente por especies pioneras de ciclo corto (especies heliófitas) que colonizan sitios muy abiertos y especies de etapas tardías de sucesión consideradas de ciclo largo (especies esciófitas); depende de los requerimientos específicos de las especies para su germinación (Pultz, 1993; Whitmore, 1990; Lamprecht, 1990). La dinámica del banco varía entre semillas de especies persistentes de vida corta que continuamente son reemplazadas y semillas de especies de vida larga (Lamprecht, 1990; Plana Bach, 2000; **ANEXO I**). Cambios en la calidad de luz o de temperatura promueven la germinación, iniciando rápidamente después de las perturbaciones, donde la riqueza de especies y el número de familias presentes aumenta a medida que los sitios perturbados inician el proceso de sucesión.

Los resultados sobre la composición florística que germinó en las muestras del banco fue muy variado, emergieron plántulas de especies que se establecen en las etapas tempranas de la sucesión, principalmente especies de las familias Leguminosae, Solanaceae, Malvaceae, Euphorbiaceae, y Poaceae. La fácil dispersión de las semillas de las especies (en su mayoría dispersadas por viento), permite que la riqueza y abundancia en los sitios muestreados sea mayor que otras familias que son dispersadas por otro tipo de vectores (Grime, 1989; Trejo y Dirzo, 2000; **Figura 4**). En el sitio **Sp** se presentó el mayor número de familias, sin embargo el mayor aporte de especies al sitio lo registraron las familias antes mencionadas (**Figura 5**).

Las familias que se registraron en nuestro estudio, están conformadas por especies que producen muchas semillas pequeñas, principalmente de especies que se dispersan por

viento y necesitan requerimientos específicos para su germinación (Foster y Janson, 1985; Marañón, 1995). Se caracterizan por presentar una distribución cosmopolita y tener gran riqueza de especies, así como una amplia variedad de hábitos de crecimiento y adaptaciones, por lo que suelen encontrarse bien representadas en bosques tropicales (Rzedowski y Rzedowski, 2001; **Figura 6**).

Partiendo de la idea de que el banco de semillas es considerado dinámico porque depende de la lluvia de semillas, que a su vez se encuentra sujeta a los procesos fenológicos de las especies (dependientes de la estacionalidad; Greene y Johnson, 1995); la variación temporal juega un papel importante en la composición de las especies en un sitio determinado. Varios autores han reportado la existencia de variación sobre la riqueza y abundancia del banco de semillas a lo largo del año (Fornara y Dalling, 2004; Martins y Engel, 2007; Du et al, 2009).

Los resultados obtenidos coinciden con lo reportado, ya que la variación temporal muestra un aumento en la riqueza de especies durante los meses correspondientes a la temporada seca en comparación con las lluvias; el mayor incremento se presentó en mayo para todos los sitios y disminuye en septiembre. Diversos autores (Lamprecht, 1990; Schilz *et al.*, 1999) mencionan que la riqueza de especies aumenta a medida que avanza la sucesión, que sitios conservados presenta mayor riqueza por lo que asumen, que la probabilidad de que existan más especies representadas por varias familias almacenadas en el suelo, sea mayor. Sin embargo, nuestros resultados no coinciden con esta idea, y eso se vio reflejado en el mes de enero donde la riqueza de especies es mayor en sitios perturbados que en los conservados (**Figura 7**). Este patrón podría deberse a los altos grados de producción y dispersión de semillas durante la época seca (Maza-Villalobos *et al.*, 2010) mientras que en la época lluviosa ocurre una reducción en la abundancia de semillas la cual podría explicarse por la pérdida de semillas por germinación, depredación, infección, u otros factores que se dan con las altas temperaturas y la humedad característicos de la época lluviosa (Dalling *et al.*, 1998; Daws *et al.*, 2005).

Cambios en la cobertura vegetal, originan variaciones en la calidad de luz, modificando la temperatura, humedad y riqueza de nutrientes en el suelo (Denslow, 1980;

Brokaw, 1985; Denslow, 1987). Estas variaciones afectan la regeneración de las especies vegetales, debido a que existen especies tolerantes a la sombra, que solo se regeneran bajo el dosel y las especies intolerantes, que requieren de condiciones físicas que se crean en los claros (Whitmore, 1989).

Las especies de la comunidad presentan diferentes formas de crecimiento dependiendo los requerimientos propios de las especies, que van a formar parte del banco de semillas. Las principales formas de crecimiento que se tomaron en cuenta para este estudio fueron: herbáceas (**Hb**), arbustivas (**Ar**) y arbóreas (**A**); la forma de crecimiento que predominó en las plántulas del banco de semillas fue **Hb** con 68 de 95 especies registradas (equivalente al 72% del total), seguido de **Ar** representada por el 15 especies (16%) y por último **A** con 6 especies (6%; **Figura 8a**), siendo la forma **Hb** la que predomina en todos los sitios de muestreo (**Figura 8b; ANEXO I**). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Miller (1998), Martins y Engel (2007) y Martínez-Orea y colaboradores (20013), reportando el mismo patrón en las formas de vida en los estudios realizados en bosques tropicales contrastando con los estudios realizados por Fornara y Dalling (2004) y Cardona-Cardozo y Vargas-Ríos (2004) los cuales encontraron un mayor porcentaje de árboles y arbustos y menor densidad de enredaderas y herbáceas.

Gargwood (1989) menciona que los sitios conservados (bosque maduro), presentan bancos de semillas pequeños debido a que la cobertura vegetal es muy densa y solo las especies tolerantes a la sombra pueden establecerse ahí; sin embargo, estas especies no permanecen por mucho tiempo formando parte del banco debido a que presentan poca viabilidad y no presentan latencia (Thompson *et al.*, 1993). Es por eso que algunas herbáceas cumplen un papel importante en la regeneración de los bosques, sobre todo las especies pioneras, ya que son muy importantes en la regeneración de natural de los bosques, pues inician el proceso de sucesión secundaria. Estas especies pioneras presentan características de crecimiento y germinación que les permiten establecerse en ambientes de alta iluminación, baja disponibilidad de agua y altas fluctuaciones de temperatura, pudiendo así invadir zonas descubiertas y preparando las condiciones ambientales para la futura colonización de ecosistemas forestales maduros (Sánchez, 2000).



Se registraron seis especies de tipo arbóreo, las cuales fueron *Cordia* sp, *Bauhinia* sp, *Acacia* sp, *Acacia* sp1, *Ficus* sp y *Brosimum* sp; la mayoría son especies con semillas ortodoxas y heliófitas efímeras, excepto *Brosimum* sp. Estas especies son intolerantes a la sombra y tienen una vida corta, son características de ambientes ruderales, como orillas de carreteras, en potreros y en la vegetación secundaria derivada de bosques tropicales (Grime, 2001). Por otro lado, *Brosimum* sp presentó un patrón típico de especie tolerante a la sombra, además suele soportar niveles medios de insolación, se caracteriza por regenerar sitios perturbados, es una especie de lento crecimiento pero que se adapta bien a aéreas perturbadas debido a su gran capacidad para competir con malezas, el tipo de semillas que presenta es recalcitrante (Martínez 1979; Rzedowski y Calderón, 1997; Rzedowski y Rzedowski, 2001).

La baja representatividad de especies arbóreas puede deberse a que la mayoría de sus semillas presentan una vida relativamente corta (Marquis, 1975), además de encontrarse sujetas a altos grados de depredación por mamíferos pequeños y otros vertebrados (Silvertown, 1980). Hopkins y Graham (1983) reportan que la mayoría de las especies arbóreas de los bosques tropicales no presentan latencia y germinan rápido para evitar la depredación, por otro lado estos resultados pueden deberse a una posible baja producción de semillas durante el año del muestreo (Miller, 1998).

En cuanto a la acumulación de especies no fue posible registrar el 100% de las especies estimadas, por lo que se recomienda aumentar el esfuerzo de muestreo en estudios posteriores, pero también es importante considerar que los requerimientos germinativos de temperatura y luz de las especies, son diferentes en campo y en invernadero (Baskin y Baskin, 1998) por lo que existe la posibilidad de que algunas semillas que se encontraran presentes no pudieran haberse expresado como plántulas, además de que algunas otras se hayan perdido por infección, que algunas semillas no fueran viables o que no se expresaron germinando por tener una latencia secundaria (Baskin y Baskin, 1998).

Así mismo se realizó la estandarización de las muestras mediante el análisis de rarefacción, que nos permite realiza comparaciones entre la riqueza y el tamaño de la muestra, suponiendo que todas las muestras fueran reducidas al menor tamaño (**Sc2**). Los resultados muestran que los sitios restantes podrían tener mayor riqueza con menor

esfuerzo empleado, aumentando el número de individuos conforme aumenta el esfuerzo; esto nos indica que si tenemos mayor número de individuos, no necesariamente existirá mayor riqueza. Lo anterior puede deberse a que los sitios son tan variados en cuanto a los requerimientos específicos de las especies y de las condiciones del sitio (**Figura 10 a, b, c**).

El número de individuos que germinaron en las muestras del banco, vario entre sitios de muestreo, siendo el **Sp** quien presento mayor número en comparación con los otros sitios (**Figura 11**). Esto se debe principalmente a que especies como *Chamaecrista* sp, *Arthraxon* sp, *Sp1* (Nyctaginaceae), *sp2* (Malvaceae), *Euphorbia* sp, fueron las más abundantes; estas especies comparten ciertas características: son característicos de hábitats secos bajo condiciones adversas, suelen considerarse arvenses y ruderales, además de tener semillas pequeñas, dispersadas por viento y que presentan prolongados períodos de latencia (Rzedowski y Calderón, 1997; Pérez-Alvarado *et al.*, 2000; Rzedowski y Rzedowski, 2001; Dávila, 2009),

La anemocoria parece ser el síndrome de dispersión primitivo entre las angiospermas (Murren y Ellison, 1998) y se reconoce como un modo común de dispersión de muchas familias (Andersen, 1992) siendo muy importante en plantas herbáceas (López y Ramírez, 1998; Schippers y Jongejans, 2005; **Figura 12**); al existir mayor riqueza y abundancias de herbáceas en los sitios, la variación temporal reflejara un aumento en la época seca a diferencia de la lluviosa (**Figura 13**).

Andersen (1992) sugiere que las características adaptativas de la morfología de las semillas son el resultado de la selección, por la dispersión de semillas o por la supervivencia de las plántulas. Dado que las estrategias de dispersión afectan la adecuación de los individuos, la morfología de la semilla o la altura de la planta pueden estar sometidos a presiones selectivas ya que existe una competencia entre las especies respecto al tamaño y el número de semillas producidas (Levin *et al.*, 2003; Turnbull *et al.*, 1999; Willson y Traveset, 2000; Levin *et al.*, 2003).

Una diferente capacidad de dispersión afectará a la estructura de la comunidad a nivel local, poniendo de manifiesto distintas estrategias desarrolladas por diferentes taxones. Por ejemplo, en seis generaciones, se pueden encontrar efectos medibles de selección para

reducir la capacidad dispersiva en pequeñas poblaciones aisladas. Estos efectos consisten en cambios en rasgos de las semillas que determinan la velocidad terminal (Soons y Heil, 2002; Cody y Overton, 1996). Las plantas están sujetas a fuertes presiones selectivas para invadir microhábitats adecuados y tal selección puede estar dirigida a una variación en las distancias de dispersión que se traduce en una variación en las características de las semillas (Murren y Ellison, 1998).

La estructura y composición de la comunidad del banco se obtuvo a partir de los índice de diversidad de Simpson y Shannon-Wiener; estos resultados dependerán del número de especies y sus abundancias presentes en cada uno de los sitios de muestreo; las especies presentes en los sitios **Sc2** y **Smp** presentaron mayor dominancia de pocas especies, principalmente especies arbustivas y herbáceas que presentan una enorme capacidad de adaptación (Watson y Dallwitz, 1992).

Diversos autores (Martínez *et al.*, 2009; Thomson *et al.*, 2010; Morris *et al.*, 2011) ponen de manifiesto la necesidad de obtener información básica sobre la dispersión en relación con la disponibilidad de agentes dispersores, el tamaño de la diáspora y los limitantes ecológicos como medio para entender las distribuciones geográficas de las especies, y sus requerimientos para que puedan regenerar sitios perturbados.

---

---

## 6.10. CONCLUSIONES

---

---

- El banco de semillas presentó una gran riqueza y abundancia en general, siendo los sitios **Sc1** y **Sp** el que presentó una mayor riqueza y abundancia.
- La forma de vida que predominó fue la herbácea y en muy poco porcentaje se presentaron las especies leñosas (arbustiva y arbórea).
- La época seca presentó mayor riqueza y abundancia al compararla con la época lluviosa.
- Las especies más abundantes fueron *Chamaecrista* sp, *Arthraxon* sp, la Sp 1 de la familia Nyctaginaceae, la Sp2 de la familia Malvaceae y *Euphorbia* sp.
- Las especies de tipo arbóreo registradas fueron seis: *Cordia* sp, *Bahunia* sp, *ficus* sp, *Acacia* sp, *Acacia* sp.1 y *Brosimum* sp, son muy características por su presencia en bosques secundarios.
- El esfuerzo de muestreo realizado permitió obtener aproximadamente el 65% de las especies esperadas, por lo que es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo en próximos estudios similares.
- En cuanto al índice de Simpson, este sugiere que los sitios con mayor dominancia fueron **Sc2** y **Sp** con valores iguales.
- Para Shannon-Wiener el sitio **Smp** es el más diverso y equitativo.
- El índice de Sørensen mostró que en cuanto a la composición el **Sc1** y **Sp** presentaron la mayor similitud al compartir el 58%, mientras que al evaluar la estructura los sitios **Sc1** y **Smp** presentaron la mayor similitud, es decir que compartieron especies y estas presentaron abundancias similares.

---

---

### 6.11. LITERATURA CITADA

---

---

Begon, M.; Harper, H. y Townsend, C. 1995. *Ecología de Individuos, Poblaciones y Comunidades*. Parte II y IV. Ed. Omega. España. pp 201-506; 599-823.

Bustamante, R. y A. A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo XI*: 58-63.

Clements, F. E. 1904. The development and structure of vegetation. Botanical survey of Nebraska 7. Botanical Seminar, University of Nebraska, Lincoln, Nebraska, USA

Clements, F. E., 1916. Plant succession. Carnegie Institute Washington Publication 242. Washington D. C.

Cowell, R. K. 2006. *EstimateS*: Statistical estimation of species richness and shared species from simple. Version 8. Persistent URL <[purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates)>.

Díaz-Delgado, R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. *Ecosistemas*.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2003. *Situación de los Bosques del Mundo*. Parte I Situación y Acontecimientos Recientes en el Sector Forestal.

Feeley, K. J., T. W. Gillespie, D.J. Lebbin y H.S. Walter. 2007. Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness ranking of birds in tropical.

Freedman, B. 1995. *Environmental Ecology. The Ecology effects of Pollution, Disturbance, and other Stresses*. Second edition, Academic Press. San Diego, California, EE.UU.

Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84pp.

Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: Bullock S.H., Mooney H.A. y Medina E. (Eds), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Pp. 148-194. Cambridge University Press, Cambridge.

González-Megías, A., J.M. Gómez y F. Sánchez-Piñero. 2007. Diversity-habitat heterogeneity relationship at different spatial and temporal scales. *Ecography*. 30: 31-41.

Holl K. D. y E. Quiros-Nietzen 1999. Efectos de la herbivoría por conejos en la reforestación de pastizales abandonados en el sur de Costa Rica. *Biological Conservation* 87:391-395.

Huante, P, E. Rincon y I. Acosta; 1995: Nutrient Availability and growth Rate of 34 Woody Species from a Tropical Deciduous Forest in Mexico; *Functional Ecology*, Vol. 9, No. 6, pp. 849-858

Janzen D. H. 1988. Tropical dry forest: The most endangered major tropical ecosystem. Pp: 130-137. En: Wilson, E. O. Biodiversity. National Academy Press, Washington D. C.

Janzen D. H. y C. Vázquez-Yañes. 1990. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wildlands. Pp: 137-157. En: Bawa, K. S. y M. Handley (eds). Reproductive ecology of tropical forest plant. Man And Biosphere Series.Vol.7.UNESCO.Canforth. UK.

Lamas, G.; R. K. Robbins y D. J. Harvey.1991.A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness. *Publ. Mus. Hist. nat. UNMSM (A)*, **40**: 1-19.

Lehman, C. L. y D. Tilman. 2000. Biodiversity, stability and productivity in competitive communities. *The American Naturalist*, 156:534-532.

Leiva J. A., O. Rocha, R. Mata y M. V. Gutiérrez Soto. Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. II. La vegetación en relación con el suelo. *Revista de Biología tropical* 57:817-836.

Leiva, J. A; R. Mata; O. J. Rocha, y M. V. S. Gutierrez. 2009. Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica: I. Características edáficas. *Biología Tropical*. Vol. 57.3: 801-815.

Maas J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest pasture and agriculture. Pp 399-422. En: Bullock, S. H., H. A. Mooney y E. Medina. Seasonally dry tropical forest. Cambridge University Press. Cambridge.

Magurran, A.1988. Ecological diversity and its measurement. Croomy Helm Londres, RU. 179 pp.

Martínez R. E. 1996. La restauración Ecológica. Ciencias. Facultad de Ciencias. México. 43:56-61.

Martínez-Ramos, M. y E. Alvarez-Buylla.1995.Seed dispersal and patch dynamics: a demographic approach. *Ecoscience* 2: 223-229.

Miles, L., Newton A. C., DeFries R. S., Ravilious C., May I., Blyth S., Kapos V. y Gordon J. E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*. 33: 491–505.

Murcia C. 1996.Forest fragmentation and the pollination of Neotropical plants. Pp: 19-36. En: Schelhas, J. y R. Grenberg (eds.). *Forest Parches in Tropical Landscape*. Island Press. Washington.

Murphy P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67-88.

Nason J. D., P. R. Aldrich y J. L. Hamrick. 1997. Dispersal and dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. Pp. 304-320. In: Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard Jr. *Tropical Forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago press. Chicago.

Noguera F. A., Vega-Rivera J. H., Garcia-Aldrete A. N. y M. Quesada-Avendaño. 2002. *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM. México. p. xv-xx

Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 2005. *Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies*. 3a edición. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F., México. 523 pp.

Pickett, S. T. A. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. *American Naturalist* **110**:107–119.

Pineda G. f., Arredondo L. A. e Ibarra G. M., 2007. Riqueza y diversidad de especies leñosas del bosque Tropical Caducifolio “El Tarimo”, cuenca del Balsas, Guerrero. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. (78): 129-139.

Polikarpov, N. P., N. M. Tchebakova, and D. I. Nazimova. 2009. Climate and mountain forests of southern Siberia. *Unasylyva Novosibirsk, Federación de Rusia, Nauka* **60**:231-232.

Quesada M., K.E. Stoner, J.A. Lobo, Y. Herrerías-Diego, C. Palacios-Guevara, M.A. Murguía-Rosas y K. A. O.-Salazar. 2004. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat pollinated Bombacaceous trees. *Biotropica* 36: 131-138.

Quesada M., yStoner, K. E. 2004. Threats to the conservation of the tropical dry forest in Costa Rica. *Biodiversity Conservation in Costa Rica: Learning the Lessons in a Seasonal Dry Forest* (eds Frankie, G. W., Mata, A. y Vinson, S. B.), pp 266-280. University of California Press, Berkeley, California.

