



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO.

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA.

**Banco de semillas en diferentes condiciones de
manejo en el bosque de *Abies religiosa*.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
BIÓLOGA.

P R E S E N T A

ALEJANDRA GODOY LEÓN.

DIRECTORA DE TESIS:

SILVIA CASTILLO ARGÜERO.

Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, 2017.





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

A las personas que tienen un gran amor y respeto por la naturaleza.

A mi adorable familia.

- Momahuizotzin.

AGRADECIMIENTOS.

Al jurado:

- Dra. Silvia Castillo Argüero.
- Dra. Isela Rodríguez Arévalo.
- M. en C. Alin Nadyeli Torres Díaz.
- M. en C. Yuriana Martínez Orea.
- Dr. Cesar Mateo Flores Ortiz.

Gracias por el apoyo, por mejorar el presente trabajo con sus valiosas aportaciones.

Gracias a los proyectos:

- PAPIIT IN- 216014 "Importancia de malezas en las comunidades secundarias del bosque templado de la cuenca del río Magdalena".
- PAPIIME PE201817 "Ecología de la vegetación secundaria y los hongos como indicadores del estado de conservación de un bosque templado de la cuenca del río Magdalena, Ciudad de México.

Por las becas otorgadas las cuales permitieron la realización de esta tesis.

A los comuneros de la cuenca del río Magdalena, por su gentileza y disposición en el trabajo de campo.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES.

A mi directora de tesis, Dra. Silvia Castillo Argüero. Gracias por su generosidad y por todas las oportunidades que me ha brindado desde el inicio hasta el final, por permitirme ser parte de su equipo de trabajo y asesorarme en todo momento en la realización de mi tesis, pero lo más importante, gracias por transmitir su pasión y conocimiento por la ecología.

A la M. en C. Yuriana Martínez Orea, por aclarar mis dudas y recibir de respuesta siempre un comentario asertivo en la realización de mi tesis, por el gran apoyo en campo, la identificación de las plántulas, gracias por compartir su gran gusto y conocimiento sobre el banco y lluvia de semillas.

A la M. en C Leticia Bonilla Valencia, por esclarecer mis dudas de índole estadístico y por sus enseñanzas en la materia de dinámica de comunidades.

Al laboratorio de dinámica de comunidades y mis compañeros dinámicos: Claudia, Brenda, Yaz, Gustavo, Adrián, Itzel, Gabriela, Leticia, por sus aportaciones en los seminarios, y en las clases del taller, por hacer del laboratorio un lugar agradable y salidas de campo divertidas, ¡¡siempre son una Aventura!! jajaja.

Agradezco a la UNAM por ser mi segunda casa. A mis profesores durante la carrera, que me inspiraron con sus conocimientos en biología, en especial a la M. en C. Alin Nadyeli Torres Díaz y la Biól. Ma. Edith López Villafranco por sus fructíferas enseñanzas en campo, las cuales me entusiasmaron a estudiar las plantas, ¡la mejor practica de campo! A la M. en C. Pilar Amellali Badillo Suarez, por sus infinitas enseñanzas, las cuales me ayudaron mucho.

A mis amigos y compañeros. En especial a mis amigas de la universidad y de vida Xóchitl Nieves Morales y Thalía Maleni Martínez Segundo, gracias por su sincera y bonita amistad, por compartir alegrías, risas, logros, locuras, horas de estudio y mucho cariño, siempre están en mis mejores recuerdos de la universidad.

Pero sobre todo...

Agradezco y dedico el presente trabajo

A mi adorable familia, que siempre está presente en mi vida, mi madre María Luisa León Espitia, mi padre Luis Godoy Cortez, mis hermanas Adriana Godoy León, Sandra María Godoy León, mi hermano Luis Gerardo Godoy León y al más peque de la familia..., mi querido sobrino Damián Nava Godoy. Gracias por el amor y el gran apoyo en este camino, siempre serán los ingredientes especiales para seguir adelante, por comprenderme y creer en mí en aquellos momentos bonitos y feos, pero siempre estaré agradecida por enseñarme que el amor y disciplina, son fundamentales para alcanzar logros en la vida.

Este logro también es de ustedes

¡Los amo!

ÍNDICE

RESUMEN

| | |
|---|-----------|
| 1.INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| 1.1.Los bosques templados y regeneración natural | 1 |
| 1.2.Banco de semillas..... | 3 |
| 2.ANTECEDENTES | 6 |
| 2.1.El chaponeo en el bosque de <i>Abies religiosa</i> de la cuenca del río Magdalena | 6 |
| 3.JUSTIFICACIÓN | 9 |
| 4.OBJETIVOS | 9 |
| 5.HIPÓTESIS..... | 10 |
| 6.MÉTODO | 10 |
| 6.1.Área de estudio..... | 10 |
| 6.2.Bosque de <i>Abies religiosa</i> en la CRM..... | 11 |
| 6.3.Trabajo de campo..... | 12 |
| 6.4.Banco de semillas y variables ambientales | 13 |
| 6.5.Vegetación establecida del estrato arbustivo | 14 |
| 7.ANÁLISIS DE DATOS | 16 |
| 7.1.Banco de semillas..... | 16 |
| 7.2.Vegetación establecida del estrato arbustivo | 17 |
| 8.RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 20 |
| 8.1.Descripción del banco de semillas y de la vegetación establecida del estrato arbustivo..... | 20 |
| 8.2.Abundancia del banco de semillas y de la vegetación establecida del estrato arbustivo..... | 25 |
| 8.3.Banco de semillas en diferentes condiciones de manejo por temporada y zona..... | 28 |
| 8.4.Banco de semillas en diferentes condiciones de manejo por temporada y microambiente..... | 31 |
| 8.5.Vegetación establecida del estrato arbustivo en diferentes condiciones de manejo por temporada y zona | 34 |
| 8.6.Vegetación establecida del estrato arbustivo en diferentes condiciones de manejo por temporada y microambiente..... | 36 |

| | |
|--|-----------|
| 8.7.Diversidad y similitud del banco de semillas y la vegetación establecida del estrato arbustivo..... | 38 |
| 8.8.Análisis de conglomerados de dos vías del banco de semillas..... | 41 |
| 8.9. Análisis de correspondencia canónica (CCA) del banco de semillas | 45 |
| 8.10.Análisis de correspondencia canónica (CCA) de la vegetación establecida del estrato arbustivo | 50 |
| 9.CONCLUSIONES Y SUGERENCIAS | 55 |
| 10.LITERATURA CITADA..... | 57 |
| 11.ANEXO | 70 |
| 11.1. Lista de especies del banco de semillas y de la vegetación establecida del estrato arbustivo..... | 70 |