Ruiz L. J. y M.C. Fandiño. 2009. Estado del bosque seco tropical e importancia relativa de su flora leñosa, islas de la vieja Providencia y Santa Catalina, Colombia, Caribe suroccidental. En *Revista Académica Colombiana de Ciencias*. Vol. 33 (126): 5-15, ISSN 0370-3908.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F.432 pp.

Rzedowski, J. 1992. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Ciencias. Acta Botánica Mexicana*. 6: 46-56.

Schulze, E-D., E. Beck y K. Müller-Hohenstein.2002.*Plant Ecology*. Springer-Verlag, Berlin, Alemania. 702 pp.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2005. Indicadores básicos del desempeño ambiental de México: 2005. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México. 337 pp.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2003. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales 2002. México

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2003. Anuario Estadístico de Producción Forestal 2002. México.

Soberón, J. y J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conserv. Biol.*, **7**: 480-488.



Trejo I. y R. Dirzo. R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.

Uhl C. R., Buschbacher y R. Serrao. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681

Veldman J W., y F. E. Putz, 2010. Long-distance Dispersal of Invasive Grasses by Logging Vehicles in a Tropical Dry Forest. *Biotropica*: 697-703.

Yepes, P. A., I. J. Del Valle, L. S. Jaramillo, and A. S. Orrego. 2010. Recuperación estructural en bosques sucesionales andinos de Porce (Antioquia, Colombia). *Revista de Biología Tropical* **58**:427-445.

Zimmerman J. k., J. B., Pascarella T. M., Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*. 8:350-360.

---

---

**7. CAPÍTULO II. DETERMINACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA  
COMUNIDAD DE PLÁNTULAS QUE COMPONEN LA LLUVIA DE SEMILLAS EN  
SITIOS CON DIFERENTE GRADO DE CONSERVACIÓN.**

---

---

---

---

## 7.1. RESUMEN

---

---

La perturbación del hábitat es un problema que amenaza al Bosque Tropical Seco (BTS), principalmente debido al cambio de uso de suelo. Los estudios dirigidos a entender el proceso de regeneración natural y el establecimiento de plántulas de los BTS, son sumamente importantes para la restauración y el manejo de ecosistemas. La lluvia de semillas es de gran importancia para la regeneración natural de estos sitios perturbados. La lluvia de semillas es una fuente importante en la regeneración natural, ya que depende de vectores bióticos y abióticos; lo cual es importante debido a que surte de semillas al banco. Sin embargo el conocimiento sobre el tema es limitado en los trópicos. El objetivo del presente estudio fue determinar la estructura y la composición de especies de la lluvia de semillas en sitios con distinto nivel de perturbación; sitios conservados (**Sc1** y **Sc2**), sitio perturbado (**Sp**) y sitio muy perturbado (**Smp**). El estudio se realizó en dos localidades (la Bonetera y el Habilidad) del municipio de Lázaro Cárdenas, Mich. Se realizaron 35 transectos de 50x2m en cada uno de los sitios (diez para **Sc1**, **Sp** y **Smp**, cinco para **Sc2**); en cada transecto se colocaron trampas para lluvia de semillas (maya mosquitero de 1m<sup>2</sup>); se colectaron cinco muestras por transecto durante ocho meses. Durante el año de muestreo, se colectaron 1400 muestras de lluvia en total que fueron transportadas al invernadero y colocadas en macetas, se regaron cada tercer día por tres meses, bajo condiciones óptimas para inducir la germinación. Germinaron 5821 plántulas pertenecientes a 34 familias, 102 géneros y 151, las familias mayormente representadas fueron Leguminosae, Poaceae, Malvaceae y Solanaceae, tanto en riqueza como en abundancia; la forma de vida predominante fue la herbácea. Por sitio de muestreo, la riqueza fue mayor durante la temporada seca en los sitios **Sc1** y **Sp**, mientras que la abundancia fue mayor en los sitios **Smp** y **Sp**. En cuanto a los índices de diversidad, el sitio **Sp** fue quien presentó mayor dominancia, pero la mayor riqueza se presentó en el sitio **Sc1**. Los sitios **Sc1** y **Sc2** son similares en composición pero no en estructura, en este caso fueron los sitios **Sc1** y **Sp** con mayor similitud.

**Palabras clave:** bosque tropical seco, lluvia de semillas, regeneración, perturbación.

---

---

## 7.2. ABSTRAC

---

---

Habitat disturbance is a threat to the Tropical Dry Forest (BTS), mainly due to changes in land use. Studies aimed at understanding the process of natural regeneration and seedling establishment of BTS, are extremely important for the restoration and ecosystem management. Seed rain is of great importance for natural regeneration of disturbed sites. Seed rain is an important source on natural regeneration, since it depends on biotic and abiotic vectors; which is important because that supplies seed to the bank. However the knowledge on the subject is limited in the tropics. The aim of this study was to determine the structure and species composition of seed rain in places with different levels of disturbance; conserved sites (Sc1 and Sc2), disturbed site (Sp) and very disturbed site (Smp). The study was conducted at two locations (Bonetera and Habillo) in Lázaro Cárdenas, Mich. A total of 35 transects sized 50x2m (ten for Sc1, Sp and Smp five to Sc2) were performed; in each transect, we placed seed rain traps (maya fly 1m<sup>2</sup>); five samples per transect were collected for eight months. During sampling, 1400 rain samples were collected and transported to the greenhouse and placed in pots, they were watered every other day for three months under optimal conditions to induce germination. 5821 seedlings germinated, belonging to 34 families, 102 genera and 151 families mostly represented were Leguminosae, Poaceae, Malvaceae and Solanaceae both wealth and abundance; the dominant life form was the herb. The richness was higher during the dry season in Sc1 and Sp sites, while abundance was higher at sites Smp and Sp. As for the diversity indices, the Sp site was who had higher dominance, but the greatest wealth was made in the Sc1 site. Sc1 and Sc2 the sites are similar in composition but not in structure, in this case Sc1 and Sp were most similar sites.

**Keywords:** tropical dry forest, seed rain, regeneration, disturbance.

---

---

### 7.3. INTRODUCCIÓN

---

---

El Bosque Tropical Seco (BTS) es considerado un ecosistema de gran importancia ya que alberga una gran cantidad de endemismos y una alta diversidad biológica producto de la marcada estacionalidad (Trejo y Dirzo, 2000; Quesada *et al.*, 2004; Herrerías-Diego, 2006); presenta una temporada seca y una lluviosa bien marcada. La estacionalidad juega un papel muy importante en la distribución de los organismos debido a que se encuentran limitados por la disponibilidad de agua ejerciendo una presión selectiva en las especies, que se ven en la necesidad de desarrollar estrategias adaptativas para poder mantenerse (Sagastegui *et al.*, 1999; Quesada *et al.*, 2004).

En las últimas décadas se ha perdido cerca del 60% de la vegetación original que presentaba el BTS en todo el mundo (Trejo y Dirzo, 2000; Pineda *et al.*, 2007). En la actualidad, alrededor de un 19% de la cobertura original se encuentra presente en zonas con grandes pendientes como cañadas y barrancas, el resto ha sido invadido por pastizales y cultivos (Janzen, 1988; Trejo y Dirzo, 2000; Herrerías-Diego, 2006; Quesada, 2010). En América Latina, el BTS es considerado un ecosistema de mayor extensión, sin embargo en cuestión de décadas han ocurrido cambios ocasionados por la deforestación y cambio de uso de suelo derivado de actividades como la agricultura y la ganadería que han puesto en peligro las grandes extensiones de bosque (Janzen, 1988; Ceballos, 1992; Ceballos y García, 1997). Adicionalmente, en la mayoría de los países con clima seco las comunidades vegetales se han visto fuertemente amenazadas, debido a que la extracción de madera (utilizada como combustible) se hace de manera ilegal tanto en ciudades como en zonas rurales, lo cual ejerce una gran presión sobre los ecosistemas forestales ya que disminuyen las formaciones vegetales existentes conduciéndolas a la desaparición (Lali-Roca y Jordi-Millares, 2002).

Cuando ocurre una perturbación, las áreas vegetales que han sido dañadas, suelen ser abandonadas, después de esto, se desarrollarán procesos de sucesión, los cuales propiciarán el establecimiento de una nueva comunidad vegetal que iniciara con el establecimiento de especies pioneras, seguido de especies de lento crecimiento (Finegan, 1992; Yepes *et al.*, 2010). Sin embargo, después de varias etapas de la sucesión, la vegetación será diferente a la

original antes de la perturbación en cuanto a estructura y composición, pero será reemplazada por una comunidad vegetal con un funcionamiento similar a la comunidad original (Delgado, 2003; Bedoya-Patiño et al, 2010).

Las comunidades vegetales (conjunto de especies que habitan una localidad, es decir se encuentran compartiendo tiempo y espacio) presentan constantes perturbaciones, las cuales alteran su estructura, composición y función, modificando la diversidad biológica y poniendo en riesgo la estabilidad de las mismas (Kent y Coker, 1992; Bustamante y Gutiérrez, 1995; Freedman, 1995).

El proceso de sucesión vegetal en el BTS ha sido poco estudiado en comparación con los bosques templados y los tropicales lluviosos (Leiva et al, 2009). Debido al escaso conocimiento sobre la dinámica de la vegetación de los BTS y la constante pérdida de su cobertura, resulta sumamente importante estudiar aspectos básicos como la formación, riqueza, estructura y dinámica del bosque, pues esto permitirá comprender procesos de sucesión vegetal, así como de regeneración natural.

Las comunidades vegetales (conjunto de especies que habitan una localidad, es decir se encuentran compartiendo tiempo y espacio) presentan constantes perturbaciones, las cuales alteran su estructura, composición y función, modificando la diversidad biológica y poniendo en riesgo la estabilidad de las mismas (Kent y Coker, 1992; Bustamante y Grez, 1995; Freedman, 1995).

Independiente de la causa que origina la pérdida de la vegetación, el proceso de regeneración natural suele encontrarse con una serie de barreras (falta de fuentes de propágulos, carencia de nutrientes, compactación del suelo, pérdida de micro hábitats, etc.), que dependerán en gran medida de la intensidad y frecuencia de la perturbación (Plana Bach, 2000). Para promover la regeneración de un sitio que ha sufrido alguna perturbación, es necesaria la entrada de propágulos, principalmente a través de la lluvia de semillas, así como la formación de un banco de semillas en el suelo (Young et al, 1987).

La lluvia de semillas se entiende como el flujo de semillas desde la planta progenitora a algún sitio en particular, por medio de agentes de dispersión ya sean bióticos o abióticos, siendo la fuente principal de propágulos para formar el banco de semillas en el suelo

(Martinez-Orea *et al.*, 2013), además de ser un elemento importante para la regeneración, principalmente en áreas que han sido sometidas a constantes perturbaciones (Aide *et al.*, 1995; Cubiña y Aide, 2001). La baja frecuencia o ausencia de propagulos pueden limitar la colonización y reclutamiento de nuevos individuos, al considerarse como la fuente de especies colonizadoras durante el proceso de sucesión en el que se encuentran los sitios que han sido perturbados (Aide y Cavelier, 1994; Aide *et al.*, 1995; Holl, 1999; Cubiña y Aide, 2001; Turnbull *et al.*, 2000; Foster y Dickson, 2004). Entre los factores que controlan la entrada de semillas en un sitio se encuentran la distribución y abundancia de los adultos, producción de semillas y las distancias de dispersión que varía entre especies.

La dispersión de semillas se define como la partida de semillas lejos de la planta parental (Howe y Smallwood 1982), es la etapa dentro del ciclo de vida de las plantas que vincula la producción de semillas después de la reproducción, con los procesos demográficos que tienen que ver con el establecimiento de nuevos individuos en una población determinada (Harper, 1977); facilita el escape de las semillas a los depredadores y disminuye la competencia en áreas cercanas a la planta parental (Howe y Smallwood 1982; Tiffney, 1986). También determina la distribución espacial de propágulos dentro de poblaciones de árboles tropicales (Bedoya, 2008, Estrada *et al.*, 2007; Nanson *et al.*, 1997).

En las plantas existen múltiples formas y adaptaciones morfológicas para lograr una dispersión exitosa, principalmente para escapar de los depredadores, colonizar sitios favorables para la germinación y establecimiento de plántulas (Janzen, 1970; Howe y Smallwood, 1982); dichas adaptaciones van desde la producción masiva de semillas, el tamaño hasta semillas dotadas de estructuras específicas para facilitar la dispersión (alas, plumas, ganchos entre otras; Janzen 1970; Augspurger y Franson, 1988; Dalling *et al.*, 1998).

Este proceso se lleva a cabo por medio de vectores tanto bióticos como abióticos, donde las semillas de las diferentes especies que componen la comunidad, presentan características específicas dependiendo el tipo de dispersión que presentan (Penhalver y Matovani, 1977; Medellín y Gaona 1999). Existen varios tipos de dispersión, siendo la anemocoria y zoocoria las más importantes en los BTs (Whitmore, 1983; Poorter y Bongers, 1993; Medellín y Gaona 1999; Plana Bach, 2000).

Diversos estudios sobre la dispersión de semillas por viento (anemocoria) mencionan que en este tipo de dispersión, el viento juega un papel importante para especies con semillas que presentan estructuras morfológicas que les faciliten el traslado a sitios alejados de la planta progenitora, incluso, Willson (1993) menciona que las semillas dispersadas por viento recorren mayores distancias que las dispersadas por vertebrados (Dalling *et al.*, 1998; Willson, 1993; Jordano y Schupp, 2001) y Poorter y Bongers (1993) mencionan que estas especies son propias de bosques estacionales, liberando las semillas al final de la época seca.

La dispersión por animales (zoocoria) a su vez se divide en dos formas de dispersión: ectozoocoria, en la cual las semillas se adhieren a la superficie del animal y endozoocoria en esta las semillas son ingeridas por el animal, las cuales son posteriormente defecadas (Herrera 2002). Los mecanismos de dispersión de semillas disminuyen la competencia y la presencia de depredadores asociados al árbol madre (Howe y Miriti, 2004; Wilson y Traveset, 2000; Howe y Smallwood, 1982)

Para la dispersión de semillas las plantas han generado estrategias adaptativas a nivel nutricional y morfológico que se denomina síndrome de dispersión el cual determina el tipo de dispersión que se lleve a cabo (Howe y Smallwood 1982), para la zoocoria las plantas producen frutos carnosos, olorosos con cargas nutricionales diferentes, además su morfología depende del tipo de dispersor (Ortiz *et al.*, 2000). Los animales son los más efectivos agentes dispersores, debido a factores en su comportamiento como patrones de forrajeo, presencia del recurso y estacionalidad (Jansen 1988), juegan un papel fundamental en las dinámicas de regeneración natural del bosque; las aves y murciélagos en particular, son considerados los mejores agentes dispersores en términos de cantidad de semillas dispersadas y distancia de dispersión (Arteaga *et al.* 2006).

Estudios relacionados con la dispersión de semillas por animales mencionan que este tipo de dispersión es efectiva para muchas especies, pero que pueden estar limitadas por la carencia o ineficiencia de los dispersores (Holl, 1999; Zimmerman *et al.*, 2000), además de la distancia entre los nuevos sitios a colonizar afectando la entrada de propagulos.

Por todo lo anterior, es importante realizar estudios que resalten la importancia de la lluvia de semillas en sitios perturbados y como se lleva a cabo la regeneración natural por



medio de la recolonización de nuevos individuos. Por lo tanto este capítulo tratará de generar información que ayude a explicar como se lleva a cabo este proceso en el BTs.

---

---

#### 7.4. OBJETIVOS

---

---

##### General

**Evaluar la diversidad de la comunidad de plántulas que componen la lluvia de semillas en sitios con diferente grado de conservación.**

##### Particulares

- ✓ Determinar la composición florística de la comunidad de plántulas que componen la lluvia de semillas en sitios con diferente nivel de perturbación.
  
- ✓ Evaluar los atributos de la comunidad (abundancia, diversidad, composición y estructura) de plántulas que componen la lluvia de semillas.

---

---

#### 7.5. HIPÓTESIS

---

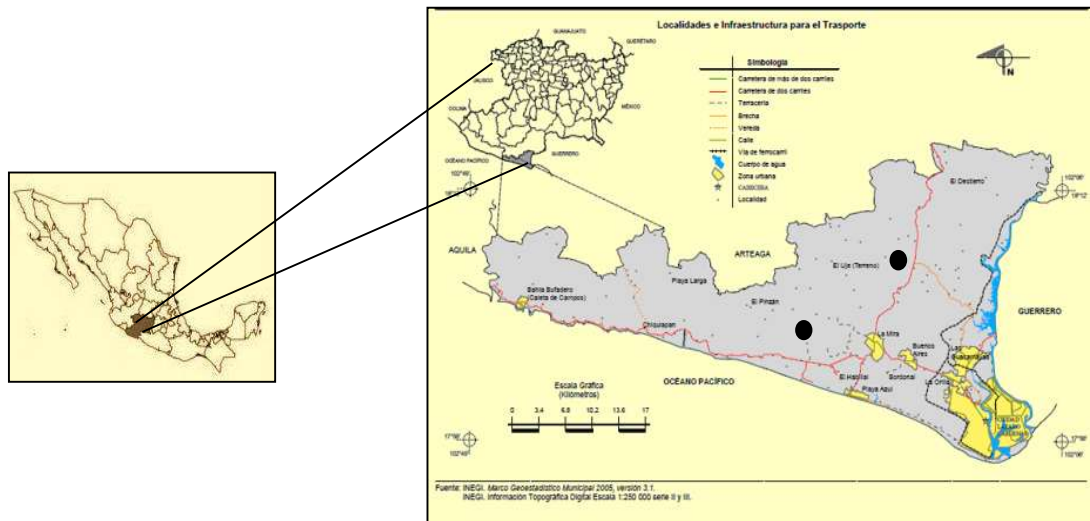
---

Si las semillas necesitan vectores bióticos como aves y mamíferos o abióticos como el viento o el agua para dispersarse, esto les ayuda a que puedan recolonizar nuevas áreas. Se espera que la lluvia de semillas sea un elemento importante en la dinámica de la regeneración del bosque ya que permite que haya un recambio en sitios perturbados y esto va a depender de la distancia de estos sitios en relación a la fuente de propágulos.

## 7.6. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en dos predios privados del municipio de Lázaro Cárdenas, Michoacán (La Bonetera y El Habillo) que presentan diferente grado de perturbación, tomando en cuenta el tipo de manejo de los recursos naturales. El tipo de vegetación presente en ambos sitios es el BTs, caracterizado por tener un patrón de lluvias marcadamente estacional (más de cuatro meses secos), donde la mayoría de los arboles presentes, pierden sus hojas en la temporada seca y las renuevan durante la temporada de lluvias.

Presenta un clima tropical con lluvias en verano, donde la precipitación media anual es de 1276.8 milímetros y la temperatura media anual es de 27.8 °C. Los sitios se encuentran entre los 100 y los 500 msnm; el relieve es muy accidentado, desde pequeñas planicies y lomeríos hasta grandes laderas con pendientes muy pronunciadas, ocasionando un sinfín de microclimas en el área de estudio.