RESUMEN

El banco de semillas es fundamental para la recuperación de las comunidades vegetales después de un disturbio y para evidenciar su estado de conservación. En este trabajo se realizó un análisis del banco de semillas y de la vegetación establecida del estrato arbustivo del bosque de *Abies religiosa*, en la cuenca del río Magdalena (CRM) Ciudad de México, bajo diferentes condiciones contrastantes de manejo, con el objetivo de evaluar si las prácticas de chaponeo afectan la regeneración natural del bosque. En un gradiente altitudinal se seleccionaron tres microambientes (m0, m25, m50), en dos zonas (sin chaponeo, con chaponeo). El banco de semillas se evaluó a través del método de emergencia de plántulas tanto en temporada de secas como de lluvias, entre zonas con diferentes condiciones, a partir de la emergencia de plántulas, se calculó la abundancia y la riqueza, se determinó el valor de importancia del estrato arbustivo y se registraron algunos factores ambientales para cada uno de los microambientes en ambas zonas (orientación de la ladera, pendiente, condiciones edáficas, luz, temperatura y humedad ambiental).

Con los datos obtenidos del banco de semillas y de la vegetación establecida del estrato arbustivo, se describió la composición, se realizó un análisis generalizado (GLM), para evaluar las diferencias entre microambiente, zona y temporada con la abundancia y riqueza. Se calculó el índice de diversidad de Shannon, la similitud entre el banco de semillas y el estrato arbustivo se calculó a través del coeficiente de similitud de Sorensen. Se hizo un análisis de conglomerados de dos vías y un CCA, para relacionar la agrupación de las especies del banco de semillas y del estrato arbustivo con los factores ambientales.

Los resultados mostraron que la composición del banco de semillas y la vegetación arbustiva establecida son características del bosque de *A. religiosa* de la CRM, en el banco de semillas se encontraron dos malezas introducidas: *Cardamine hirsuta* y *Urtica urens*, ambas indicadoras de perturbación. El análisis generalizado mostró que la temporada de secas y la zona sin chaponeo presentaron mayor abundancia y riqueza en el banco de semillas, mientras en la vegetación establecida, el estrato arbustivo tuvo mayor abundancia y riqueza en la temporada de lluvias en la zona sin chaponeo. El microambiente no difiere en la abundancia y en la riqueza del banco de semillas, pero si en la abundancia y riqueza del estrato arbustivo.

La diversidad del estrato arbustivo fue mayor en la zona sin chaponeo en las dos temporadas y el banco de semillas en la zona con chaponeo de la temporada de lluvias. A pesar de que la similitud fue baja entre el banco de semillas y la vegetación establecida, se comparten cinco especies *Acaena elongata*, *Ageratina glabrata*, *Cestrum anagyris*, *Cestrum thyrsoideum* y *Solanum cervantesii*.

Los datos obtenidos del análisis de conglomerado de dos vías permitieron conocer que la presencia de especies características del bosque de *A. religiosa* se agrupó en la zona sin chaponeo, mientras las especies indicadoras de perturbación en la zona con chaponeo. El CCA del banco de semillas y del estrato arbustivo permitió comprobar que un buen estado de conservación del estrato arbustivo tiene implicaciones importantes en el banco de semillas y por lo tanto en la regeneración natural, ya que en la zona sin chaponeo la abundancia en los microambientes del banco de semillas fue mayor, que en la zona con chaponeo, donde presentó la menor cobertura vegetal y riqueza de especies.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques templados mexicanos son un recurso importante al proporcionar una amplia gama de beneficios como: servicios económicos, sociales, ambientales y culturales (Maini, 1992). Así mismo, presentan una gran variedad de especies formando parte de la diversidad biológica del país (Ávila-Akerberg, 2002). A pesar de ello los bosques cercanos a grandes zonas urbanas están expuestos a disturbios antropogénicos provocando un cambio negativo en la estructura, composición y función en las comunidades vegetales (Maini, 1992).

Como es el caso de los bosques templados de la cuenca de México que rodean unos de los mayores complejos urbanos del mundo, conocidos como la zona Metropolitana de la Ciudad de México (Castillo-Argüero *et al.*, 2014). Estos bosques se ven afectados por la tala ilegal, la incidencia de incendios, el cambio de uso de suelos, la contaminación de aire, agua y la falta de manejo técnico adecuado para su conservación (Rzedowski, 1978; Alvarado-Rosales, 2002), siendo un riesgo significativamente en la pérdida de biodiversidad y funcionamiento adecuado a estos bosques.

Por lo que la conservación de estas zonas nos permite el mantenimiento de su biodiversidad, así como mejores estrategias de manejo sustentable de los recursos naturales. Por eso es necesario e importante realizar estudios adecuados de estructura y funcionamiento, con base en el entendimiento de los diferentes procesos ecológicos.

1.1. Los bosques templados y la regeneración natural

Los bosques templados en México dependen de factores como la altitud, el clima, tipo de suelo, la orientación de las laderas y la historia biogeográfica de las zonas, entre otros (Challenger, 1998). Así mismo, la biodiversidad de los bosques templados se debe en parte a su heterogeneidad espacial, la cual permite la existencia de microambientes. Un microambiente se define como el sitio que rodea una estructura vegetal (semilla, o propágulo, plántula o planta) y que permite la supervivencia y desarrollo, al proporcionarle los requerimientos suficientes para realizar al menos un evento reproductivo exitoso durante su ciclo de vida (García, 1978). La gran heterogeneidad ambiental, depende de las variaciones en temperatura y humedad edáficas, tipo de sustrato y sus propiedades físicas y químicas, además del tipo de vegetación existente (Campbell, 1995), esto tiene implicaciones ecológicas que determinan el establecimiento y distribución de especies, determinada por las diferencias en la composición florística (Challenger, 2003; Nieto de Pascual, 2003).

En los ecosistemas forestales templados, la mayor riqueza de especies se encuentra en el sotobosque, en promedio el 80% del total de las especies de plantas del bosque se encuentran en este estrato (Gilliam, 2007), su importancia radica en que mantiene las condiciones del suelo y los microambientes necesarios para que se lleven a cabo procesos ecológicos como la regeneración natural a través del banco y lluvias de semillas, lo que determina, el rumbo de la sucesión vegetal (Gilliam y Roberts, 2003) y el establecimiento de especies de estadios sucesionales más avanzados que posteriormente conformaran el dosel (Parrotta *et al.*, 1997; Lipztin y Asthon, 1999)

La regeneración natural de los bosques, es un proceso importante de las comunidades vegetales, constituye la base para la renovación y la continuidad de las especies, se refiere a la incorporación de nuevos individuos a la comunidad (Nathan y Muller-Landau, 2000; Wang y Smith, 2002), este proceso implica una serie de estadios sucesivos: producción, dispersión y germinación de la semilla y establecimiento de la plántula, cada estadio está estrechamente ligado a interacciones bióticas y abióticas. Las plantas presentan producción continua de frutos y semillas a lo largo del año, la producción de semillas depende de la humedad y la temperatura, una producción importante de semillas al año implica que estas variables tengan valores particulares (Martínez- Orea, 2011) en este estadio.

Una vez que es producida la semilla, está se separa de la planta progenitora, suceso conocido como dispersión (Howe y Smallwood, 1982) y puede ocurrir a través de vectores de dispersión tanto bióticos como abióticos (animales, viento, agua) , como por la auto- dispersión y dependerá de las características morfológicas de la semilla (Dansereau y Lems, 1957; Howe y Smallwood, 1982; van der Pijil, 1982), cantidad producida, periodo en el que ocurre y distancia de dispersión (Glenn-Lewin *et al.*, 1992).

Al flujo de semillas de una o más especies de una comunidad se le llama lluvia de semillas (Nathan y Muller-Landau, 2000), por lo tanto, la llegada de las semillas a la superficie del suelo es la primera fase para la formación de los bancos de semillas (Castillo-Argüero *et al.*, 2016), las semillas almacenadas en el suelo pueden mantener su viabilidad hasta la llegada de estímulos ambientales que inciten su germinación. La germinación es el proceso fisiológico que comienza con la absorción de agua por parte de la semilla y finaliza con la emergencia de la radícula, y depende de factores abióticos como la luz la temperatura y humedad (Probert, 2000; Pons, 2000; Daws *et al.*, 2002).

El establecimiento determina el número de individuos nuevos que entran a una población o comunidad (Moreno, 2008), esto se relaciona con la disponibilidad de luz (Wenny, 2000;

Méndez *et al.*, 2006), las características del suelo, el efecto de la vegetación competitiva o nodriza sobre el desarrollo de las plantas (Méndez *et al.*, 2006; Mora *et al.*, 2006), o el arribo y la elección de microambientes adecuados (Rey y Alcántara, 2000; Moreno, 2008). En general, comprender los estadios de la regeneración natural, permite predecir la distribución de las especies y la probabilidad de que los propágulos (semillas y frutos) ingresen a un banco de semillas en el suelo (Xiaojun *et al.*, 2007)

1.2 Banco de semillas.

El banco de semillas es un componente importante de la dinámica de una comunidad y una estrategia de sobrevivencia de las especies a lo largo del tiempo (Granados, 2001; Olano *et al.*, 2002; McNicoll, 2010), es un evento que permite se lleve a cabo la regeneración natural de un sistema, y participa en la recuperación del mismo después de perturbaciones naturales o antropogénicas (Hooper *et al.*, 2004). Por lo cual el conocimiento de la regeneración natural para los bosques templados a escala espacial y temporal es muy importante para el manejo y conservación de áreas perturbadas. Los bancos de semillas son un reservorio de la comunidad y maximizan la permanencia de las especies en el tiempo y en el espacio (Harper, 1977), manteniendo la diversidad genética y estabilidad de las comunidades vegetales. Los bancos de semillas se conforman por:

- 1) Semillas de especies representadas en la vegetación en pie
- 2) Especies de etapas sucesionales anteriores
- 3) Especies que, aunque nunca han estado en la vegetación en pie, forman parte del potencial debido a su capacidad de dispersión o viabilidad.

Al ser una entidad dinámica, como se mencionó anteriormente su formación se inicia con la dispersión o entrada de semillas (lluvia de semillas) y puede incluir los siguientes eventos o salida de semillas, como la depredación de las semillas por aves, roedores, e insectos, ataque de patógenos, muerte por senescencia o pérdida de viabilidad, enterramiento profundo, incluso las semillas pueden permanecer viables formando un banco de semillas latente (o banco de semillas potencial) en el cual las semillas están almacenadas en el suelo y tienen el potencial de germinar. (Bedoya-Patiño *et al.*, 2010). Se produce una pérdida negativa del banco de semillas latente cuando las semillas son depredadas o mueren, también ocurre una pérdida positiva cuando la semilla recibe estímulos ambientales como agua o luz, y se promueve su germinación (Castillo- Argüero *et al.*, 2016), dando lugar al banco de semillas activo, las plántulas emergidas en este banco formaran la vegetación establecida o en pie (Figura.1).