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio dentro del municipio de Lázaro Cárdenas. Modificado del INEGI, Marco Geoestadístico Municipal 2005.

---

---

## 7.7. MÉTODOS

---

---

### 7.7.1. Selección de los sitios de muestreo

Se realizaron recorridos exploratorios tanto en el rancho “La Bonetera” como en el rancho “El Habilidad” con la finalidad de seleccionar los sitios de acuerdo con patrones de selección como: el tipo de vegetación, la historia de uso del suelo y el grado de conservación. Tomando en cuenta los patrones de selección, en el rancho La Bonetera se seleccionaron tres sitios, los dos primeros fueron considerados conservados (donde el grado de perturbación es mínimo o casi inexistente debido a que se encuentra en pendientes pronunciadas y de difícil acceso); presentaban diferencias en cuanto al tipo de vegetación: el primero pertenece al bosque tropical subcaducifolio (**Sc1**), donde la comunidad vegetal es densa, cuya altura oscila entre los 15 y 45 m y por lo general el estrato superior arbóreo es uniforme; con un fuste bien definido llegando a medir hasta 1m de diámetro; los elementos del estrato superior tienen troncos derechos y esbeltos que no se ramifican en la parte inferior de la planta, y el diámetro de la copa puede ser menor que la altura total del árbol. La mayoría de las especies presentes en este tipo de vegetación mantienen la mayoría de sus hojas en la temporada seca debido a las condiciones que se encuentran en el sitio (mayor humedad, poca incidencia solar, principalmente); sin embargo existen especies en la comunidad que se defolian por periodos muy cortos. El segundo sitio pertenece al bosque tropical caducifolio (**Sc2**) donde la vegetación es densa, con alturas de entre 5 y 15 m y copas convexas o planas que a menudo iguala o supera la altura de la planta. El diámetro de los troncos no sobrepasa los 50 cm y con frecuencia son retorcidos y se ramifican a poca altura y el follaje en su mayoría es de hojas compuestas.

El tercer sitio que seleccionamos se consideró como perturbado (**Sp**): un sitio en proceso de regeneración debido a que anteriormente se había utilizado como zona de pastoreo (15 años de abandono). En este sitio el tipo de vegetación encontramos especies pioneras de rápido crecimiento, hábitos fenológicos variados y altos requerimientos de luz,

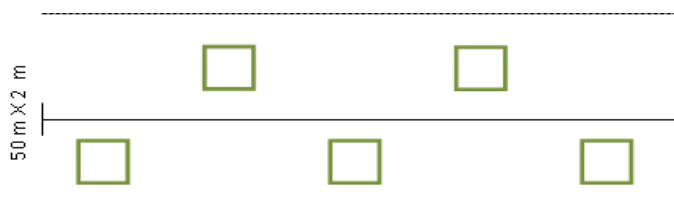
dando origen a especies con tallos de múltiples troncos con alturas variables hasta de 15-25 m.

En el rancho EL Habillo, se seleccionó el cuarto sitio de muestreo considerado como muy perturbado (**Smp**), debido a que en la actualidad se lleva a cabo la rotación de potreros el tipo de vegetación existente son pastizales donde abundan principalmente especies gramíneas. Sin embargo, se pueden encontrar algunos remanentes de bosque conservado, principalmente en laderas y orillas de los ríos así como algunos árboles aislados dentro de los potreros con la finalidad de dar sombra al ganado.

### **7.7.2. Toma de datos.**

Una vez que se realizaron los recorridos exploratorios y se seleccionaron los cuatro sitios de acuerdo al grado de conservación, se hicieron 35 transectos de 50 X 2 m (diez para **Sc1**, **Sp**, **Smp** y cinco para **Sc2**; **Figura 2**). Posteriormente se colocaron 5 trampas con malla de mosquitero de 1 x 1m<sup>2</sup> a los 5, 15, 25, 35, y 45 m sobre los transectos; debido a que la materia orgánica acumulada en las trampas no era la suficiente para permitir la germinación de las semillas, se procedió a coleccionar materia orgánica depositada alrededor de la malla, durante los meses de mayo, junio, agosto, septiembre, noviembre, enero, febrero y abril, tratando de cubrir un año de muestreo.

Las muestras colectadas de la lluvia de semillas fueron trasladadas al invernadero del Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIECo) UNAM, Campus Morelia; donde se colocaron en macetas de plástico. Una vez en el invernadero, las macetas fueron regadas cada tercer día, por tres meses; durante este periodo se tomaron datos de morfología foliar que nos sirvieron para la determinación de plántulas; además se tomaron fotografías una vez por semana para llevar un seguimiento de cómo cambiaban los morfotipos, con la finalidad de observar los cambios morfológicos que presentaban las plántulas y así hacer más certera la identificación.



**Figura 2.** Esquema del transecto de 50m x 2m, donde se seleccionaron las muestras para la lluvia de semillas.

La identificación de las especies a nivel de plántula, se realizó con ayuda de expertos botánicos y con algunas guías de identificación; además de apoyarnos con imágenes de internet. A pesar de la poca información existente para identificar los morfotipos, logramos identificar a nivel de familia el 85%, a nivel de género 77% y a nivel de especie solo el 11% del total de morfotipos registrados para la lluvia de semillas.

### 7.7.3. Análisis de datos.

Una vez que germinaron las semillas presentes en las muestras de la lluvia de semillas se separaron las plántulas por morfotipos; se contó el número de individuos por morfotipo de todas las muestras colectadas y así poder determinar la riqueza (número total de especies que germinaron) y la abundancia (número de individuos por especie) presentes en cada sitio, durante el año de muestreo.

También se realizaron curvas de acumulación de especies utilizando el programa **Estimates S**, versión 8.2.0 (Colwell, 2009), con la finalidad de estimar la diversidad en cada uno de los sitios de muestreo; donde se compara el número de especies observadas con el número de especies esperadas de acuerdo al estimador no paramétrico Chao 2; esto nos permite observar cómo se lleva a cabo el recambio de especies, en relación al esfuerzo de muestreo (Lamas *et al.*, 1991; Soberón y Llorente, 1993; Colwell y Coddington, 1994).

Los índices de diversidad se calcularon con los paquetes estadísticos **BIO-DAP** y **PAST** (Magurran, 1988; Hammer *et al.*, 2001); para determinar diversidad  $\alpha$ , se calculó el Índice de diversidad basado en la dominancia de Simpson (**D**), que manifiesta la probabilidad de que

dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Simpson, 1949; Magurran, 2005).

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S ni(ni-1)}{N(N-1)}$$

Donde **N** es el número total de individuos, **ni** es el número de individuos de una especie **i** y **S** es el número de especies.

El índice de Shannon-Wiener (**H'**) expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, asumiendo que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra; indica que tan homogéneamente se encuentran representadas las especies y su abundancia. El índice adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie y el logaritmo de **S**, cuando todas las especies están representadas en el mismo número de individuos (Magurran, 1988; Moreno, 2011).

$$H' = - \sum_{i=1}^R pi \ln pi$$

Donde **pi** es la proporción del número de individuos de la especie **i** respecto al total (**ni/Nt**). Una vez obtenidos estos valores, se comparó la diversidad expresada por este índice entre los sitios utilizando la prueba de **t** de Studen, modificada por Hutchenson.

$$n(t = H' \frac{2}{SH1} - SH2)$$

Donde **H1** representa el valor del índice de diversidad por sitio y **SH1** representa la varianza en la diversidad del sitio (Hutchenson, 1970).

Para evaluar la diversidad **β** considerada como el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies en los diferentes sitios; se calculó el índice de Sørensen para conocer la equitatividad de los sitios, es decir, relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambos sitios (Magurran, 1988).

$$I_s = \frac{2c}{a+b}$$

Donde **a** es el número de especies presentes en el sitio A; **b** es el número de especies presentes en el sitio B; y **c** el número de especies presentes en ambos sitios A y B; el intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no se comparten especies entre los sitios muestreados y 1 cuando los sitios tienen la misma composición de especies.



---

---

## 7.8. RESULTADOS

---

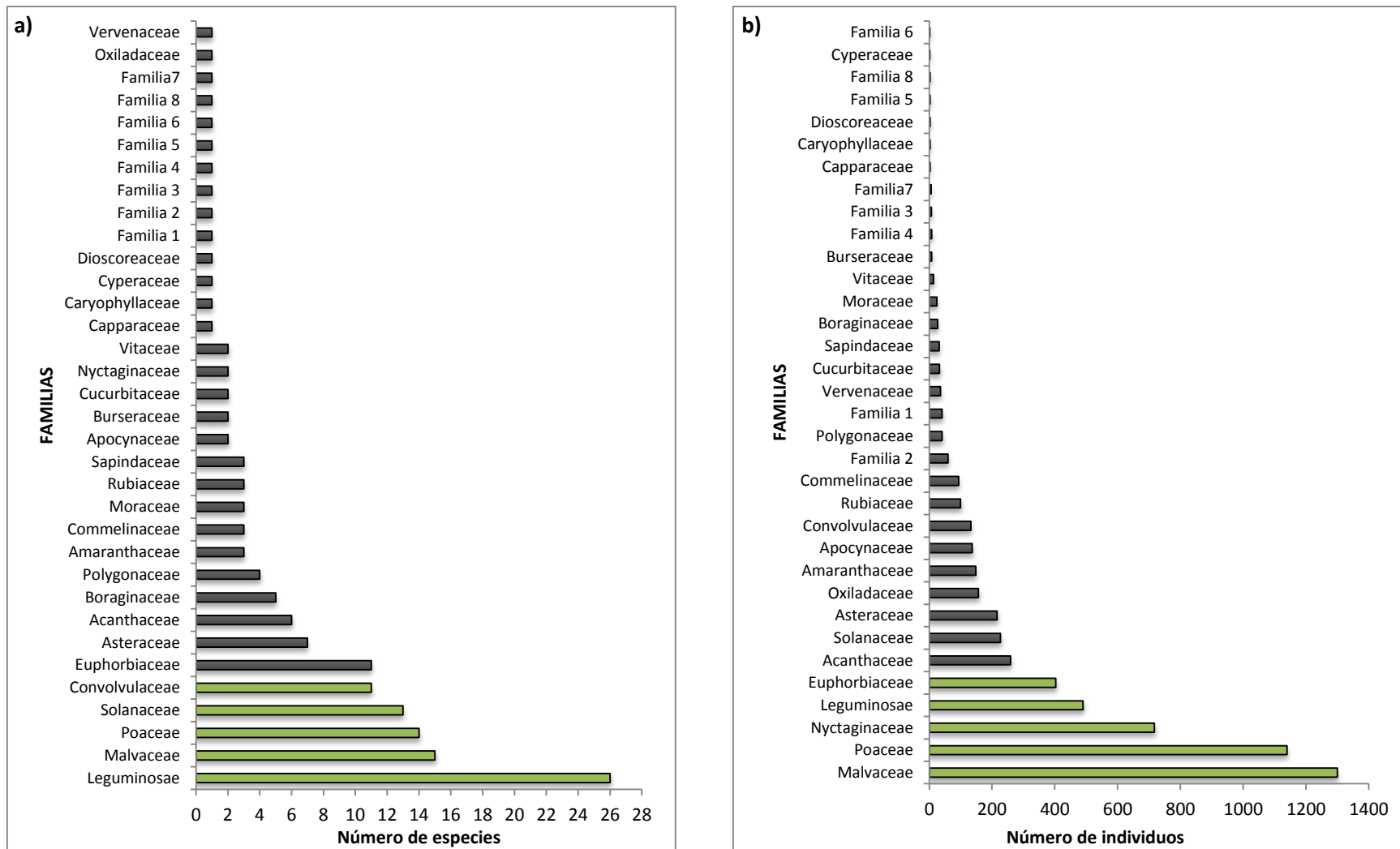
---

El muestreo se llevó a cabo de mayo 2012 a abril 2013; durante este periodo se realizaron ocho salidas al campo correspondiente a los meses de mayo, junio, agosto, septiembre, noviembre, enero, febrero y abril. En cada mes se colectaron 50 muestras para los sitios **Sc1**, **Sp** y **Smp** y 25 muestras para el sitio **Sc2**; en total se colectaron 1400 muestras de la lluvia de semillas de las cuales, germinaron un total de 5821 plántulas. Después de la cosecha destructiva de las plántulas que emergieron durante los meses en el invernadero provenientes de la lluvia de semillas, se procedió a separar cada morfotipo para su posterior determinación.

### 7.8.1. Composición florística

#### 7.8.1.1. Número de especies e individuos por familia

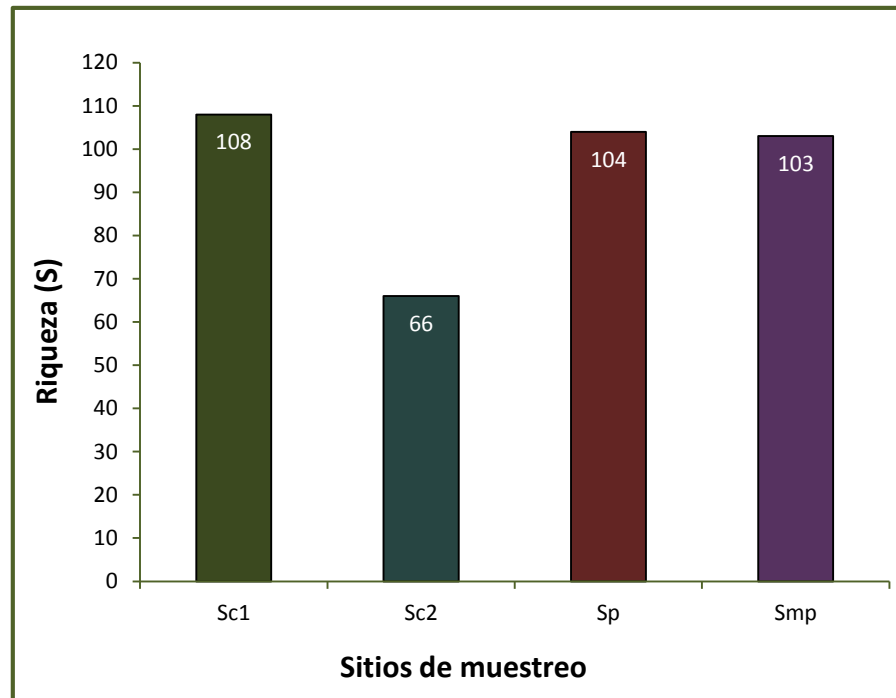
De manera general, se registraron 151 morfotipos, de los cuales ocho morfotipos no se pudieron determinar y quedaron como familias diferentes por las características morfológicas que presentaban. Para la lluvia de semillas se registraron 5821 individuos correspondientes a 34 familias, con 102 géneros y 151 especies; las familias que presentaron mayor número de especies fueron: Leguminosae (26 especies), Malvaceae (15), Poaceae (14), Solanaceae (13), Euphorbiaceae y Convolvuláceae (11 c/u; **Figura 3a**). Mientras que las familias con mayor aporte de individuos presentes en la muestras de la lluvia de semillas fueron: Malvaceae con 1300 individuos presentes, seguido de las familias Poaceae (1140), Nyctaginaceae (717), Leguminosae (490) y Euphorbiaceae (403; **Figura 3b**); géneros como *Euphorbia*, *Ipomoea*, *Solanum*, *Sida*, *Physalis*, *Acalypha*, *Desmodium* y *Arthaxum* fueron los que presentaron mayor número de especies.



**Figura 3.** Familias registradas para la lluvia de semillas, en verde se encuentran las cinco familias representativas de la lluvia; **a)** Número de especies, **b)** Número de individuos.

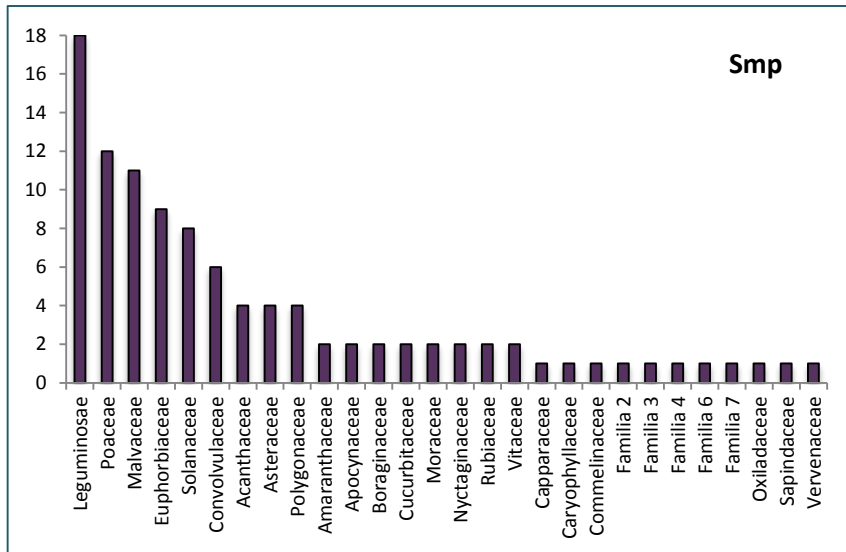
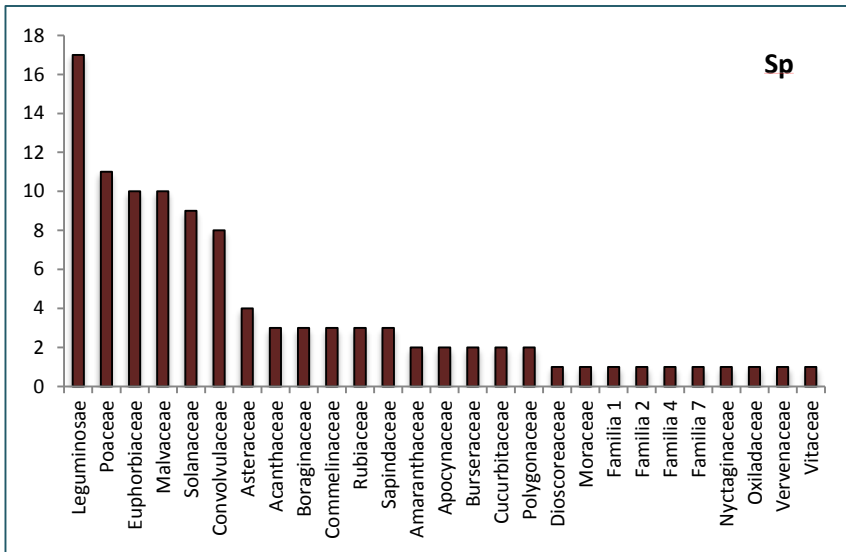
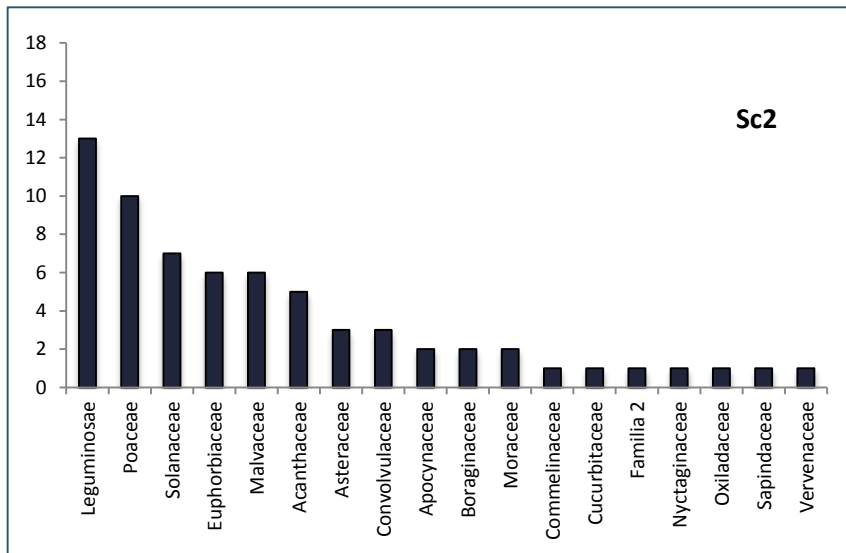
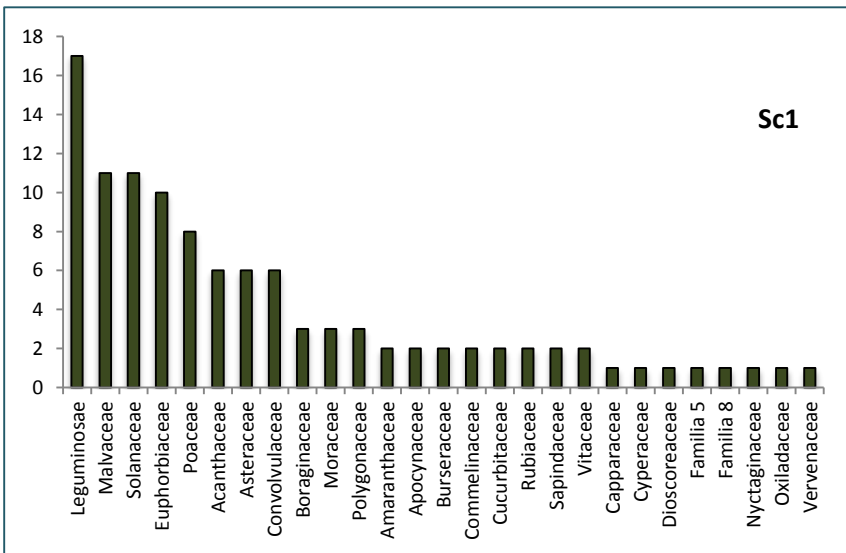
### 7.8.1.2. Número total de especies por sitio de muestreo

De manera particular, se evaluó la riqueza (número de especies) de la lluvia de semillas en cada uno de los sitios de muestreo, teniendo que el sitio que presentó mayor riqueza fue el **Sc1** con 108 especies que equivalen al 68.35% del total de las especies determinadas, seguido del **Sp** y **Smp** con 104 (65.8%) y 103 (65.18%) respectivamente. El sitio que presentó menor riqueza fue le **Sc2** con 66 especies que equivalen al 41.77% del total (**Figura 4**). Las familias Leguminosae (**Smp**: 18, **Sc1** y **Sp**: 17, **Sc2**: 13), Poaceae (**Smp**: 18, **Sp**: 11, **Sc2**: 10, **Sc1**: 8), Solanaceae (**Sc1**: 11, **Sp**: 9, **Smp**: 8, **Sc2**: 7), Malvaceae (**Smp** y **Sc1**: 11, **Sp**: 10, **Sc2**: 6) y Euphorbiaceae (**Sc1** y **Sp**: 10, **Smp**: 9, **Sc2**: 6), se encuentran mejor representadas solo que difieren en el número de especies por sitio (**Figura 5**).



**Figura 4.** Número de especies presentes en la lluvia de semillas por sitio de muestreo.

Número de especies



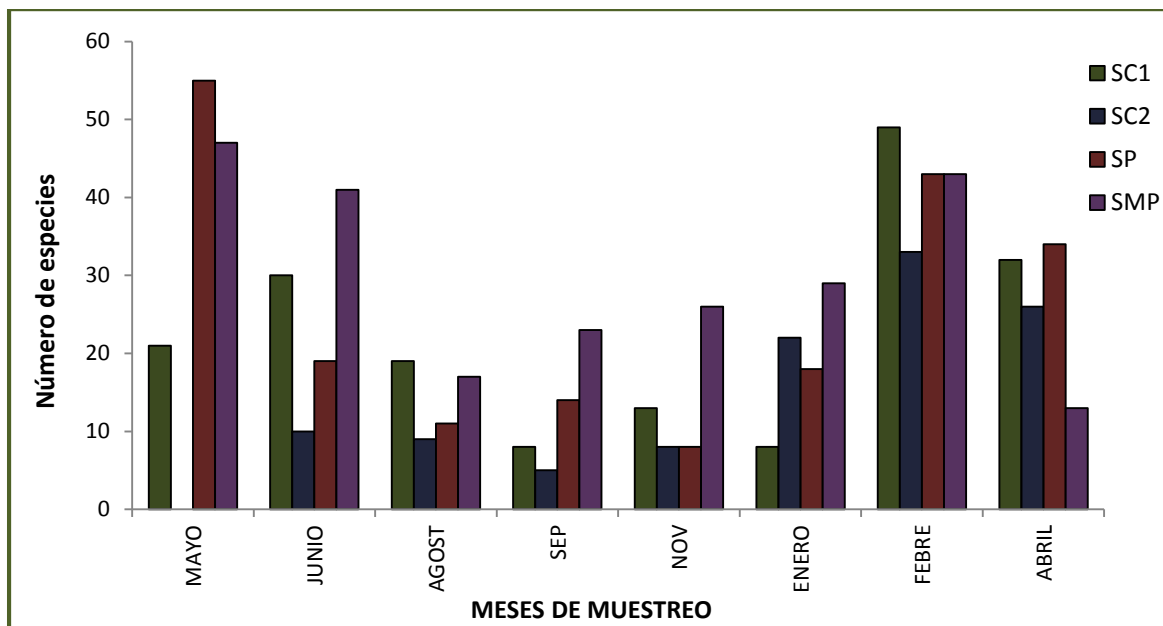
Familias

Figura 5. Número de especies por familia registradas en la lluvia de semillas en cada uno de los sitios de muestreo.

## 7.8.1.3. Variación temporal en la riqueza de especies

Partiendo del hecho de que una la comunidad vegetal es un sistema dinámico, donde la composición varia a través del tiempo, se tomó en cuenta el número de especies por sitio de muestreo y la variación en el tiempo.

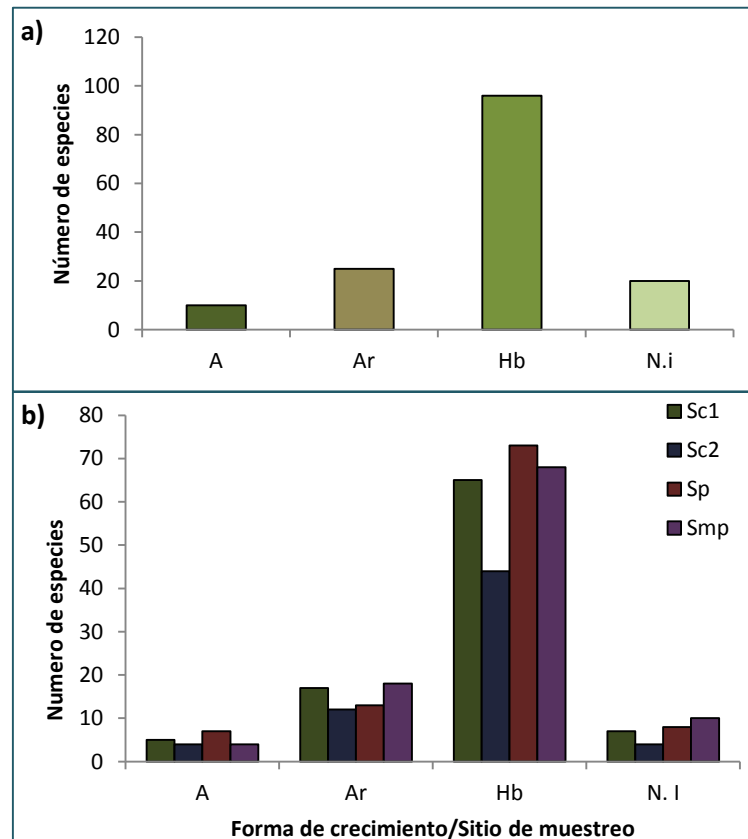
Los resultados obtenidos muestran que el comportamiento en la riqueza de especies por mes de muestreo fue muy variado, no obstante el aumento en el número de especies se llevó a cabo durante los meses correspondientes a la temporada seca (de noviembre a mayo) en comparación con los meses que corresponden a la temporada lluviosa, donde la riqueza fue menor (agosto, septiembre y noviembre; **Figura 6**).



**Figura 6.** Variación temporal en la riqueza de especies por sitio de muestreo.

## 7.8.1.4. Formas de crecimiento

Después de que se identificaron los morfotipos, se separaron en grupos de acuerdo a la forma de crecimiento: herbáceas (**Hb**), arbustivas (**Ar**) y arbóreas (**A**); cabe mencionar que algunas especies no pudieron ser identificadas por lo tanto, quedaron No identificadas (**N.i**). Los resultados muestran que la forma de crecimiento predominante fue la **Hb** con 96 de 151 especies registradas equivalente al 63.6% del total; **Ar** con 25 especies (16.6%); **N.i** con 20 especies (13.2%) y por último **A** con 10 (6.6%; **Figura 7a**). Las herbáceas predominaron en los cuatro sitios de muestreo, presentándose con mayor número de especies en el sitio **Sp** con 73 especies de las 104 registradas, que equivale al 70.2%, el sitio **Smp** con 70 de las 103 especies presentes en este sitio (68%), **Sc1** con 69 de 108 especies (64%) y por último el sitio **Sc2** con 44 especies de 65 registradas en el sitio (68%; **Figura 7b**).

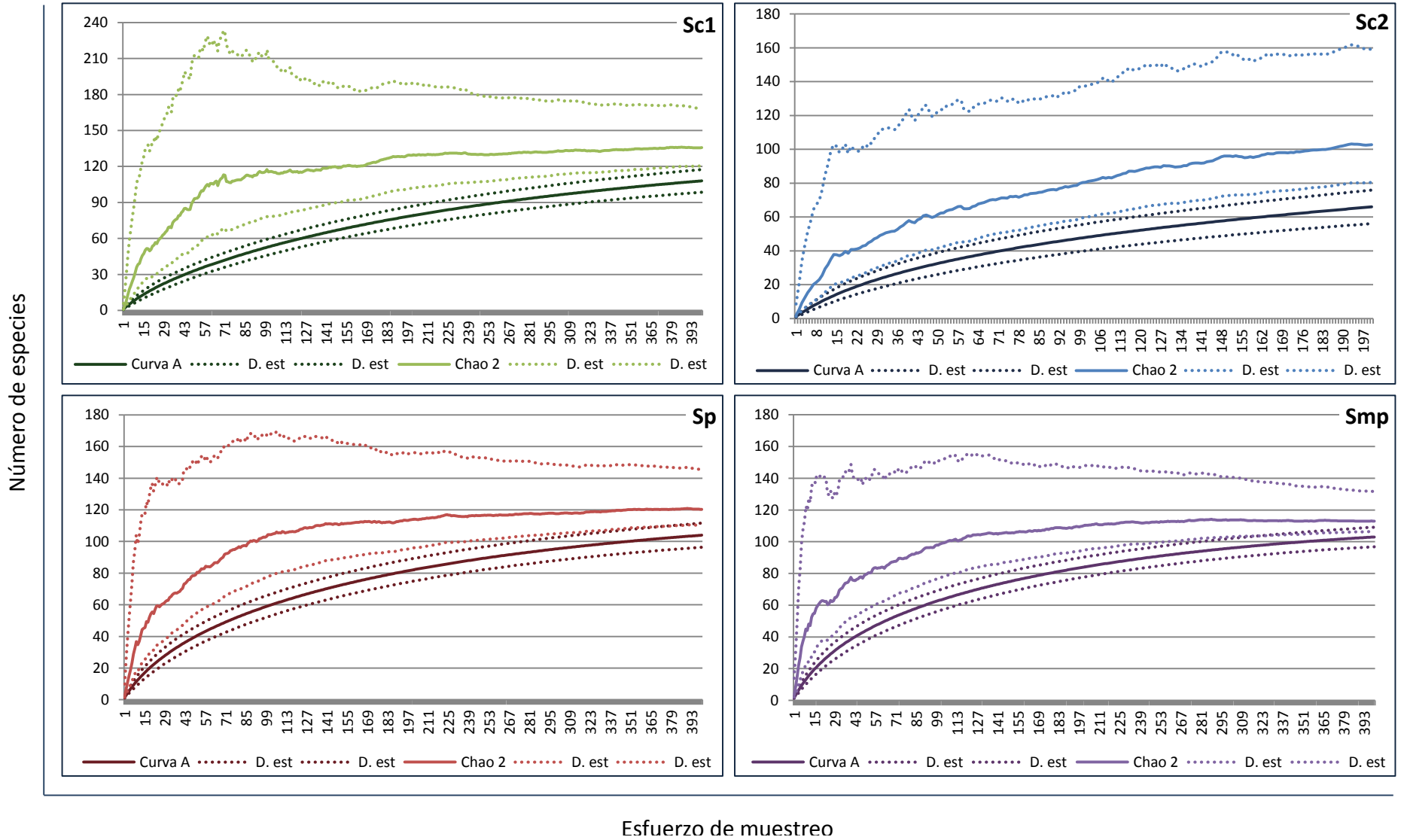


**Figura 7.** Diferentes formas de crecimiento de especies representadas en la lluvia de semillas (a) y por sitio de muestreo (b). Forma de crecimiento Arbóreo (**A**), Arbustivo (**Ar**), Herbáceo (**Hb**) y las especies no identificadas (**N.i**).

### 7.8.2. Curva de acumulación de especies

Con la finalidad de estimar la diversidad en cada uno de los sitios de muestreo comparando el número de especies observadas (Curva de acumulación de acuerdo al estimador Mao Tao) con el número de especies esperadas de acuerdo al estimador no paramétrico Chao 2; nos permite observar la relación que existe entre el número de especies acumuladas en un sitio, conforme aumenta el esfuerzo del muestreo empleado. Los resultados obtenidos de acuerdo a la curva de acumulación de especies, reflejan que el esfuerzo de muestreo fue exitoso, debido a que los cuatro sitios se encuentran por arriba del 60% de las especies esperadas de acuerdo al estimador no paramétrico Chao 2.

El sitio **Smp** registró el mayor porcentaje del total de especies esperadas con un 91%, seguido del sitio **Sp** con un 86.4%, el sitio **Sc1** con 79.5% de las especies; sin embargo, aunque se aumentara el esfuerzo de muestreo, la incorporación de especies al sistema será mínimo, debido a que las curvas tanto de acumulación de especies como las del estimador no paramétrico Chao 2 presentaron asíntota. En el caso particular del sitio **Sc2**, se presentó el 66% de las especies esperadas de acuerdo al estimador no paramétrico, siendo el único sitio en el que se podría aumentar el esfuerzo de muestreo ya que la curva de acumulación se encuentra por debajo de la curva estimada por Chao 2. Sin embargo, esto era de esperarse debido a que se tomaron la mitad de muestras, en comparación con los otros tres sitios puesto que el parche era muy pequeño (**Figura 8**).



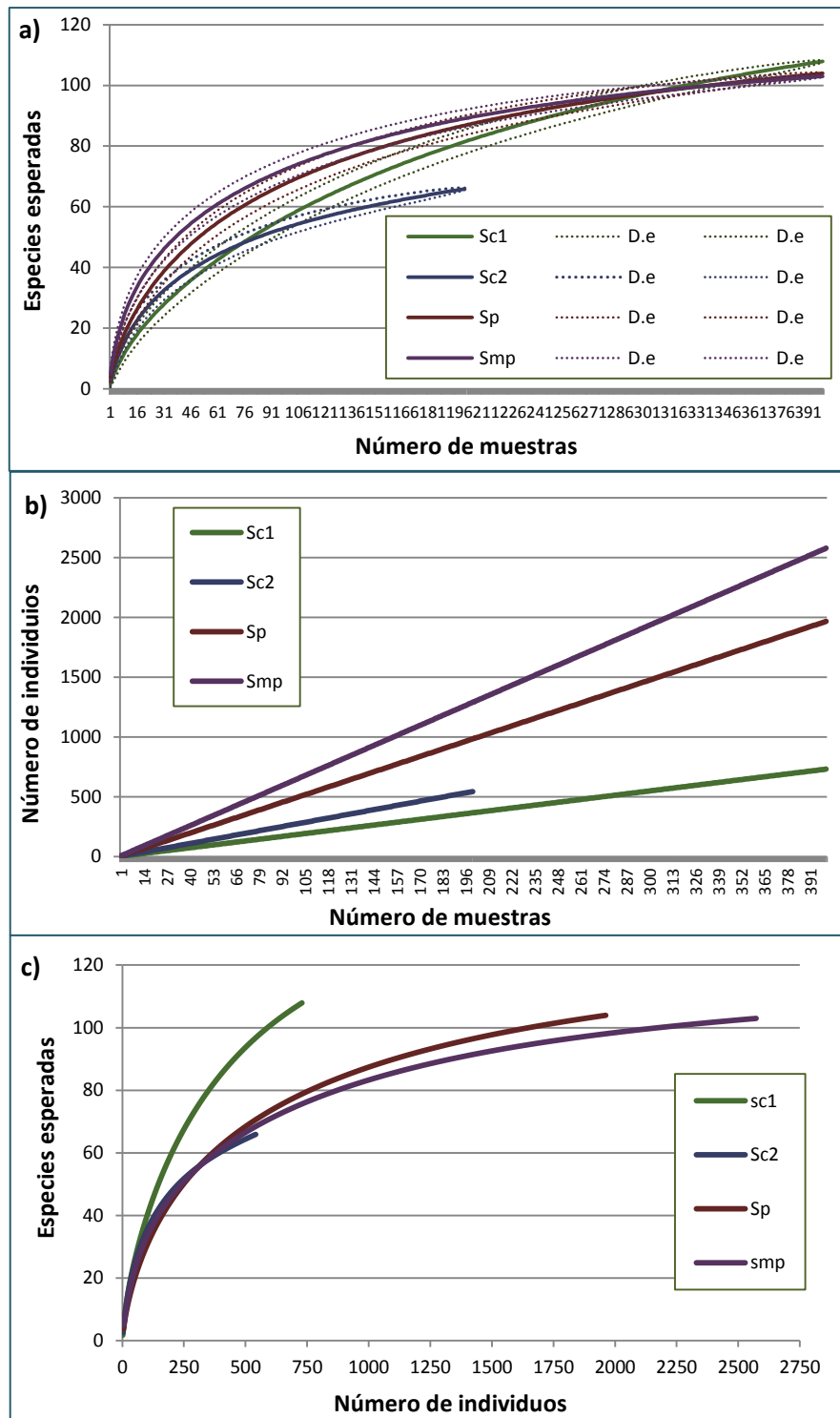
**Figura 8.** Curva de acumulación de especies observadas y el estimador no paramétrico Chao 2 de acuerdo al esfuerzo de muestreo para cada uno de los sitios pertenecientes al BTs; a) Sc1, 79.5%; b) Sc2, 66%; c) Sp, 86.4% y d) Smp, 91%.