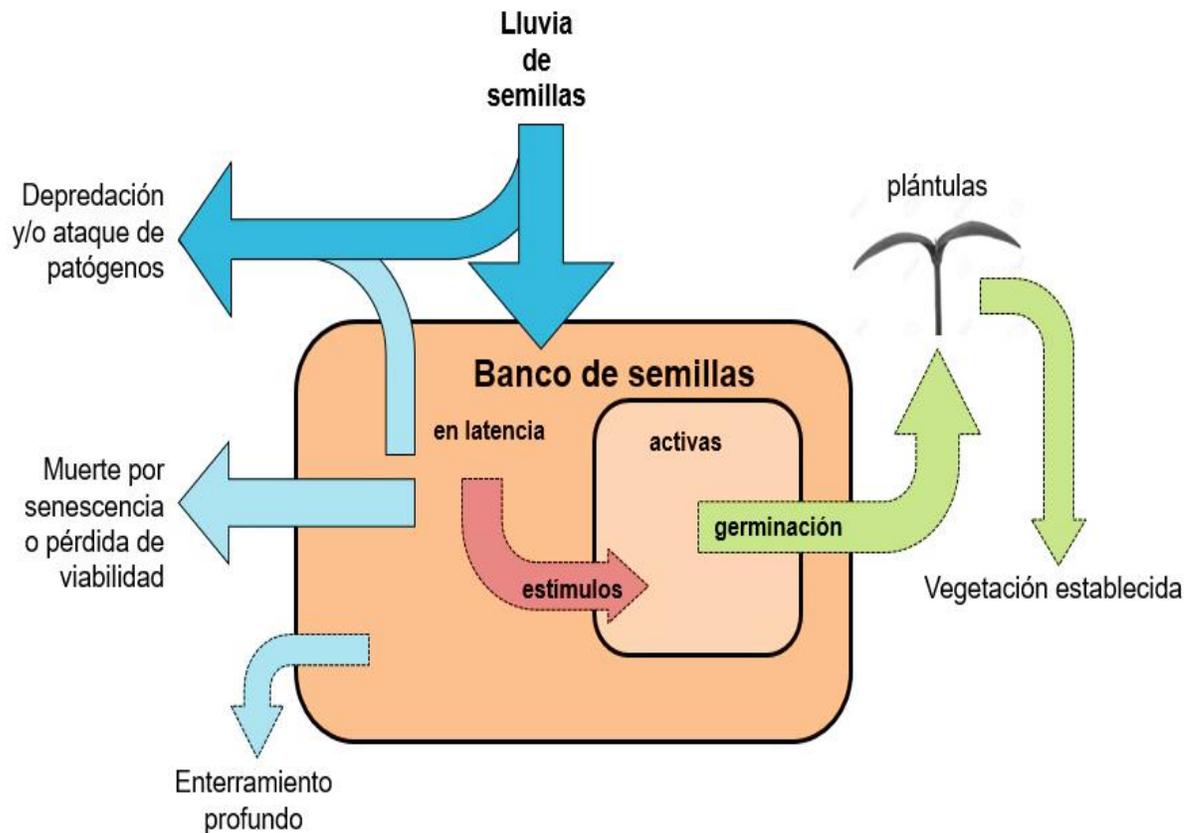


Figura 1. Esquema de la dinámica del banco de semillas (Modificado de Harper, 1977).

Estando la plántula en el banco de semillas, su establecimiento en la vegetación dependerá de gran medida de filtros bióticos (competencia con otras especies por recursos y depredación) y filtros abióticos (luz, nutrientes en el suelo, altitud, temperatura y humedad) que permitan su germinación y crecimiento (Benech- Arnold *et al.*, 2000).

El flujo de entrada-salida controla directamente la densidad de las semillas, así como la composición de especies, (Harper, 1977), esto permite predecir la distribución de las especies y la probabilidad de que estas ingresen a un banco o almacén de semillas en suelo. La incorporación de las semillas a un banco en un área determinada depende de factores tales como altura, distancia, el aporte de la fuente parental, su capacidad de dispersión (Pizarro-Hernández, 2012).

Así mismo dependiendo del tipo de semilla o propágulo que formen el banco se han clasificado según Thompson y Grime en 1979:

1. Banco de semillas Transitorios: Bancos cuyas especies persisten en el suelo menos de un año, normalmente pocos meses.
2. Banco de semillas Persistentes de corto plazo: bancos con semillas de especies que persisten en el suelo por lo menos un año y hasta 5 años.
3. Banco de semillas Persistentes de largo plazo: bancos con semillas de especies que persisten en el suelo por los menos 5 años, este tipo originalmente denominado “permanente”, es el único que contribuye a la regeneración de comunidades vegetales degradadas o destruidas.

La composición, abundancia y riqueza del banco de semillas dependen del tiempo de acumulación de las semillas en el suelo (Epp, 1987), que están relacionados con su latencia y viabilidad, la producción de semillas de individuos presentes en la zona (Houle y Payette, 1990) y sus estrategias para su dispersión (Terradas, 2001).

En términos de composición, abundancia y densidad los bancos de semillas presentan un componente dinámico, a escala temporal y espacial, mostrando una heterogeneidad (Dalling *et al.*, 1998), con base en esto es posible evaluar la afectación antropogénica, ya que presenta una disminución en la disponibilidad de semillas, esto se debe a la modificación de las condiciones ambientales idóneas para la germinación y establecimiento de los propágulos.

La importancia ecológica del banco de semillas está en que reducen la probabilidad de extinción de una especie a largo y corto plazo (Baskin y Baskin, 1998) representan un recurso para comenzar el proceso de regeneración natural, ya que es una fuente a partir de la cual, se pueden establecer nuevos individuos de plantas, si la vegetación en pie es destruida (Harper, 1977), además modifica la estructura genética de una población al ser una fuente de viabilidad.

En la actualidad no hay ningún área de la ecología vegetal moderna que no considere el estudio y análisis de los bancos de semillas, debido a su vinculación directa en la ecología de recuperación de especies y comunidades (Bakker *et al.*, 1996), o con evidenciar el estado de conservación de un sistema que pudiera ser afectado por el manejo y manipulación constante en la vegetación, por lo cual es de gran relevancia realizar estudios sobre la regeneración natural en el bosque de *A. religiosa* de la cuenca del río Magdalena, ya que por un lado permitiría dar alternativas de manejo, restauración y conservación, además de que es un área inmersa en la ciudad de México y se ve beneficiada por los servicios ecosistémicos que esta proporciona.

2. ANTECEDENTES

2.1. El chaponeo en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena.

El bosque de *A. religiosa*, de la cuenca del río Magdalena (CRM) en la Ciudad de México, está sujeto a presiones antropogénicas a lo largo de su historia, por las actividades agrícolas de pastoreo y la extracción forestal desordenada (Velázquez *et al.*, 2002), que pueden considerarse indicadores de presión en la degradación de estos bosques (Cuevas-Guzmán *et al.*, 2011), ya que la estructura, composición florística y diversidad del bosque se ven afectados negativamente.

En la actualidad en este bosque se practica el “chaponeo”, también conocido como deshierbe, el cual se define como la remoción del estrato herbáceo y arbustivo de un terreno forestal ¹ (Mota, 2002), esta actividad antropogénica forma parte del proceso de la reforestación, la cual consiste en limpiar o preparar el terreno y tiene como objetivo asegurar una mayor sobrevivencia y facilitar las labores de la plantaciones arbóreas, también, se aplica para eliminar lo que se consideran malezas en un lugar para que se pueda establecer la planta de reforestación reduciendo la competencia por luz, agua y nutrientes (SEMARNAT, 2010). Sin embargo esta práctica es cada vez más frecuente, a través del tiempo genera perturbaciones en las comunidades vegetales, ocasionando modificaciones en las condiciones microambientales de humedad, luz y temperatura, y propiciando erosión y pérdida de suelo en sitios con alta heterogeneidad, lo cual afecta los procesos de la regeneración natural como la germinación y el establecimiento de las especies (Fenner, 1985), esto provoca un bajo reclutamiento de plántulas , debido a que no existe disponibilidad en las condiciones y recursos que se requieren (Martínez- Orea, 2011), por consiguiente los reservorios de las plantas como lo son los bancos de semillas, presentarían una disminución en la composición, abundancia y riqueza.

Las actividades antropogénicas provocan diversos cambios en la dinámica del banco de semillas, pueden funcionar como activadores para la germinación de algunas especies de malezas nativas o introducidas o de vegetación secundaria generando un mayor reclutamiento de nuevos individuos dentro de una comunidad (Keeley y Fotheringham, 2000), que se ven favorecidas por las perturbaciones en un sitio y que surgen como pioneras en la regeneración natural (Harper, 1977).

¹ Con base a observaciones frecuentes en campo, en el presente trabajo el chaponeo se define como actividad antropogénica, que remueve el estrato arbustivo.

Los estudios en la CRM, con relación al banco de semillas, son de gran relevancia, y han sido abordados de diferente manera para el bosque de *A. religiosa*.

Martínez-Orea (2011), analizó la composición y abundancia del banco de semillas y su relación con la vegetación en pie en los tres tipos de bosque (bosque de *Quercus spp.* de *A. religiosa* y de *Pinus hartwegii*) de la CRM, encontró que el bosque de *A. religiosa* tuvo mayor número de especies y abundancia de plántulas de especies típicas de bosque templado y de la vegetación secundaria, sin embargo la similitud del banco y la vegetación fue menor, concluyendo que en zonas con una alta frecuencia de disturbios el banco de semillas presenta un gran número de especies de malezas. Así mismo Martínez-Orea *et al.* (2013), proponen un modelo que ilustra la diversidad, riqueza, y densidad de la lluvia y del banco de semillas, así como la similitud (IS) entre ambas y la vegetación en pie, para el análisis del potencial de regeneración natural del bosque templado de la CRM, con esto se pretende conocer la resiliencia de la comunidad ante un disturbio y se podría generar un indicador del estado de conservación de un sistema.

Pizarro-Hernández (2012), relacionó la estructura herbácea de la vegetación establecida con el banco de semillas, quien reporta que el banco conserva su composición florística nativa, a pesar de la presencia de especies introducidas, las cuales tuvieron una riqueza y abundancia menor en comparación con las especies nativas, sugiere que la presencia de herbáceas indicadoras de disturbio es reflejo de las actividades agrícolas, ganaderas o forestales.

Por otro lado Solís- Oberg (2015), analizó la relación entre la presencia de especies de malezas e introducidas en el banco de semillas activo, en dos unidades contrastantes en grado de conservación, del bosque de *Quercus (L.) spp* de la CRM., encontró que la riqueza, abundancia y diversidad de especies de malezas y especies introducidas en el banco de semillas, son dependientes de la frecuencia de disturbios de un sitio, es decir, condiciones ambientales características de sitios más conservados como un dosel cerrado, menor incidencia de luz y mayor cantidad de nutrientes fueron condiciones desfavorables para las malezas, mientras sitios contrarios favoreció la entrada de propágulos en el banco de semillas, así mismo. Jiménez-Hernández (2016) caracterizó y comparó la diversidad, abundancia y composición de especies en el banco de semillas inactivo o potencial, entre dos zonas con diferente grado de conservación en el bosque de *Quercus rugosa- Quercus laurina* de la CRM., encontró una mayor abundancia en la zona conservada y mayor riqueza y diversidad en la zona no conservada, sugiere que la cantidad de luz solar tiene relación con la presencia de especies indicadoras de disturbio.

Otros estudios sobre el banco de semillas fuera de la CRM bajo el efecto de perturbaciones lo abordan:

Ramírez-Marcial y González-Espinosa (1992), describieron y compararon la composición y la abundancia de especies en el banco de semillas y de la vegetación, en comunidades sucesionales derivadas de la agricultura en un área de bosque de pino-encino en Chiapas., encontraron una menor abundancia y riqueza en zonas relacionadas con el cultivo, que en zonas del bosque mediamente maduro.

Acosta y Vargas (2003), evaluaron el banco de semillas en tres bosques altoandinos, observaron que los bosques estudiados se diferencian en cuanto a su composición, la cual estuvo conformada en parte por especies exóticas, esto se atribuye a la intervención antrópica reciente en los tres bosques, además encontraron que el bosque que se establece a una mayor altitud es más denso con mayor riqueza y diversidad en comparación de los demás bosques.