### 7.8.3. Curvas de Rarefacción

La rarefacción nos permite realizar comparaciones entre la riqueza de especies cuando el tamaño de la muestra por sitio es diferente es decir, calcula el número de especies esperadas suponiendo que todas las muestras fueran reducidas al menor tamaño, por lo cual se estandariza el número de muestras de acuerdo con la muestra más pequeña (sitio **Sc2**). Tomando en cuenta lo anterior, se realizaron las curvas de rarefacción para la estandarización de las muestras donde tenemos varios escenarios:

- a) La relación que existe entre el número de especies esperadas de acuerdo al esfuerzo de muestreo empleado, la curva muestra que para los sitios **Sc1**, **Sp** y **Smp**, presentan mayor riqueza con poco esfuerzo de muestreo debido a que las curvas se juntan y tienden a la asíntota (**Figura 9a**).
- b) En cuanto a la densidad (número de individuos en relación con el esfuerzo de muestreo), las curvas reflejan un aumento en el número de individuos conforme aumenta el esfuerzo de muestreo, teniendo que el sitio **Smp** presentó mayor número de individuos (**Figura 9b**).
- c) En relación a la riqueza con la densidad, los resultados muestran que no necesariamente, si tenemos un aumento en la densidad de individuos, existirá mayor riqueza en los sitios; esto se refleja en la gráfica donde el sitio que presento mayor riqueza (**Sc1**), presenta una menor densidad (**Figura 9c**).

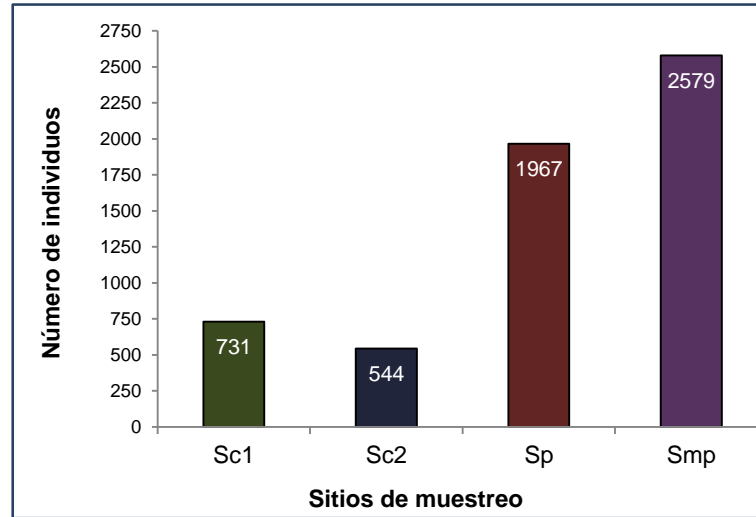


**Figura 9.** Curvas de rarefacción para la estandarización de las muestras; representan la relación entre: **a)** Número de especies por esfuerzo de muestreo; **b)** Densidad (número de individuos en relación con el esfuerzo de muestreo densidad) y **c)** Número de especies en relación con su densidad.

#### 7.8.4. Abundancia

##### 7.8.4.1. Número total de individuos por sitio de muestreo.

De acuerdo a la abundancia (número de individuos por especie) presente en la lluvia de semillas quien presentó mayor abundancia fue el sitio **Smp** con 2579 individuos, seguido del sitio **Sp**, **Sc1** y por último el sitio **Sc2** con 1967, 731 y 544, respectivamente (**Figura 10**).



**Figura 10.** Número total de individuos por sitio de muestreo.

##### 7.8.4.2. Curvas de rango-abundancia

El mayor aporte de individuos en cada uno de los sitios de muestreo lo efectuaron especies como: *Gnaphalium sp* (Asterácea) con 109 individuos; *Arthaxum sp1* (Poaceae) y *Solanum sp2* (Solanácea) con 60 y 58 individuos respectivamente, para el sitio **Sc1**. Para el sitio **Sc2**, *Arthaxum sp1* (Poaceae) con 65 individuos; *Commelina sp1* (Commelinaceae) y *Echites sp1* (Apocynaceae) con 56 y 50 individuos respectivamente (**Figura 11**).

En el sitio **Sp**, una especie perteneciente a la familia Nyctaginaceae, aporta el mayor número de individuos (636), seguido de *Arthaxum sp1* y *Ruellia sp* con 227 y 179 individuos respectivamente. Por último, la especie 2 y *Walteria sp*, ambas pertenecientes a la familia Malvácea y *Euphorbia sp3* (Euphorbiaceae) contribuyeron con 732, 253 y 99 individuos

respectivamente a la abundancia total del sitio **Smp**. *Arthaxum sp1*, fue la especie con mayor aporte de individuos en tres de los cuatro sitios.

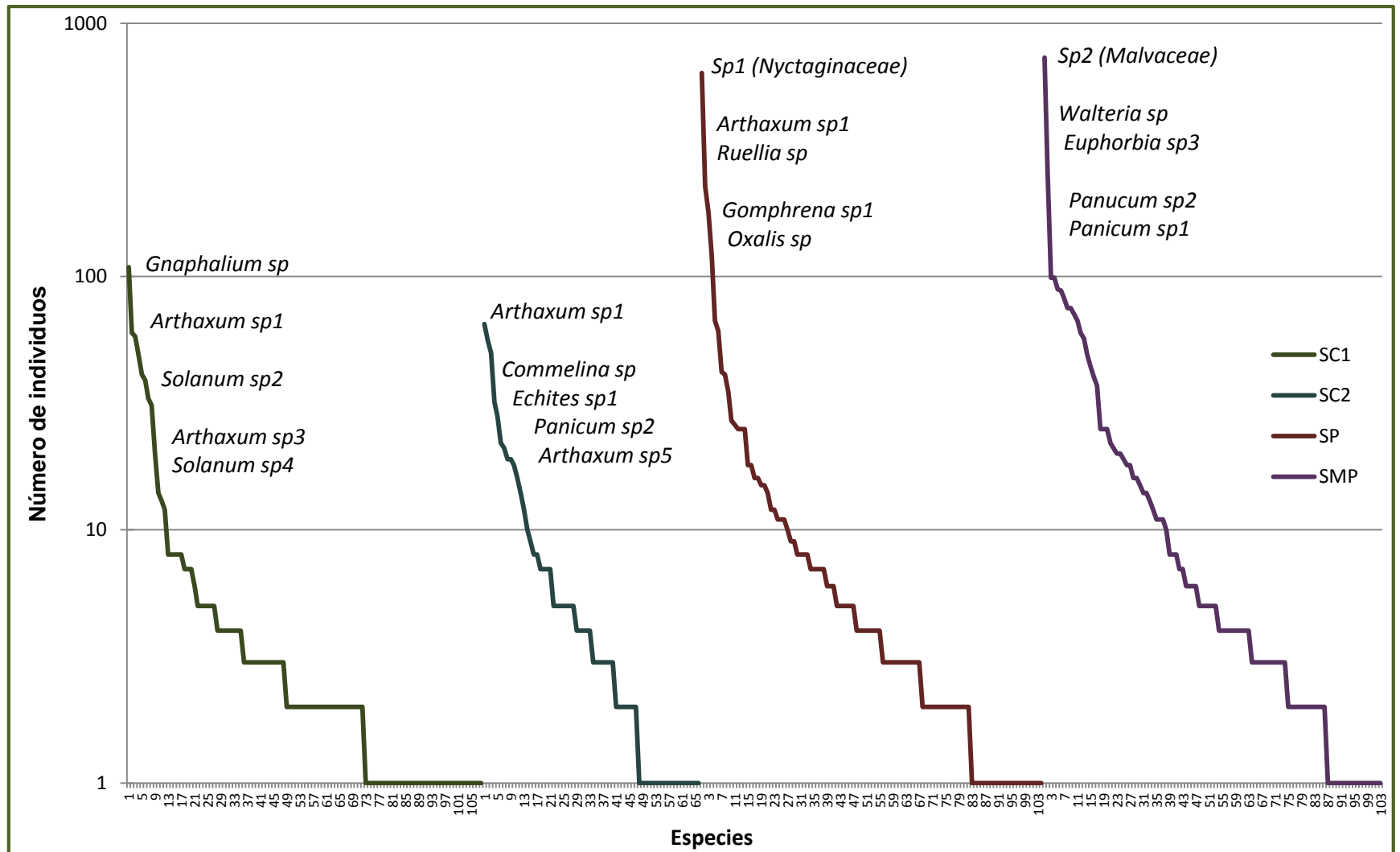
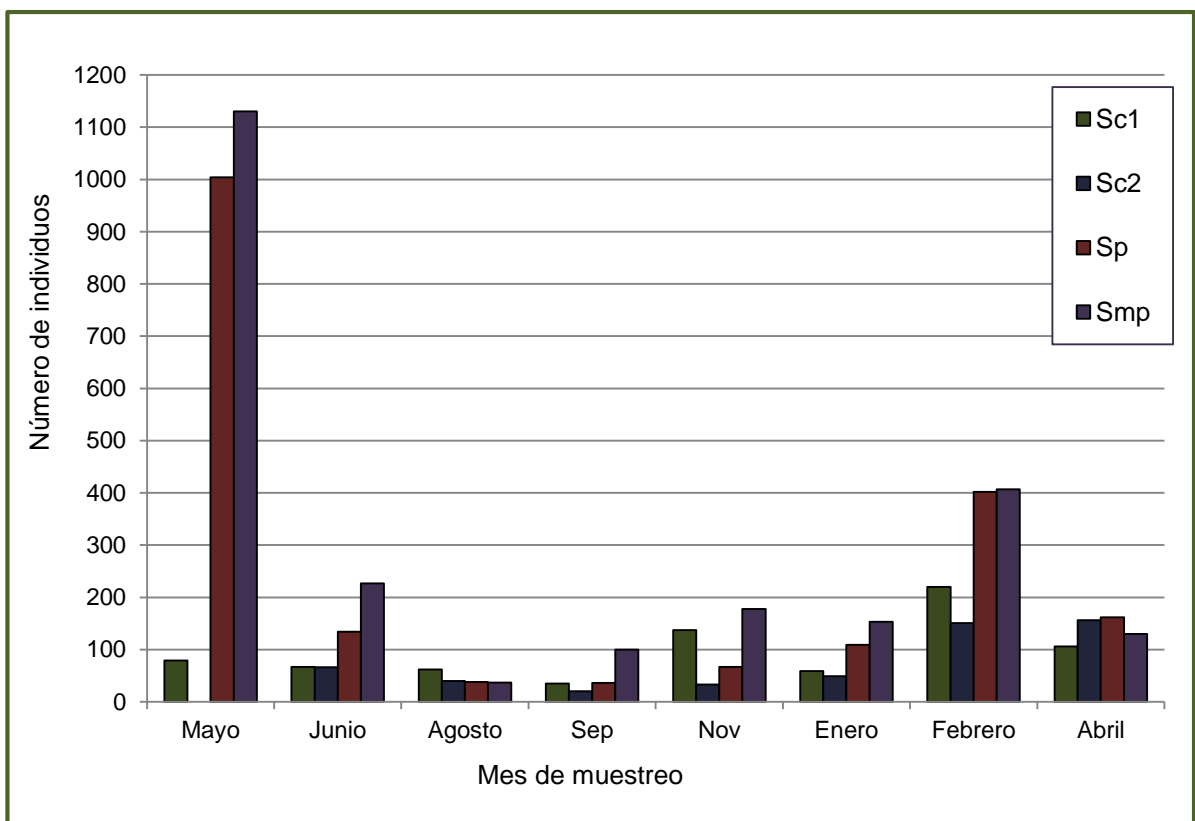


Figura 11. Curvas de rango-abundancia que muestran el número de especies y sus abundancias más representativas.

## 7.8.4.3. Variación temporal en la abundancia

Tomando en cuenta de que las especies se encuentran adaptadas a la estacionalidad de los BTs, tomamos en cuenta la abundancia en cada uno de los sitios de muestreo de acuerdo a los meses de colecta. Los resultados obtenidos muestran que durante la temporada seca (Noviembre, enero, febrero, abril y mayo) se presentó el mayor número de individuos presentes en las muestras de la lluvia de semillas, provenientes de sitios perturbados. Cabe mencionar que mayo fue el mes que presentó mayor abundancia en sitios perturbados (**Sp** y **Smp**). Durante los meses de la temporada lluviosa (junio, agosto, septiembre) los sitios presentaron menor abundancia, siendo junio el mes en donde se presentaron las mayores abundancias en los sitios **Sp** y **Smp**, quienes presentaron mayor número de individuos (134 y 227 respectivamente; **Figura 12**).

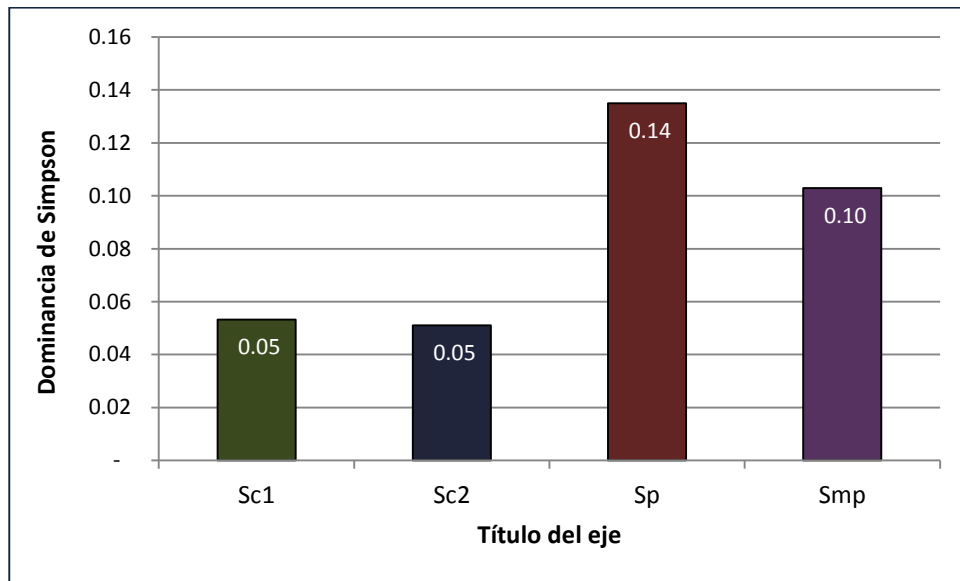


**Figura 12.** Variación temporal en la abundancia de especies en cada uno de los sitios de muestreo.

### 7.8.5. Diversidad alfa ( $\alpha$ )

#### 7.8.5.1. Índice de dominancia de Simpson

Este índice de diversidad, toma en cuenta aquellas especies que dominan en cada uno de los sitios por tanto, los resultados muestran que el sitio **Sp** fue quien presento mayor dominancia de especies ( $D= 0.14$ ) y los sitios **Sc1** y **Sc2** ( $D= 0.05$  c/u) fueron los que presentaron la menor dominancia (**Figura 13**). A la par se realizaron comparaciones de la diversidad entre los sitios, utilizando la prueba de  $t$  modificada por Hutchenson; los resultados muestran cambios en la dominancia entre sitios, excepto en los sitios **Sc1** y **Sc2** que presentaron el mismo valor de dominancia (**Tabla 1**).



**Figura 13.** Diversidad alfa, mediante el índice de Simpson; para cada uno de los sitios de muestreo tomando en cuenta la lluvia de semillas.

**Tabla 1.** Valores de  $t$  modificada por Hutchenson usando el índice de Simpson, los valores marcados con (\*) representan valores significativos ( $p < 0.05$ ).

	Sc1	Sc2	Sp	Smp
Sc1	1			
Sc2	$t = -0.43$ $g = 1258.5$	1		
Sp	* $t = -11.53$ $g = 2697.1$	* $t = -11.93$ $g = 2494.5$	1	
Smp	* $t = -8.47$ $g = 2860$	* $t = -8.96$ $g = 2468.1$	* $t = 6.32$ $g = 3883.6$	1

### 7.8.5.2. Índice de Shannon-Wiener

El índice de Shannon-Wiener tiene como valores de referencia a 1 para baja diversidad y 5 para alta diversidad; por lo tanto, haciendo una comparación de la diversidad por sitio de muestreo usando el índice de Shannon, los resultados indican que el sitio más diverso fue el **Sc1** ( $H' = 3.63$ ) y el que presentó menor diversidad fue el **Sp** ( $H' = 2.99$ ); en cuanto a la equitatividad, el sitio **Sc2** presentó una equitatividad mayor ( $E' = 0.48$ ) con respecto a los otros sitios (**Tabla 2**). Al realizar la comparación de la diversidad de los sitios usando el índice de Shannon- Wiener con la  $t$  modificada por Hutchenson, muestra diferencias significativas al comparar todos los sitios (**Tabla 3**).

**Tabla 2.** Diversidad alfa, mediante el índice de Shannon-Wiener; el valor subrayado representa el sitio con mayor diversidad, mientras que el valor en negritas es el sitio con menor diversidad.

Índice de Shannon- Wiener				
	Sc1	Sc2	Sp	Smp
$H'$	<u>3.63</u>	3.45	<b>2.99</b>	3.23
$E'$	0.35	<u>0.48</u>	0.19	0.24



**Tabla 3.** Valores de t modificada por Hutchenson usando el índice de Shannon-Wiener, los valores marcados con (\*) representan valores significativos ( $p < 0.05$ ).

	Sc1	Sc2	Sp	Smp
Sc1	1			
Sc2	*t= 2.56 gl= 1268.9	1		
Sp	*t= 9.74 gl= 1591	*t= 7.3 gl= 1329.5	1	
Smp	*t= 6.56 gl= 1293.5	*t= 3.77 gl= 1049	*t=-4.74 gl= 4018	1

### 7.8.6. Diversidad beta ( $\beta$ )

La diversidad beta se analizó utilizando el índice de similitud de Sørensen para poder observar la similitud en cuanto a estructura y composición de la comunidad de la lluvia de semillas de semillas germinable para cada uno de los sitios.

#### 7.8.6.1. Composición

Se realizó una matriz con los datos obtenidos a partir de BIODAP, en la cual se puede observar que en cuanto a la composición (número de especies) de la lluvia de semillas. Los sitios con mayor similitud compartiendo el 73% de las especies, son el sitio **Sc1** y **Sp** con un valor de 0.726, representando en la matriz de similitud. Mientras que los sitios con menor similitud fueron el **Sc1** y el **Sc2** con un valor de 0.598 que equivale al 50% (**Tabla 4**).

#### 7.8.6.2. Estructura

En cuanto a la estructura (número de individuos), utilizando el índice de Sorensen, los resultados muestran que los sitios que presentaron mayor similitud fueron los sitios **Sc1** y **Sc2** con un valor de 0.502 que equivale a más del 50% de los individuos; los sitios **Sc1** y **Smp**, son los sitios que menos parecidos con un valor de 0.156 que equivale al 15% de los individuos compartidos (**Tabla 4**).

**Tabla 4.** Matriz de similitud entre sitios, mediante el índice de Sorensen en base a la composición de especies. (\*) Para sitios con mayor similitud y valor subrayado para sitios con menor similitud, tanto para la composición como para la estructura.