Moscoso y Diez (2005), evaluaron la variación espacial del banco de semillas y su relación con la vegetación actual, en un fragmento de bosque de *Quercus humboldtii*, encontraron una variación espacial significativa en el número de plántulas, proponen que la presencia de claros está relacionada con menos plántulas, en comparación de las hondonadas, que favorecen el movimiento de las semillas con ayuda de factores de arrastre como el viento y la escorrentía.

Cantillo *et al.* (2008), caracterizaron el potencial de regeneración del banco de semillas, encontraron que el banco tuvo mayor dinámica en registros de abundancia a nivel espacial, en los puntos donde la cobertura vegetal es heterogénea, también encontraron que el vector zoocoria está asociado a comunidades maduras, mientras que la anemocoria se encuentra en sitios con etapas iniciales de desarrollo sucesional.

Romero *et al.* (2016), caracterizaron el banco de semillas en tres sitios con disturbios por actividades agrícolas, ganaderas y de plantaciones forestales, encontraron en el relicto de bosque mayor diversidad y número de plántulas, que en los pastizales y las plantaciones forestales, sugieren que las actividades como el corte de hierba y el pastoreo de animales, impide el desarrollo y el establecimiento de plantas leñosas a partir del banco, debido a que estas son llamativas para el ganado en etapas iniciales de crecimiento, lo que favorece la expansión de gramíneas con alta capacidad de regeneración.

Estudios sobre el chaponeo lo aborda:

Ramírez-Contreras y Rodríguez- Trejo (2009), evaluaron la supervivencia y crecimiento de *Pinus hartwegii*, en tratamientos de plántulas nodrizas, entre de ellos con chaponeo y pequeños claros naturales, en el Ajusco, Ciudad de México, encontraron que la supervivencia y el crecimiento (altura y biomasa) de *P. hartwegii* fue mayor en los tratamientos de claros naturales que en los tratamientos con chaponeo.

3. JUSTIFICACIÓN

La importancia del estudio de la ecología de los bancos de semillas es conocer su dinámica a través de modelos de predicción que nos permitan evidenciar el estado de conservación de un sistema bajo un disturbio, el cual interfiere en la dinámica de una comunidad vegetal y en los procesos de regeneración. Con la información obtenida del banco de semillas, se pueden generar programas de manejo y conservación de los recursos de una forma sustentable. Por ello es de gran relevancia describir el banco de semillas y su relación con la vegetación establecida en temporada de lluvias y de secas. Así mismo, es importante determinar si algunas prácticas de manejo forestal de los bosques como el chaponeo pueden afectar la diversidad de una comunidad. Por lo que este estudio es pionero en describir el banco de semillas bajo el efecto que tiene el chaponeo en las especies arbustivas del bosque de *Abies religiosa* de la CRM y puede ser clave para proponer cambios en prácticas inadecuadas que pueden estar modificando la composición y estructura de los bosques.

4. OBJETIVOS

General

Conocer el banco de semillas en dos zonas con diferentes condiciones de manejo forestal (chaponeo y no chaponeo) del bosque templado *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena, Ciudad de México

Particulares

- Determinar si el gradiente altitudinal en una pendiente (microambiente) tiene un efecto en la composición, abundancia y riqueza del banco de semillas bajo condiciones de chaponeo y no chaponeo.
- Describir, y comparar la composición y diversidad del banco de semillas y del estrato arbustivo bajo condiciones de chaponeo y no chaponeo.
- Analizar la relación entre el estrato arbustivo y el banco de semillas con algunas variables ambientales.

5. HIPÓTESIS

- Los disturbios tienen un efecto en la regeneración del bosque de *Abies religiosa* por lo que la composición del banco de semillas en sitios sin chaponeo presentará una mayor proporción de especies características de bosque templado, y en las zonas con chaponeo habrá una mayor proporción de especies indicadoras de perturbación.
- La riqueza y diversidad en el banco de semillas será diferente entre temporadas donde en sitios con chaponeo será menor.
- La similitud entre el banco de semillas y la vegetación establecida será mayor en los sitios sin chaponeo, y menor en los sitios con chaponeo.

6. MÉTODOS

6.1. Área de estudio

La cuenca del río Magdalena (CRM) se ubica en la Sierra de las Cruces, dentro de la faja volcánica transmexicana, en las coordenadas geográficas 19° 13'53" y 19° 18'12"N y 99° 14'50" y 99° 20' 30"W (Santibáñez -Andrade, 2009), con un intervalo altitudinal de 2570 m s. n. m en el noreste a los 3850 m s. n. m al suroeste. Se localiza al límite sur-occidental de la ciudad de México dentro de la cuenca de México, una parte comprende zonas de las delegaciones políticas Magdalena Contreras, Álvaro Obregón, Cuajimalpa y Estado de México (municipio Ocoyoacac). La extensión total del área es de aproximadamente 2.925 ha (Ávila-Akerberg, 2002). La CRM es parte del suelo de conservación de la ciudad de México, desde 1932, fue decretada como Zona de Protección Forestal de la Cañada de Contreras, con una extensión de 3100 ha aproximadamente (DOF, 1932) (Figura. 2)

Hidrología y Geología: La CRM forma parte de las sierras del Ajusco y de las Cruces en su unión al suroeste de la cuenca del río Eslava y al noroeste, por las cabeceras de los ríos Mixcoac, Guadalupe y Anzaldo (Arenas, 1969). El río Magdalena, se encuentra ubicado al oeste de la cuenca, cuya longitud es de 28.2 km a unos 3650 m s.n. m, (Álvarez- Román, 2000) Tiene una gran importancia ecológica, ya que suministra el 2% del recurso hídrico para la Ciudad de México (Almeida- Leñero *et al.*, 2007). En una gran parte de la cuenca predomina roca ígnea extrusiva, y solo en la parte más baja (al noreste), corresponde a suelo de tipo aluvial, principalmente los suelos son andosoles, rocas en vidrios volcánicos, generalmente ácidos (Álvarez- Romn, 2000)

Vegetación y Clima Debido al gradiente climático y las condiciones de humedad, la vegetación se dispone en bandas altitudinales más o menos bien definidas (Ávila- Akerberg, 2002) Se distinguen tres comunidades principales: la de *Quercus rugosa- Quercus laurina* (encinar), el cual se encuentra en altitudes por debajo de 2,700 m; con un clima templado subhúmedo $C(w_2)(w)(b)i'$, con temperatura media anual entre los 12 y 18 °C, la de *Abies religiosa* (oyamel) está entre los 2,700 y 3,200 m, con clima semifrío húmedo $Cb'(w_2)(w)(b) i'$, con temperatura media anual entre 5 y 12 °C y la de *Pinus hartwegii* (pino u ocote) que se encuentra a mayor altitud entre los 3, 300 y 3, 500m, con clima semifrío húmedo $Cb'(w)(b)i'$, con temperatura media anual entre 6 y 10 °C. (Figura.2)

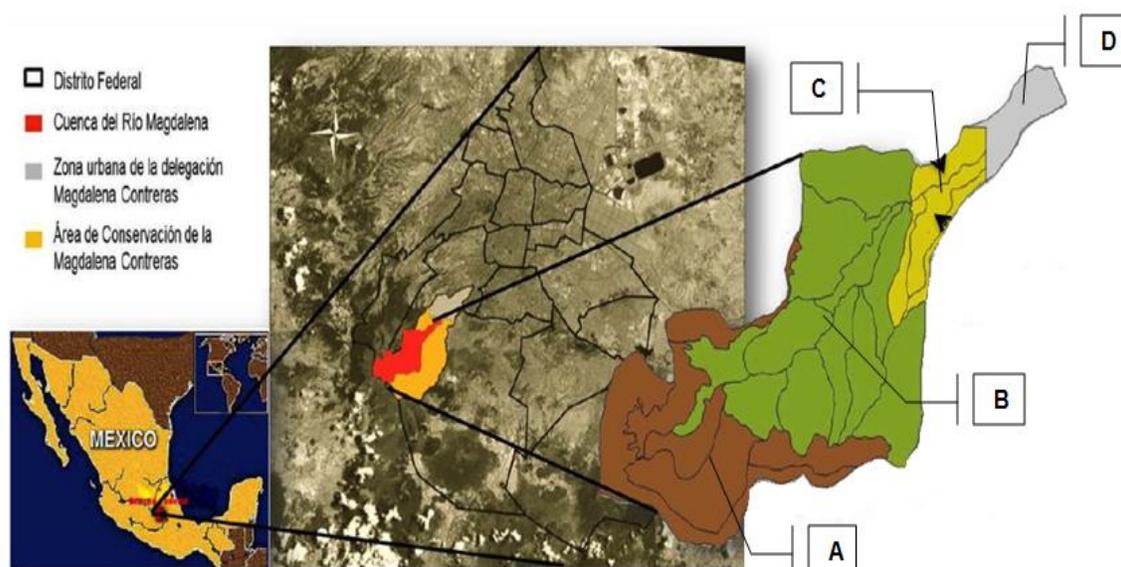


Figura.2. Ubicación de la cuenca del río Magdalena y de la vegetación, A) bosque de *Pinus hartwegii*, B) bosque de *Abies religiosa*, C) bosque de *Quercus spp*, D) asentamientos humanos.

6.2 Bosque de *Abies religiosa* en la CRM

Los bosques de oyamel son comunidades vegetales perennifolias con un dosel de 20 a 30 m de altura, se distribuyen en las zonas de mayor humedad y frías, entre los 2 700 a 3 500 m de altitud, ocupa una superficie de 1071 ha, siendo el bosque con mayor superficie de la CRM (44.6%) (Santibáñez- Andrade, 2009)

Clima: El bosque de *A. religiosa* prevalecen en un clima templado húmedo, la temporada de lluvias se presenta en verano, el periodo más frío es de noviembre a diciembre y el más cálido es de marzo a septiembre La precipitación anual va de 950 a 1300 mm, con una temperatura mínima de 0-6°C y una máxima de 9-20°C (Dobler-Morales, 2010; Delgadillo- Durán, 2011).

Topografía: Principalmente en el bosque de *A. religiosa*, proviene de roca ígnea extrusiva intermedia. Este bosque se desarrolla en relieve montañoso con una superficie continua de altitud, las pendientes pueden ser muy variadas, desde planas (0°-10°) hasta inclinadas (20-50°), con laderas de cerros principales con orientación N, NW y E (Santibáñez- Andrade, 2009)

Suelo: El suelo que predomina el bosque de *A. religiosa*, es de tipo andosol húmico mezclado con litosol de textura media limosa (Álvarez-Román, 2000), son suelos profundos y bien drenados, con alto contenido de materia orgánica (Hernández, 1985; Nieto de Pascual, 1995).

Vegetación: En el bosque de *A. religiosa*, el estrato arbóreo tiene coberturas que van de 40 a 90%, la cual *A. religiosa* es la especie dominante, en algunos puntos se presenta un estrato arbóreo inferior compuesto por *Salix paradoxa*, *Sambucus nigra*, *Prunus serotina*, *P. montezumae* y *P. ayacahuite*. El estrato herbáceo y arbustivo está bien representado por alturas de 1 a 3 m de altura, con coberturas del 30%, las más representativas son *Senecio angulifolius*, *Roldana barba-johannis*, *Eupatorium pazcuarensis*, *Thuidium delicatulum*, *Acaena elongata* *Salvia elegans* (Santibáñez-Andrade, 2009).

6.3 Trabajo de campo

Para evaluar el banco de semillas y la vegetación establecida, se localizaron dos zonas una con chaponeo y otra sin chaponeo, ambas zonas se encuentran sobre una ladera con orientación sur y una inclinación de 50°, dentro de la unidad ambiental siete (AU7) (Figura. 3), reportada por Santibáñez Andrade *et al.* (2015), con un dosel cerrado, muy denso y conservado.