Composición	Índice de Sorensen				Estructura
	Sc1	Sc2	Sp	Smp	
Sc1	1	*0.502	0.26	<u>0.156</u>	
Sc2	<u>0.598</u>	1	0.29	0.181	
Sp	*0.726	0.612	1	0.251	
Smp	0.701	0.662	0.725	1	

---

---

## 7.9. DISCUSIÓN

---

---

Conocer la dinámica de la lluvia de semillas y la vegetación brinda información sobre el estado de conservación y regeneración en el que se encuentra el bosque (Hopfensperger, 2007); la lluvia de semillas está relacionada estrechamente con la fenología reproductiva de las especies en un sitio dado, lo que genera un patrón particular de mayor producción de frutos y semillas en una época del año y por tanto una época de mayor dispersión (Murray, 1988).

En cuanto a la composición florística, nuestro estudio registro un total de 34 familias, 102 géneros, 151 especies de plantas, estos resultados son mayores en comparación con la investigación de Ceccon y Hernández, (2009) en Morelos, México, que reportan 12 familias y 23 especies de plantas en la lluvia de semillas del bosque tropical seco. Las familias mayormente representadas en nuestro estudio son Leguminosae, Poaceae, Malvaceae, Solanaceae, Euphorbiaceae y Convolvulaceae (**Figura 3**), estas familias también son representativas en la región de Chamela-Cuixmala, donde se han registrado 125 familias de plantas vasculares ya que son consideradas las familias más diversas y comunes en los BTs continentales del Neotrópico y de México (Trejo, 1998). Además estas familias también aportaron el mayor número de individuos a la lluvia de semillas, mismas familias fueron registradas en el trabajo de Guzmán-López(2008), en selva alta perennifolia, en Marqués de Comillas, Chiapas, demostrando que especies de las familias registradas en nuestro estudio, no son propias de los bosques secos, sino que se pueden encontraren los primeros estadios sucesionales, ya que son consideradas especies pioneras (son las primeras en aparecer después de un disturbio).

Estas familias estuvieron presentes en sitios donde ha existido alguna perturbación por actividades antropogénicas, el bosque intermedio en total aportó individuos en comparación con el pastizal, sitio con mayor impacto antropogénico con una abundancia de 2,362 individuos. Estos resultados son aportados por la gran eficiencia de los agentes

dispersores bióticos o abióticos y por la presencia de remanentes en estos sitios (Aide y Cavelier, 1994).

Estos árboles remanentes son considerados como núcleos de regeneración en sitios perturbados, ya que crean un micro hábitat bajo la sombra de la copa que influye en la germinación y sobrevivencia de las semillas (Guevara y Laborde, 1993). Existen estudios que han evaluado la importancia de árboles remanentes en la regeneración natural de sitios perturbados, como lo menciona Guevara y colaboradores (2004), quienes confirman que los árboles aislados en potreros facilitan eficazmente la recuperación de bosques en pastizales abandonados mediante la ayuda de la dispersión de semillas.

Los diversos agentes dispersores realizan múltiples actividades en zonas perturbadas. Estos se alimentan, perchan y viven en los remanentes de la vegetación original en pastizales; favoreciendo la acumulación de semillas zoocoras bajo la cobertura de los árboles y son transportadas desde los fragmentos del bosque y ayudan a la regeneración de los sitios (Guevara y Laborde, 1993; Martínez-Garza y Montagut, 1999). La lluvia de semillas está compuesta por semillas que se producen localmente y por semillas foráneas (Martínez-Ramos y Soto-Castro, 1993). El predominio de las especies encontradas en los diversos meses de muestreo son herbáceas seguido de las leñosas (Arbustos y árboles) principalmente especies pioneras, hay estudios que han coincidido ya que los resultados son muy similares como lo mencionan Ramírez-Marcial, *et al.*, y Del Castillo (1992); Pérez Ríos, (2008) en sus respectivas investigaciones.

La mayoría de especies herbáceas que cuentan con una amplia distribución generalmente son malezas efímeras encontradas en áreas perturbadas o ruderales (Rzedowski, 1991). Estas especies de malezas herbáceas son llamadas pioneras por su función ecológica ya que son tolerantes a altos niveles de radiación solar (heliófilas), estas favorecen e inician el proceso de sucesión y regeneración de sitios con altos niveles de perturbación en el ambiente (Grubb, 1997). Tienen atributos funcionales como tasas altas de reproducción y producen una gran cantidad de semillas con tamaño pequeño, un rápido crecimiento que ayuda colonizar grandes áreas.

Existen patrones en la colonización temprana de especies pioneras en pastizales abandonados de la lluvia de semillas. Estas especies pioneras también se reportaron en los trabajos de Martínez-Garza y Montagut., (1999) en la estación de los Tuxtlas, México y en Costa Rica por Wijdeven y Kuzee, (2000) encontraron que la composición de la lluvia de semillas en fragmentos de bosque fue principalmente por árboles pioneros presentes en la vegetación de sucesión temprana (Wijdeven y Kuzee, 2000), también en Oceanía se hizo un estudio de la lluvia de semillas, donde encontraron que en los primeros años predominaron las especies herbáceas y en el segundo dominaron especies de árboles pioneros donde la dinámica de la lluvia de semillas varía anualmente (Saulei y Swaine, 1988).

Por otra parte los agentes de dispersión son de gran importancia para diseminar las semillas tanto en sitios conservados como perturbados. La dispersión anemócora está presente en fases iniciales de la sucesión secundaria, se ha demostrado la dominancia de especies colonizadoras como los pastos, herbáceas y especies de árboles con ciclos de vida cortos (Augspurger y Franson, 1988) especies de las cuales están registradas en este estudio (ANEXO I). Las aves y murciélagos tienen una participación de dispersión a grandes distancias, se ha comprobado que las aves que pueden alcanzar una distancia de 1 a 80m del borde del bosque a sitios perturbados (Wunderle, 1997). Dominique Charles (1986), evaluó la dispersión en diásporas de *Cecropia sp.* En la lluvia de semillas de sitios perturbados, determinó que la cantidad de semillas dispersadas por aves descendió al alejarse 12 m del borde del bosque hacia el área perturbada. Mientras que las semillas de *Cecropia fisifolia*, *Piper aduncum* dispersadas por los murciélagos presentaron pequeñas diferencias entre el interior del bosque y los 12 m hacia el área abierta.

Los murciélagos frugívoros también tienen una participación importante para la rápida colonización de vegetación, estos se alimentan de frutos de especies pioneras y primarias haciendo una mezcla en un sitio en particular como en potreros (Aide y Cavelier, 1994; Galindo-Gonzales, 1998). Thomas *et al.*, (1988), mostraron que las aves depositaron una mayor cantidad de semillas bajo la copa de un árbol en fructificación, en contraste con los murciélagos, los cuales depositan mayor cantidad lejos del árbol, las aves por lo general defecan cuando están perchadas (Gorchov, *et al.*, 1993).

En este trabajo, registramos poca abundancia de árboles, registrando algunas especies que son características de la vegetación por ejemplo *Guazuma sp.*, *Brosimum sp.*, *Bursera sp.*, *Capparis sp.*, *Ficus sp.*, *Cocoloba sp.* y *Acacia sp.* Estas especies tienen síndrome de dispersión zoocora excepto el género *Acacia* por su capacidad de dehiscencia. Existen trabajos que explican la ausencia de especies arbóreas en los primeros estadios sucesionales, que demuestran que al aumentar la edad sucesional comienza el apareamiento de semillas grandes de especies persistentes (Huston y Smith, 1987) ya que al acrecentar la estructura de la vegetación, mayor será la cantidad de alimento, perchas, lugares de anidación y la actividad de los dispersores y la lluvia de semillas (Wunderle, 1997).

La mayor riqueza y diversidad se registró en el sitio **Sc1**, la riqueza fue de 108 especies y la diversidad probada por Shannon-Wiener en este mismo sitio fue de  $H' = 3.71$ . La propuesta sugerida por Margalef, (1997) dice que los valores de riqueza y diversidad aumentan conforme la etapa sucesional avanza, registrando la riqueza y diversidad más altas en sitios conservados en contraste con los perturbados que suelen tener los valores más bajos y están representados por especies pioneras. En este estudio los valores más bajos en cuestión de riqueza se encontraron en una área conservada en el sitio **Sc2**, esto puede deberse a que este sitio era un parche pequeño teniendo un efecto en la riqueza de especies; esto puede variar temporalmente por la fenología en la producción de los frutos y por la abundancia de agentes dispersores (Carabias y Guevara, 1985).

La lluvia de semillas tiene una relación con la fenología de las especies lo que genera un patrón de mayor producción de frutos y semillas en una época del año y por lo tanto una mayor época de dispersión (Murray, 1998). La variación temporal registrada en los ocho meses de muestreo indicó que fue más abundante la lluvia de semillas en la temporada de secas en el mes de mayo, reportándose una significativa variación temporal de la lluvia de semillas como encontró (Martínez-Ramos y Soto-Castro, 1993; Dalling, *et al.*, 1998).

Existe una relación con diversos estudios, donde reportan que en la variación temporal la mayor parte de las especies con dispersión anemócora son transportadas al final de la época seca y especies con dispersión zoocora se dispersan mayormente en época

lluviosa (Howe y Hmallwood, 1982; Augspurger y Franson, 1988; Foster, 1990). Esto concuerda con este registro, la mayor cantidad de individuos se presentaron en el sitio **Smp** y las familias con mayor abundancia tienen características morfológicas que ayudan a la dispersión como semillas pequeñas y presencia de apéndice donde la dispersión anemócora está presente diseminando las semillas en finales de época seca y principios de lluviosa.

En cuanto a la diversidad beta el índice de Sørensen mostró la mayor similitud entre los sitios de muestreo, donde los más parecidos fueron los sitios **Sc1** y **Sc2** en cuanto a la composición mientras que en estructura, los sitios de **Sc1** y **Sp** presentan mayor similitud; esto puede significar que el sitio **Sp** se encuentra en un estado de sucesión y puede estar regenerándose gracias a la lluvia de semillas.

Con todos los resultados obtenidos en los sitios de muestreo se puede decir que la lluvia de semillas ayuda a la regeneración de los sitios perturbados por medio del establecimiento de plantas en forma natural (Pérez-Fernández y Gómez-Gutiérrez, 2000). Pero esta regeneración depende de la historia del uso del suelo (Chapman y Chapman, 1997) la fuente de propágulos y principalmente la dispersión de semillas por los diversas estrategias y síndromes que utilizan las plantas en los sitios perturbados (Cajas *et al.*, 2005).

---

---

## 7.10. CONCLUSIONES

---

---

- La lluvia de semillas tuvo mayor riqueza de especies en el sitio **Sc1**.
- La mayor abundancia de individuos se registró en el **Smp**, sitio con mayor impacto antropogénico.
- La forma de crecimiento que predominó en la lluvia de semillas fue la herbácea y existió poca presencia de especies arbóreas.
- Las especies reportadas con mayor abundancia fueron *Arthraxon* sp. *Gnaphalium* sp. Sp1 (Nyctaginaceae), sp1 (Malvaceae).
- La curva de acumulación de especies dio a conocer la eficiencia del muestreo en los sitios **Sc1**, **Sp** y **Smp** con el 98% de las especies esperadas por el estimador Chao 2, en el sitio **Sc2** la curva de acumulación no alcanza la asíntota muestreando solo el 63% de las especies esperadas.
- En la diversidad alfa Shannon–Wiener mostro que el sitio más diverso fue el **Sc1** y el que tuvo la mayor Equitatividad fue el **Sc2**.
- El índice de dominancia de Simpson indico que el sitio más dominante fue el **Sp**.
- En la diversidad beta, el índice de Sørensen mostro que los sitios más similares en cuestión a composición fueron los sitios **Sc1** y **Sc2** con el 48% de especies compartidas, en cuestión a estructura los sitios más similares son el **Sc2** y **Sp** con el 72% de especies presentes en los dos sitios.
- Por los resultados obtenidos la lluvia de semillas tiene una tendencia en ayudar a la regeneración de los sitios altamente perturbados con la introducción de especies pioneras, esto dependiendo de la intensidad del disturbio, la fuente de propágulos, y la eficiencia de los dispersores.



---

---

### 7.11. LITERATURA CITADA

---

---

Aguilar R., L. Ashworth, L. Galetto, y M. A. Aizen. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis.

Aizen M. A. y P. Feisinger. 1994. Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco Dry Forest, Argentina. *Ecology* 75:330-351.

Bawa K. S., 1974. Breeding systems of tree species of a lowland tropical community. *Evolution* 28:85-92.

Begon, M.; Harper, H. y Townsend, C. 1995. *Ecología de Individuos, Poblaciones y Comunidades*. Parte II y IV. Ed. Omega. España. pp 201-506; 599-823.

Bullock S. H., 1995. Plant reproduction in neotropical dry forest. Pp 277-303. In: Bullock, S. H., Mooney H. A. y E. Medina (eds). *Seasonally dry tropical forest*. Cambridge, University Press. USA.

Bustamante, R. y A. A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* XI: 58-63.

Cascante A., M. Quesada, J. A. Lobo, y E. J. Fuchs. 2002. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree, *Samanea saman*. *Conservation Biology* 16:137-147.

Ceballos, G. y D. Navarro, I. 1991. Diversity and conservation of Mexican mammals. 167-198pp. in M. A. Mares and D. J. Schmidly, editors. *American mammalogy: History, biodiversity and conservation*. Univ. Okla. Press, Norman, OK.

Clements, F. E. 1904. The development and structure of vegetation Botanical survey of Nebraska 7. Botanical Seminar, University of Nebraska, Lincoln, Nebraska, USA

Clements, F. E., 1916. *Plant succession*. Carnegie Institute Washington Publication 242. Washington D. C.

Costin, B. J., J. W. Morgan y A. G. Young. 2001. Reproductive success does not decline in fragmented populations of *Leucochosum albicans* subsp. *Albicans* var. *tricolor* (Asteraceae). *Biological Conservation* 98: 273-284.

Cowell, R. K. 2006. *EstimateS*: Statistical estimation of species richness and shared species from simple. Version 8. Persistent URL <[purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates)>.

Díaz-Delgado, R. 2003. Efecto de la recurrencia de los incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite. Ecosistemas.

Dick C. W. 2001. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 268:2391-2396.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2003. Situación de los Bosques del Mundo. Parte I Situación y Acontecimientos Recientes en el Sector Forestal.

Feeley, K. J., T. W. Gillespie, D.J. Lebbin y H.S. Walter. 2007. Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness ranking of birds in tropical.

Frankie G. W., S. B. Vinson, L. E. Newstrom, J. F. Barthell. W. A. Haber y J. K. Frankie. 1990. Plant phenology, polination ecology, pollination behaviour and conservation of pollination. Pp: 37-47. En: Bawa, K. S. y M. Handley (eds.). *Reproductive ecology of tropical forest plant*. Man. And Biosphere Series. Vol. 7. UNESCO. Canforth. UK.

Freedman, B. 1995. *Environmental Ecology. The Ecology effects of Pollution, Disturbance, and other Stresses*. Second edition, Academic Press. San Diego, California, EE.UU.

Fuchs E. J., Lobo, J. A., y Quesada, M. 2003. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns on the tropical dry forest tree, *Pachiraquinata* (Bombacaceae). *Conservation Biology* 17: 149-157.

Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84pp.

Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: Bullock S.H., Mooney H.A. y Medina E. (Eds), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Pp. 148-194. Cambridge University Press, Cambridge.

González-Megías, A., J.M. Gómez y F. Sánchez-Piñero. 2007. Diversity-habitat heterogeneity relationship at different spatial and temporal scalas. *Ecography*. 30: 31-41.

Hamrick J. L., y D. A. Murawski. 1990. The breeding structure of tropical tree populations. *Plant Species Biology* 5:157–165.

Herrerías-Diego, Y. 2006. Efecto de la fragmentación del bosque seco en el éxito reproductivo, la depredación y la estructura genética de *Ceiba aesculifolia* hbk (Bombacaceae). Tesis de doctorado. Centro de investigaciones en ecosistemas-UNAM. México DF. 126pp

Holl K. D. y E. Quiros-Nietzen. 1999. The effect of rabbit herbivory on reforestation of abandoned pasture in southern Costa Rica. *Biological Conservation* 87:391-395.

Huante, P, E. Rincón y I. Acosta. 1995: Nutrient Availability and growth Rate of 34 Woody Species from a Tropical Deciduous Forest in Mexico; *Functional Ecology*, Vol. 9, No. 6, pp. 849-858

Janzen D. H. 1988. Tropical dry forest: The most endangered major tropical ecosystem. Pp: 130-137. En: Wilson, E. O. Biodiversity. National Academy Press, Washington D. C.

Janzen D. H. y C. Vázquez-Yañes. 1990. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wildlands. Pp: 137-157. En: Bawa, K. S. y M. Handley (eds). Reproductive ecology of tropical forest plant. Man And Biosphere Series. Vol. 7. UNESCO. Canforth. UK.

Lamas, G.; R. K. Robbins y D. J. Harvey. 1991. A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness. *Publ. Mus. Hist. nat. UNMSM (A)*, **40**: 1-19.

Lehman, C. L. y D. Tilman 2000. Biodiversity, stability and productivity in competitive communities. *The American Naturalist*, 156:534-532.

Leiva J. A., O. Rocha, R. Mata y M. V. Gutiérrez Soto. Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. II. La vegetación en relación con el suelo. *Revista de Biología tropical* 57:817-836.

Leiva, J. A; R. Mata; O. J. Rocha, y M. V. S. Gutiérrez. 2009. Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica: I. Características edáficas. *Biología Tropical*. Vol. 57.3: 801-815.

Maas J. M. 1995. Conversion of tropical dryforest pasture and agriculture. Pp 399-422. En: Bullock, S. H., H. A. Mooney y E. Medina. Seasonally dry tropical forest. Cambridge University Press. Cambridge.

Magurran A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom Helm. Londres, RU. 179 pp.

Martínez R. E. 1996. La restauración Ecológica. Ciencias. Facultad de Ciencias. México. 43:56-61.

Martínez-Ramos, M. y E. Alvarez-Buylla. 1995. Seed dispersal and patch dynamics: a demographic approach. *Ecoscience* 2: 223-229.

Miles, L., Newton A. C., DeFries R. S., Ravilious C., May I., Blyth S., Kapos V. y Gordon J. E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*. 33: 491–505.

Murcia C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of Neotropical plants. Pp: 19-36. En: Schelhas, J. y R. Grenberg (eds). *Forest Parches in Tropical Landscape*. Island Press. Washington.

Murphy P. G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67-88.

Nason J. D., P. R. Aldrich y J. L. Hamrick. 1997. Dispersal and dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. Pp. 304-320. In: Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard Jr. *Tropical Forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago press. Chicago.

Noguera F. A., Vega-Rivera J. H., Garcia-Aldrete A. N. y M. Quesada-Avenidaño. 2002. *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM. México. p. xv-xx.

Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 2005. *Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies*. 3a edición. Fondo de Cultura Económica, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F., México. 523 pp.

Pickett, S. T. A. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. *American Naturalist* **110**:107–119.

Pineda G. f., Arredondo L. A. e Ibarra G. M., 2007. Riqueza y diversidad de especies leñosas del bosque Tropical Caducifolio "El Tarimo", cuenca del Balsas, Guerrero. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. (78): 129-139.

Polikarpov, N. P., N. M. Tchebakova, and D. I. Nazimova. 2009. Climate and mountain forests of southern Siberia. *Unasyuva Novosibirsk, Federación de Rusia, Nauka*60:231-232.

Quesada M., K.E. Stoner, J.A. Lobo, Y. Herrerías-Diego, C. Palacios-Guevara, M.A. Murguía-Rosas y K. A. O.-Salazar. 2004. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat pollinated Bombacaceous trees. *Biotropica* 36: 131-138.

Quesada M., y Stoner, K. E. 2004. Threats to the conservation of the tropical dry forest in Costa Rica. *Biodiversity Conservation in Costa Rica: Learning the Lessons in a Seasonal Dry Forest* (eds Frankie, G. W., Mata, A. y Vinson, S. B.), pp 266-280. University of California Press, Berkeley, California.

Ruiz L. J. y M.C. Fandiño. 2009. Estado del bosque seco tropical e importancia relativa de su flora leñosa, islas de la vieja Providencia y Santa Catalina, Colombia, Caribe suroccidental. En *Revista Académica Colombiana de Ciencias*. Vol. 33 (126): 5-15, ISSN 0370-3908.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F.432 pp.

Rzedowski, J. 1992. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Ciencias. Acta Botánica Mexicana*. 6: 46-56.

Schulze, E-D., E. Beck y K. Müller-Hohenstein.2002.*Plant Ecology*. Springer-Verlag, Berlin, Alemania. 702 pp.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2005. *Indicadores básicos del desempeño ambiental de México: 2005*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México. 337 pp.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2003. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales 2002*. México

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2003 Anuario Estadístico de Producción Forestal 2002. México.

Soberón, J. y J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conserv. Biol.*, **7**: 480-488.

Trejo I. and R. Dirzo. R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.

Uhl C. R., Buschbacher y R. Serrao. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681

Veldman J. W., y F. E. Putz, 2010. Long-distance Dispersal of Invasive Grasses by Logging Vehicles in a Tropical Dry Forest. *Biotropica*: 697-703.

Yepes, P. A., I. J. Del Valle, L. S. Jaramillo, and A. S. Orrego. 2010. Recuperación estructural en bosques sucesionales andinos de Porce (Antioquia, Colombia). *Revista de Biología Tropical* **58**:427-445.

Zimmerman J. k., J. B., Pascarella y T. M., Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8: 350-360.

---

---

## 8. DISCUSIÓN GENERAL

---

---

Después de que ocurre la perturbación, las áreas que son abandonadas desarrollan procesos de sucesión vegetal que propician el establecimiento de una nueva comunidad vegetal, que en la mayoría de las veces es diferente a la existente antes de la perturbación (Álvarez *et al.*, 2002; Bedoya-Patiño *et al.*, 2010).

El proceso de regeneración natural en los sitios perturbados, puede encontrarse con una serie de barreras que alteran la dinámica; la velocidad de dicho proceso, está asociada con factores ecológicos y ambientales como la carencia de nutrientes en el suelo, compactación del suelo, competencia de especies con plantas invasoras, presencia de estaciones secas prolongadas, bajos niveles de dispersión y colonización de la vegetación natural, así como una alta tasa de depredación de semillas y plántulas presentes en el suelo (Uhl *et al.*, 1988; Aide y Cavelier, 1994; Holl, 1999; Cubiña y Aide, 2001). Para que en un sitio se pueda restablecer la vegetación, se requiere de la presencia de semillas o propágulos en el medio gracias a estrategias de recolonización como el banco y la lluvia de semillas (Bedoya-Patiño *et al.*, 2010).

Estas estrategias van a depender de las especies vegetales que se encuentran en el medio; sin embargo, la sola presencia del banco no es suficiente para la recuperación de la vegetación principalmente, especies de hábito arborescentes (Tekle y Bekele, 2000). Por eso es indispensable que ambas estrategias se conjuguen para que se lleve a cabo la regeneración puesto que, la lluvia de semillas permitirá el establecimiento de especies pioneras que generaran condiciones microclimáticas propicias para que especies de etapas serales tardías puedan establecerse (Dalling, 2002; Guariguata y Ostertag, 2002). Además, existen otros factores como la germinación de semillas y el reclutamiento de plántulas emergentes a partir del banco y la lluvia de semillas, para que se pueda recuperar un sitio degradado.

Uno de los grandes problemas en el estudio del banco y la lluvia de semilla en el suelo, es la identificación taxonómica a nivel de especie; en este estudio se pudo identificar a este nivel menos de la mitad del total de plántulas registradas, debido a que la técnica sobre emergencia de plántulas a partir de las muestras de suelo no es la más adecuada para cuantificar el efecto de las perturbaciones en los sitios seleccionados, sobre la abundancia y composición del banco y la lluvia de semillas presenta algunos inconvenientes.

La producción, dispersión, germinación de semillas y reclutamiento, son elementos clave en el mantenimiento de la diversidad genética de poblaciones y comunidades (Thompson y Grime, 1983), y en la distribución y abundancia de especies (Clark *et al.*, 1999; Nathan y Muller-Landau, 2000; Dalling, 2002; Parciak, 2002; Ceccon y Hernández, 2009). En la fase de dispersión de propágulos, la lluvia de semillas es una fuente importante para la regeneración de bosques, especialmente en áreas que han sido sometidas a perturbaciones constantes (Aide *et al.*, 1995; Cubiña y Aide, 2001). La baja frecuencia o ausencia de propágulos tanto en el banco como en la lluvia de semillas puede limitar la colonización y reclutamiento en algunos hábitats (Aide y Cavelier, 1994; Holl, 1999; Turnbull *et al.*, 2000; Cubiña y Aide, 2001; Campbell *et al.*, 2003; Foster y Dickson, 2004); al ser éstas la fuente de especies colonizadoras durante la sucesión ecológica (Harper, 1977; Aguiar y Sala, 1997; Nathan y Muller-Landau, 2000).

Los factores que controlan la llegada de semillas, incluyen la distribución y abundancia de adultos, la producción de semillas, y las distancias de dispersión que varían sustancialmente entre especies (Clark *et al.*, 1998; Ruíz *et al.*, 2009). El síndrome de dispersión zoócora es el dominante en ecosistemas tropicales (Howe y Smallwood, 1982; Loiselle *et al.*, 1996); los vertebrados frugívoros voladores son mejores dispersores en cantidad de semillas y en distancia en comparación con animales terrestres (Galindo *et al.*, 2000; Ortiz-Pulido *et al.*, 2000).

Los resultados muestran que hubo cambios en la riqueza y dominancia de especies tanto en el banco como en la lluvia de semillas tomando en cuenta el nivel de perturbación en los sitios; el sitio Sp, presenta mayor diversidad ya que dominan especies características de edades avanzadas de la sucesión. Lo anterior concuerda con el patrón general de la



recuperación florística y estructural que presentan las sucesiones Durante la primera etapa de la colonización, la vegetación es dominada por hierbas y arbustos, los cuales tienen una vida corta y por algunas especies arbóreas pioneras.

Después de este periodo, el dosel es dominado por especies heliófilas durables y finalmente el dosel es remplazado por especies esciofitas parciales y totales (Guariguata y Ostertag, 2001). La similitud entre los sitios de muestreo en estructura y composición no sigue un patrón si se observan por separado las estrategias (banco y lluvia de semillas), pero de manera independiente, se observa un patrón entre los sitios conservados y perturbados, lo cual provee evidencia acerca de los cambios en composición de especies a medida que la sucesión avanza en edad.

La recuperación de la riqueza de especies en un gradiente sucesional depende de factores como: intensidad de uso de la tierra, disponibilidad de semillas, agentes dispersores, así, también como factores abióticos (luz, humedad, propiedades físicas y química de los suelos). Se considera que cuando el terreno abandonado fue sometido a un uso moderado y existen fuentes cercanas de semillas, la recuperación de la riqueza de especies ocurre con mayor rapidez y en varias décadas alcanza valores en estructura y composición florística de un bosque maduro (Guariguata and Ostertag, 2001). La presencia de árboles remanentes en las áreas de estudio juega un importante rol en la colonización de vegetación de los sitios, ya que sirven como hábitat y son fuentes de alimentación para los agentes dispersores de semillas (Guevara et al., 1986; da Silva et al., 1996; Holl et al., 2000).

En términos generales, la variación en la composición de especies está relacionado a los cambios en las condiciones ambientales que ocurren a medida que avanza transcurre el tiempo de la sucesión y a las diferencias entre las especies con respecto a las condiciones de establecimiento que ellas requieren, y a la estrategia de vida durante su ciclo de vida.

Existe un patrón de distribución de las especies y sus abundancias, donde se muestra que la mayoría de las especies presentes en nuestro estudio están representadas por muy pocos individuos, mientras que pocas especies están representadas por muchos individuos, esta característica es típica de bosques maduros en el trópico (Huang *et al.*, 2003; Pitman *et al.*, 1999). Muchos estudios han mostrado que la diversidad de especies aumenta con la edad

de la sucesión (Perkulis *et al.*, 1997; Kennard, 2002; Peña-Claros, 2003; Kalacska, *et al.*, 2004) al igual que en nuestro estudio para el banco y la lluvia de semillas, donde el rango del valor de los índices de Shannon-Wiener oscilan entre 2.6 y 3.6 (Magurran, 2004).

Debido a que la riqueza de especies representada en el banco y la lluvia de semillas fue diferente, así como el número de muestras, no se puede hacer una comparación entre los sitios y más pero se puede observar que la diversidad de especies se encuentra en el sitio en proceso de sucesión (Sp); esto indica que el avance de la sucesión genera condiciones favorables para el establecimiento y desarrollo de los individuos, lo cual se considera como una de las principales barreras para la recuperación de bosques en campo abandonados (Zimmerman *et al.*, 2000; Wijdeven y Kuzee, 2000; Slocum, 2000).

En sitios conservados la riqueza de especies fue mayor pero estaban representadas con pocos individuos, esto podría estar relacionado con el cierre del dosel en estos sitios, lo cual limita el establecimiento y desarrollo de especies heliófilas efímeras debido a la sombra (Finegan, 1996; Whitmore, 1998).

De manera general, la producción, dispersión, germinación de semillas y reclutamiento, son elementos clave en el mantenimiento de la diversidad genética de poblaciones y comunidades (Thompson y Grime, 1983), y en la distribución y abundancia de especies (Clark *et al.*, 1999; Nathan y Muller-Landau, 2000; Dalling, 2002; Parciak, 2002; Ceccon y Hernández, 2009). En la fase de dispersión de propágulos, la lluvia de semillas es una fuente importante para la regeneración de bosques, especialmente en áreas que han sido sometidas a perturbaciones constantes (Aide *et al.*, 1995; Cubiña y Aide, 2001). La baja frecuencia o ausencia de propágulos tanto en el banco como en la lluvia de semillas puede limitar la colonización y reclutamiento en algunos hábitats (Aide y Cavelier, 1994; Holl, 1999; Turnbull *et al.*, 2000; Cubiña y Aide, 2001; Campbell *et al.*, 2003; Foster y Dickson, 2004); al ser éstas la fuente de especies colonizadoras durante la sucesión ecológica (Harper, 1977; Aguiar y Sala, 1997; Nathan y Muller-Landau, 2000).

Los factores que controlan la llegada de semillas, incluyen la distribución y abundancia de adultos, la producción de semillas, y las distancias de dispersión que varían sustancialmente entre especies (Clark *et al.*, 1998; Ruíz *et al.*, 2009). El síndrome de

dispersión zoócora es el dominante en ecosistemas tropicales (Howe y Smallwood, 1982; Loiselle *et al.*, 1996); los vertebrados frugívoros voladores son mejores dispersores en cantidad de semillas y en distancia en comparación con animales terrestres (Galindo *et al.*, 2000; Ortiz-Pulido *et al.*, 2000).

Los resultados de este estudio permitirían conseguir información sobre el patrón temporal de la lluvia de semillas de estas especies, importante como indicador del potencial de regeneración de estas especies en esas áreas, y útil para la regeneración ecológica de estos bosques con el subsecuente desarrollo y manejo de estas plantas en planes de restauración.

---

---

## 9. CONCLUSIONES GENERALES

---

---

- El banco de semillas presentó una gran riqueza y abundancia en general, siendo los sitios **Sc1** y **Sp** el que presentó una mayor riqueza y abundancia.
- La forma de vida que predominó fue la herbácea y en muy poco porcentaje se presentaron las especies leñosas (arbustiva y arbórea).
- La época seca presentó mayor riqueza y abundancia al compararla con la época lluviosa.
- Las especies más abundantes fueron *Chamaecrista* sp, *Arthraxon* sp, la Sp 1 de la familia Nyctaginaceae, la Sp2 de la familia Malvaceae y *Euphorbia* sp.
- Las especies de tipo arbóreo registradas fueron seis: *Cordia* sp, *Bahunia* sp, *ficus* sp, *Acacia* sp, *Acacia* sp.1 y *Brosimum* sp, son muy características por su presencia en bosques secundarios.
- El esfuerzo de muestreo realizado permitió obtener aproximadamente el 65% de las especies esperadas, por lo que es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo en próximos estudios similares.
- En cuanto al índice de Simpson, este sugiere que los sitios con mayor dominancia fueron **Sc2** y **Sp** con valores iguales.
- Para Shannon-Wiener el sitio **Smp** es el más diverso y equitativo.
- El índice de Sørensen mostró que en cuanto a la composición el **Sc1** y **Sp** presentaron la mayor similitud al compartir el 58%, mientras que al evaluar la estructura los sitios **Sc1** y **Smp** presentaron la mayor similitud, es decir que compartieron especies y estas presentaron abundancias similares.
- La lluvia de semillas tuvo mayor riqueza de especies en el sitio **Sc1**.
- La mayor abundancia de individuos se registró en el **Smp**, sitio con mayor impacto antropogénico.
- La forma de crecimiento que predominó en la lluvia de semillas fue la herbácea y existió poca presencia de especies arbóreas.

- Las especies reportadas con mayor abundancia fueron *Arthraxon* sp. *Gnaphalium* sp. Sp1 (Nyctaginaceae), sp1 (Malvaceae).
- La curva de acumulación de especies dio a conocer la eficiencia del muestreo en los sitios **Sc1**, **Sp** y **Smp** con el 98% de las especies esperadas por el estimador Chao 2, en el sitio **Sc2** la curva de acumulación no alcanza la asíntota muestreando solo el 63% de las especies esperadas.
- En la diversidad alfa Shannon–Wiener mostro que el sitio más diverso fue el **Sc1** y el que tuvo la mayor Equitatividad fue el **Sc2**.
- El índice de dominancia de Simpson indico que el sitio más dominante fue el **Sp**.
- En la diversidad beta, el índice de Sørensen mostro que los sitios más similares en cuestión a composición fueron los sitios **Sc1** y **Sc2** con el 48% de especies compartidas, en cuestión a estructura los sitios más similares son el **Sc2** y **Sp** con el 72% de especies presentes en los dos sitios.
- Por los resultados obtenidos la lluvia de semillas tiene una tendencia en ayudar a la regeneración de los sitios altamente perturbados con la introducción de especies pioneras, esto dependiendo de la intensidad del disturbio, la fuente de propágulos, y la eficiencia de los dispersores.

---

---

**10. LITERATURA COMPLEMENTARIA**

---

---

- Aguilar, R; Ashworth, L; Galetto, L; Aizen, MA. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecol Lett* 9:968-980.
- Aizen, M. A.; Ashworth, L; Galetto, L. 2002. Reproductive success in fragmented habitats: do compatibility systems and pollination specialization matter?. *J Vegetation. Sc* 13:885-892.
- Aizen, M. A.; Feinsinger, P. 1994a. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- Benítez-Malvido, J. 2001. Regeneration in Tropical rainforest fragments. In Bierregaard, RO; Gascon, C; Lovejoy, TE; Mesquita, R. Eds. Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest. New Haven. Yale University. p. 136-145.
- Benítez-Malvido, J; Martinez-Ramos, M. 2003. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conserv Biol* 17:389-400.
- Byers, DL. 1995. Pollen quantity and quality as explanations for low seed set in small populations exemplified by *Eupatorium* (Asteraceae). *Am J Bot* 82: 1000-1006.
- Cascante, A; Quesada, M; Lobo, JA; Fuchs, EJ. 2002. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. *Conserv Biol* 16: 137-147.
- Cunningham, SA. 2000. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. *Proc R Soc Lond B* 267: 1149-1142.
- Dick, CW. 2001. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. *Proc R Soc Lond B* 268: 2391-2396.
- Flores-Llampa, B. 2004. Efectos de la fragmentación del hábitat sobre la ecología reproductiva de *Quararibea ochrocalyx* (K. Schum) en el bosque húmedo de Costa Rica. Turrialba, CR. Tesis Mag. Sc. CATIE. 58 p.

- Fuchs, EJ; Lobo, JA; Quesada, M. 2003. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical dry forest tree *Pachira quinata*. *Conserv Biol* 17: 149-157.
- Ghazoul, J; McLeish, M. 2001. Reproductive ecology of tropical forest trees in logged and fragmented habitats in Thailand and Costa Rica. *Plant Ecol* 153: 335-345.
- Guariguata, MR; Arias-Le Claire, H; Jones, G. 2002. Tree seed fate in a logged and fragmented forest landscape, Northeastern Costa Rica. *Biotropica* 34(3): 405-415.
- Guariguata, M; Rosales Adame, JJ; Finegan, B. 2000. Seed removal and fate in two selectively logged lowland forests with contrasting protection levels. *Conserv Biol* 14:1046-1054.
- Laurance, W. 1997. Introduction, Section II: Physical processes and edge effects. In Laurance, W; Bierregaard, R. Eds. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago. University of Chicago. p. 29-31.
- Laurance, WF; Laurance, SG; Delamonica, P. 1998. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. *For Ecol Manage* 110: 173-180.
- Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of Neotropical plants. In Schelhas, J; Greenberg, R. Eds. Forest patches in Tropical landscapes. Washington, DC. Island Press. p. 19-36.
- Nason, JD; Hamrick, J. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two case studies of Neotropical canopy trees. *Heredity* 88: 264-276.
- Sanchez-Azofeifa, G. 2000. Land use and cover change in Costa Rica: a geographic perspective. In Hall, A. Ed. Quantifying sustainable development: the future of tropical economies. San Diego. Academic Press. p. 473-501.
- Turner, I. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J Appl Ecology* 33: 200-209.
- White, G; Boshier, DH; Powell, W. 1999. Genetic variation within a fragmented population of *Swietenia humilis* Zucc. *Mol Ecol* 8: 1899-1909.
- White, G; Boshier, DH; Powell, W. 2002. Increased pollen flow counteracts fragmentation in a tropical dry forest: An example from *Swietenia humilis* Zuccarini. *PNAS* 99: 2038-2042.

## 11. ANEXO I

Listado de especies registradas en el banco y la lluvia de semillas y sus abundancias para cada sitio. **(FC)** Forma de crecimiento: Hb, Ar, A, N. I (herbáceas, arbustivas, arbóreas, no identificadas, respectivamente); **(CV)** Ciclo de vida: A, P, P/A, A/B, N.i (anual, perenne, perenne/anual, anual/bianual, no identificada, respectivamente); **(GE)** Grupo ecológico: T, R, C (tolerante, resistente y competitiva, respectivamente); **(TD)** Tipo de dispersión: Anemócoria y Zoócoria (A, Z).

FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE	ABUNDANCIA										FC	CV	GE	TD
			BANCO					LLUVIA								
			Sc1	Sc2	Sp	Smp	AT	Sc1	Sc2	Sp	Smp	AT				
Acanthaceae	<i>Ruellia</i>	<i>Ruellia sp</i>	4	*	10	4	18	4	12	179	14	209	Hb	p	T	A
	<i>Elytraria</i>	<i>Elytraria imbricata</i>	1	*	*	*	1	1	3	*	*	4	Hb	p	T	A
	<i>Dicliptera</i>	<i>Dicliptera sp</i>	*	1	*	1	2	3	2	*	5	10	Hb	p	T	A
	<i>Henrya</i>	<i>Henrya sp1</i>	*	*	*	*	*	2	1	1	3	7	Hb	p	T	A
		<i>Henrya sp2</i>	*	*	*	*	*	5	4	18	1	28	Hb	p	T	A
Amaranthaceae	<i>Gomphrena</i>	<i>Gomphrena sp1</i>	*	13	7	1	21	4	*	119	18	141	Hb	A	T	Z
		<i>Gomphrena sp2</i>	*	*	2	2	4	1	*	*	4	5	Hb	p	T	A
	<i>Achyranthes</i>	<i>Achyranthes sp</i>	*	*	3	*	3	*	*	2	*	2	Hb	p	T	A
Apocynaceae	<i>Echites</i>	<i>Echites sp1</i>	16	9	13	1	39	22	50	35	14	121	Hb	A	T	Z
		<i>Echites sp2</i>	2	*	*	*	2	4	1	3	8	16	Hb	A	T	Z
Asteraceae	<i>N. I</i>	<i>Sp1</i>	*	*	21	2	23	3	*	4	1	8	Hb	N. I	N. i	N. i
	<i>N. I</i>	<i>Sp2</i>	*	*	*	*	*	1	*	*	*	1	Hb	N. I	N. i	N. i
	<i>Stevia</i>	<i>Stevia sp</i>	*	*	*	1	1	4	*	*	*	4	Hb	p	T	Z
	<i>Gnaphalium</i>	<i>Gnaphalium sp</i>	*	*	*	3	3	109	22	16	3	150	Hb	A/B	T	Z
	<i>Taraxacum</i>	<i>Taraxacum officinale</i>	4	*	12	*	16	2	8	11	5	26	Hb	p	R/A	A
	<i>Senecio</i>	<i>Senecio erygeron</i>	*	*	*	*	*	*	5	10	11	26	Hb	A/B	R/A	Z
Boraginaceae	<i>Cordia</i>	<i>Cordia sp</i>	1	*	*	*	1	3	2	3	3	11	A	p	T	A
	<i>N. I</i>	<i>Sp2</i>	*	*	*	*	*	5	*	*	2	7	N. I	N. I	N. i	N. i

Continuación.....



Boraginaceae	<i>Tournefortia</i>	<i>Tournefortia sp</i>	*	*	*	*	*	2	5	*	*	7	Ar	p			
	<i>Heliotropium</i>	<i>Heliotropium sp</i>	*	*	*	*	*	*	*	1	*	1	Hb	A	R		
Burseraeae	<i>Bursera</i>	<i>Bursera sp1</i>	*	*	*	*	*	2	*	1	*	3	A	p		Z	
		<i>Bursera sp2</i>	*	*	*	*	*	4	*	1	*	5	A	p		Z	
Capparaceae	<i>Capparis</i>	<i>Capparis sp</i>	*	*	*	*	*	2	*	*	1	3	Hb	p			
Caryophyllaceae	<i>Dyastatea</i>	<i>Dyastatea sp</i>	1	*	*	*	1	*	*	*	3	3	Hb	p			
Commelinaceae	<i>Tripogandra</i>	<i>Tripogandra sp</i>	3	*	*	*	3	1	*	4	*	5	Hb	A			
	<i>Commelina</i>	<i>Commelina coelestis</i>	*	*	*	*	*	*	*	2	*	2	Hb	p	R		
<i>Commelina sp1</i>		*	1	7	3	11	20	56	7	4	87	Hb	p	R/A			
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i>	<i>Ipomoea sp1</i>	1	*	*	*	1	*	*	1	44	45	Hb	p	R/A		
		<i>Ipomoea sp2</i>	4	*	*	2	6	*	1	14	16	31	Hb	p	R/A		
		<i>Ipomoea sp3</i>	*	*	2	*	2	1	*	3	*	4	Hb	p	R/A		
		<i>Ipomoea sp4</i>	*	*	1	*	1	*	*	6	*	6	Hb	p	R/A		
		<i>Ipomoea sp5</i>	*	*	*	1	1	1	2	2	2	7	Hb	p	R/A		
		<i>Ipomoea sp6</i>	*	*	*	*	*	1	*	5	*	6	Hb	p	R/A		
		<i>Ipomoea sp8</i>	*	*	*	*	*	1	*	*	*	1	Hb	p	R/A		
	<i>Ipomoea sp9</i>	*	*	*	*	*	2	*	*	*	2	Hb	p	R/A			
	<i>Evolvulus</i>	<i>Evolvulus sp1</i>	6	*	*	2	8	1	*	11	12	24	Hb	p	R/A		
<i>Evolvulus sp2</i>		*	2	*	3	5	*	2	1	3	6	Hb	p	R/A			
Cucurbitaceae	<i>Melothria</i>	<b><i>Melothria sp</i></b>	1	1	1	1	4	3	*	6	2	11	Hb	A			
	<i>Echinopepon</i>	<i>Echinopepon sp</i>	*	*	*	1	1	2	4	1	15	22	Hb	A			
Cyperaceae	<i>Fimbristylis</i>	<i>Fimbristylis sp</i>	*	1	1	*	2	2	*	*	*	2	Hb	p			
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea</i>	<i>Dioscorea sp</i>	*	*	*	*	*	1	*	2	*	3	hb	p			
Euphorbiaceae	<i>N. l</i>	<i>Sp1</i>	*	*	1	*	1	*	*	*	1	1	Hb	p		N. i	
	<i>N. l</i>	<i>Sp2</i>	*	*	4	*	4	2	*	*	4	6	Hb	A		N. i	
	<i>N. l</i>	<i>Sp3</i>	*	*	*	*	*	*	*	2	*	2	Hb	A		N. i	
	<i>Euphorbia</i>	<i>Euphorbia sp1</i>	1	*	1	*	2	3	1	9	2	15	Hb	A		A	
		<i>Euphorbia sp2</i>	1	*	*	*	1	1	*	*	*	1	Hb	A		A	

Continuación...

Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i>	<b><i>Euphorbia sp3</i></b>	5	9	45	23	82	*	7	25	99	131	Hb	A		A
---------------	------------------	-----------------------------	---	---	----	----	----	---	---	----	----	-----	----	---	--	---

		<i>Euphorbia sp4</i>	*	1	*	*	1	33	18	7	*	58	Hb	A		A	
		<i>Euphorbia sp5</i>	*	*	*	*	*	1	1	4	3	9	Hb	A		A	
	<i>Acalypha</i>		<i>Acalypha sp</i>	1	*	5	*	6	8	*	1	16	25	Hb	A		A
			<i>Acalypha alopecurioidea</i>	*	*	*	8	8	39	21	12	6	78	Hb	A	R/A	A
			<i>Acalypha arbensis</i>	3	*	4	*	7	1	*	4	37	42	Hb	A		A
	<i>Croton</i>		<i>Croton sp</i>	*	*	*	*	*	2	*	4	*	6	Hb	A		A
	<i>Phyllantus</i>		<i>Phyllantus sp</i>	1	*	*	*	1	1	1	2	7	11	Ar	A		
Leguminosae	<i>Chamaestricta</i>	<b><i>Chamaecrista nictitans</i></b>	25	23	91	12	151	4	16	26	75	121	Hb	A			
	<i>Phaseolus</i>		<i>Phaseolus sp1</i>	*	*	1	*	1	1	2	7	60	70	Hb	p		
			<i>Phaseolus sp2</i>	*	*	*	*	*	1	*	5	*	6	Hb	p		
			<i>Phaseolus sp3</i>	*	*	*	*	*	*	1	*	*	1	Hb	p		
	<i>Bauhinia</i>		<i>Bauhinia pauletia</i>	5	*	*	*	5	*	3	*	2	5	A	p		
	<i>Acacia</i>		<i>Acacia sp</i>	*	*	*	4	4	7	*	1	*	8	A	p		
			<i>Acacia farneciana</i>	*	1	2	*	3	4	5	12	1	22	A	p		
	<i>Crotalaria</i>		<i>Crotalaria sp</i>	1	*	*	*	1	*	*	*	5	5	Ar	P/A		
	<i>Lonchocarpus</i>		<i>Lonchocarpus sp1</i>	*	*	*	*	*	*	8	15	71	94	Ar	P/A		
			<b><i>Lonchocarpus sp2</i></b>	3	5	6	1	15	3	2	*	2	7	Ar	P		
			<b><i>Lonchocarpus sp3</i></b>	*	*	*	*	*	*	*	1	*	1	Ar	P		
	<i>Coursetia</i>		<i>Coursetia sp</i>	*	*	1	*	1	3	5	25	6	39	Hb	A		
	<i>Mimosa</i>		<i>Mimosa sp1</i>	*	*	1	*	1	1	3	3	4	11	Ar	P	R/A	
			<i>Mimosa sp2</i>	*	*	*	1	1	2	4	5	4	15	Ar	P	R/A	
			<i>Mimosa sp3</i>	*	*	*	*	*	1	*	*	*	1	Ar	P		
	<i>Brassica</i>		<i>Brassica rapa</i>	*	*	*	3	3	12	9	*	2	23	Hb	A		
<i>Desmodium</i>		<i>Desmodium sp1</i>	1	*	4	*	5	1	*	*	1	2	Hb	P			
		<i>Desmodium sp2</i>	*	*	*	2	2	2	1	8	4	15	Hb	P			
		<i>Desmodium sp3</i>	*	*	2	2	4	1	*	3	2	6	Hb	P			
		<i>Desmodium sp4</i>	*	*	*	*	*	1	*	*	2	3	Hb	A			
Continuación...																	
Leguminosae	<i>Desmodium</i>	<i>Desmodium sp5</i>	*	*	*	*	*	*	*	2	1	3	Hb	P			
	<i>Caesalpinia</i>	<i>Caesalpinia sp2</i>	*	*	1	*	1	*	*	*	*	*	Ar	P			

		<i>Caesalpinia sp1</i>	*	*	*	*	*	2	*	3	10	15	Ar	P		
		<i>Caesalpinia sp3</i>	*	*	*	*	*	*	*	1	*	1	A	P		
	<i>Lysiloma</i>	<i>Lysiloma sp</i>	*	*	*	*	*	4	*	1	*	5	A	P		
	<i>N. I</i>	<i>Sp1</i>	*	*	*	*	*	*	*	4	1	5	Hb	A		
Malvaceae	<i>N. I</i>	<i>Sp1</i>	1	*	*	1	2	1	1	2	5	9	Hb	P		
	<i>N. I</i>	<i>Sp2</i>	78	1	4	*	83	1	*	6	732	739	Hb	P		
	<i>N. I</i>	<i>Sp3</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	1	1	Hb	N. I		
	<i>N. I</i>	<i>Sp5</i>	*	*	*	*	*	*	*	7	*	7	Hb	N. I		
	<i>Malvastrum</i>	<i>Malvastrum sp1</i>	3	*	*	*	3	1	*	*	3	4	Ar	P/A		
		<i>Malvastrum sp2</i>	*	*	*	*	*	2	*	2	25	29	Ar	P		
	<i>Walteria</i>	<b><i>Walteria sp</i></b>	6	2	4	20	32	1	5	4	253	263	Ar	P		
	<i>sida</i>	<i>Sida sp1</i>	6	*	2	5	13	8	7	42	82	139	Hb	P		
		<i>Sida sp2</i>	*	*	1	*	1	2	*	27	20	49	Hb	P		
		<i>Sida sp3</i>	*	2	*	*	2	*	1	*	5	6	Ar	P		
		<i>Sida sp4</i>	*	*	*	*	*	1	*	*	*	1	Ar	P		
	<i>Meloquia</i>	<i>Melochia sp</i>	1	1	*	1	3	4	*	3	25	32	Ar	P		
	<i>Heliocarpus</i>	<i>Heliocarpus sp</i>	*	*	2	1	3	2	4	2	*	8	Ar	P		
<i>Abutilon</i>	<i>Abutilon sp</i>	*	*	*	*	*	1	4	*	3	8	Ar	P			
Moraceae	<i>Ficus</i>	<i>Ficus sp</i>	*	*	1	*	1	*	*	*	*	A	P			
	<i>Brosimum</i>	<i>Brosimum allicastrum</i>	1	*	*	*	1	*	*	*	*	A	P			
	<i>Darstenia</i>	<i>Darstenia sp</i>	*	*	*	*	*	6	1	*	6	13	A	P		
Nyctaginaceae	<i>N. I</i>	<i>Sp1</i>	*	1	125	5	131	5	1	636	75	717	Hb	P		
	<i>Mirabilis</i>	<i>Mirabilis sp</i>	*	*	*	1	1	*	*	*	*	Hb	P			
	<i>Salpientus</i>	<i>Salpientus sp</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	6	6	Ar	P		
Oxiladaceae	<i>Oxalis</i>	<b><i>Oxalis sp</i></b>	19	4	14	10	47	31	19	67	40	157	Hb	P		
Poaceae	<i>Digitaria</i>	<b><i>Digitaria sp</i></b>	17	7	4	18	46	5	7	25	67	104	Hb	A		

Continuación...

Poaceae	<i>Eriochloa</i>	<i>Eriochloa sp</i>	*	*	*	2	2	*	1	*	*	1	Hb	A		
	<i>Echinochloa</i>	<i>Echinochloa sp</i>	1	1	*	3	5	*	1	1	20	22	Hb	A		
	<i>Panicum</i>	<b><i>Panicum sp1</i></b>	6	22	11	6	45	2	19	9	89	119	Hb	A		

		<i>Panicum sp2</i>	*	4	8	10	22	7	32	18	99	156	Hb	A		
	<i>Arthraxon</i>	<b><i>Arthraxon sp1</i></b>	10	24	102	3	139	60	65	227	18	370	Hb	A		
		<i>Arthraxon sp2</i>	1	4	4	*	9	13	14	3	2	32	Hb	A		
		<i>Arthraxon sp3</i>	7	*	3	2	12	49	28	61	13	151	Hb	A		
	<i>N. l</i>	<i>Sp1</i>	*	3	*	4	7	*	*	*	25	25	N. l	N. l		
	<i>N. l</i>	<i>Sp2</i>	*	43	*	*	43	*	*	1	8	9	Hb	A		
	<i>N. l</i>	<i>Sp3</i>	*	*	*	26	26	8	3	1	88	100	Hb	A		
	<i>N. l</i>	<i>Sp4</i>	*	*	*	*	*	*	7	*	*	7	N. l	N. l		
	<i>Eleusine</i>	<i>Eleusine sp</i>	*	*	*	*	*	5	*	1	22	28	Hb	A		
	<i>Sporobulus</i>	<i>Sporobulus sp</i>	*	*	*	*	*	*	*	1	1	2	Hb	P		
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i>	<i>Coccoloba sp1</i>	4	*	1	*	5	5	*	3	4	12	Ar	P		
		<i>Coccoloba sp2</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	1	1	Ar	P		
	<i>Antigonon</i>	<i>Antigonon sp</i>	*	*	*	*	*	3	*	2	11	16	Hb	A	R	
	<i>N. l</i>	<i>Sp1</i>	*	*	*	*	*	1	*	*	11	12	N. l	N. l		
Rubiaceae	<i>N. l</i>	<i>Sp1</i>	7	*	6	*	13	1	*	16	57	74	N. l	N. l		
	<i>Borreria</i>	<i>Borreria sp1</i>	2	*	2	*	4	*	*	2	21	23	Hb	A	R	
		<i>Borreria sp2</i>	*	*	*	*	*	2	*	1	*	3	Hb	P	R	
Sapindaceae	<i>Cardiospermum</i>	<i>Cardiospermum sp</i>	*	*	1	*	1	1	*	11	4	16	Hb	A	R	
	<i>Serjania</i>	<i>Serjania sp</i>	*	*	*	*	*	8	1	3	*	12	N. l	N. l		
	<i>N. l</i>	<i>Sp1</i>	*	*	*	*	*	*	*	4	*	4	N. l	N. l		
Solanaceae	<i>N. l</i>	<i>Sp1</i>	2	*	3	*	5	1	3	3	3	10	N. l	N. l		
	<i>Solanum</i>	<i>Solanum sp1</i>	1	*	1	*	2	8	*	2	8	18	Hb	A	R/A	
		<i>Solanum sp2</i>	12	*	5	*	17	58	5	8	4	75	Hb	A		
		<b><i>Solanum sp3</i></b>	2	1	1*	2	15	3	3	8	1	15	Hb	A/B		
		<i>Solanum sp4</i>	*	*	*	1	1	41	1	2	*	44	Hb	A		

Continuación...

Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Solanum sp5</i>	1	*	*	*	1	5	*	1	*	6	Hb	P		
		<i>Solanum sp6</i>	*	*	*	*	*	1	*	5	*	6	Hb	P/A	R	
	<i>Physalis</i>	<i>Physalis sp1</i>	2	*	*	*	2	2	*	*	*	2	Ar	A		
		<i>Physalis sp2</i>	1	*	*	4	5	*	1	*	2	3	Hb	A		

		<i>Physalis sp3</i>	*	*	3	2	5	1	1	3	1	6	Ar	P		
		<i>Physalis sp4</i>	*	*	*	*	*	3	10	5	19	37	Hb	A		
		<i>Physalis sp6</i>	*	*	*	*	*	2	*	*	*	2	Hb	A		
Vervaceae	<i>Lantana</i>	<i>Lantana sp</i>	*	*	*	3	3	7	5	15	4	31	Ar	P		
Vitaceae	<i>Cissus</i>	<i>Cissus sp1</i>	1	*	2	1	4	2	*	*	3	5	Hb	P		
		<i>Cissus sp2</i>	*	*	*	*	*	1	*	5	3	9	Hb	A		
Familia 1	<i>N. I</i>	1	5	*	*	*	5	*	*	41	*	41	N. I	N. I		
Familia 2	<i>N. I</i>	2	1	*	9	*	10	*	3	8	49	60	N. I	N. I		
Familia 3	<i>N. I</i>	3	*	*	*	*	*	*	*	*	7	7	N. I	N. I		
Familia 4	<i>N. I</i>	4	2	1	1	*	4	*	*	7	1	8	N. I	N. I		
Familia 5	<i>N. I</i>	5	*	1	*	*	1	3	*	*	*	3	N. I	N. I		
Familia 6	<i>N. I</i>	6	*	*	*	*	*	*	*	*	2	2	N. I	N. I		
Familia 7	<i>N. I</i>	7	*	*	*	*	*	*	*	1	5	6	N. I	N. I		
Familia 8	<i>N. I</i>	8	*	*	*	*	*	3	*	*	*	3	N. I	N. I		