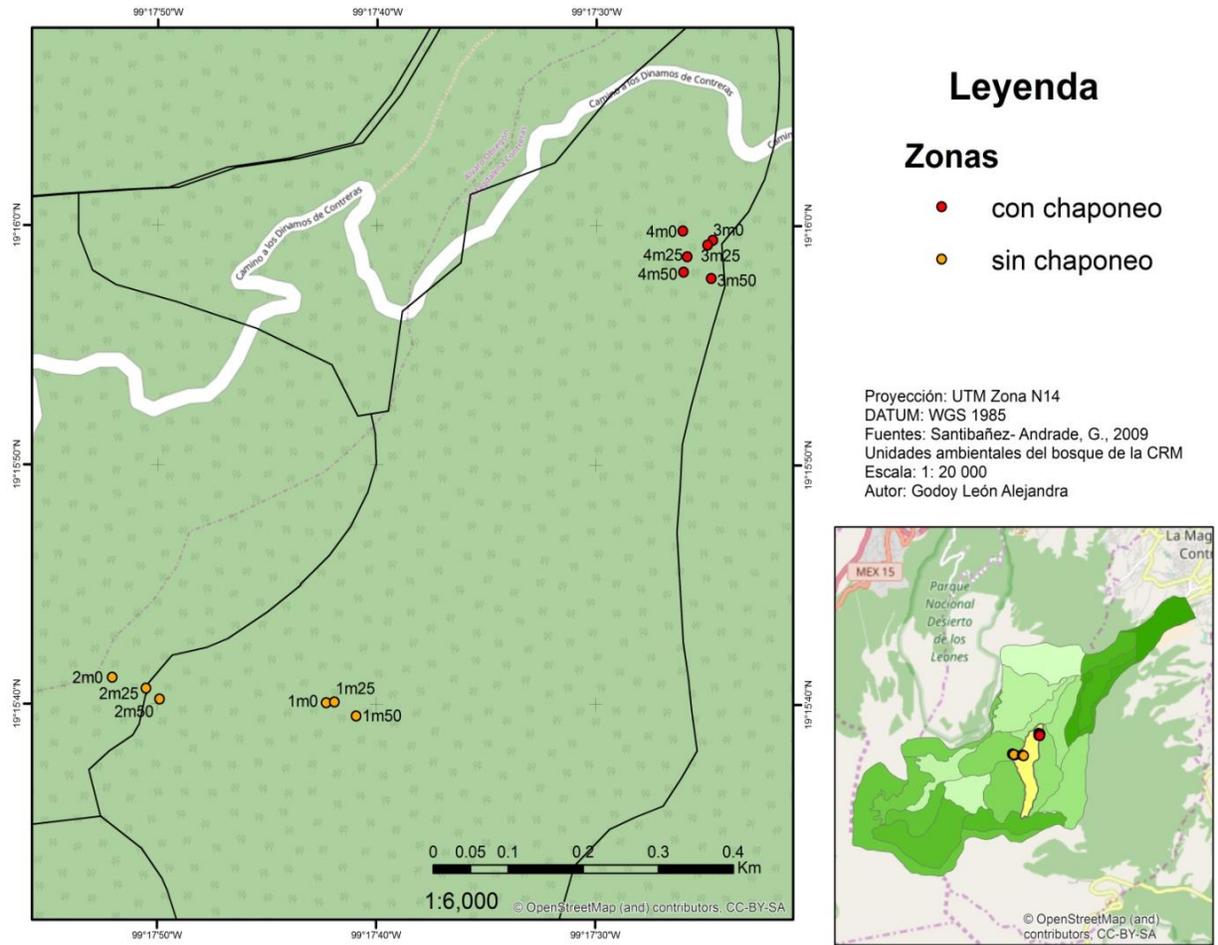


Figura. 3. Ubicación de los microambientes en la unidad ambiental (AU7), del bosque de *Abies religiosa*, en la cuenca del río Magdalena. Ciudad de México.

6.4. Banco de semillas y variables ambientales.

Para caracterizar el banco de semillas se utilizó el método de emergencia de plántulas (conteo e identificación) para ello se realizaron las colectas de muestras de suelo en la temporada de lluvias en el mes de agosto del 2015, y en la temporada de secas en el mes de marzo del 2016. Se seleccionaron dos zonas una que había sido chaponeada (febrero del 2015) y una no chaponeada. Los puntos de muestreo fueron sobre un gradiente altitudinal (m0, m25, m50), en dos transectos para cada condición (con chaponeo y sin chaponeo). En el presente estudio los puntos de muestreo se determinarán como microambientes.

En cada microambiente se tomaron 5 muestras de suelo con ayuda de un nucleador en sitios espaciados a una profundidad de 10 cm y se depositaron en charolas de germinación de 25x15x6 cm, y se mantuvieron con riego periódicamente, en el caso de una posible contaminación, se dejaron dos charolas de vermiculita. Las muestras de suelo se pusieron a germinar en un invernadero *in situ*, dentro del bosque de *A. religiosa* (Figura.4) y cada mes se evaluó el conteo de las plántulas emergidas y esto se llevó a cabo tanto en temporada de lluvias como en secas. Para determinar la composición, abundancia y riqueza se colectaron dos ejemplares de cada morfo especie. Uno de los ejemplares se colocó en otra maceta más grande para su crecimiento y poder realizar la determinación a nivel de especie y el segundo ejemplar se herborizo para conformar un micro herbario. Se colocó dentro del invernadero un HOBO® Data Logger (onset®), para medir las variables de la temperatura y la humedad relativa del aire. En cada microambiente de ambas zonas se tomaron fotografías hemisféricas con una cámara digital Nikon D80 con lente de ojo de pescado (EX SIGMA 4.5 1:28 DC HSM) para evaluar la cantidad de luz (factor de sitio global).

Adicionalmente se tomaron datos de la orientación de ladera y la inclinación de la pendiente y se tomaron muestras de suelo tanto en la temporada de lluvias como en secas, para determinar por un lado la humedad relativa del suelo y por otro lado para determinar la cantidad de materia orgánica, conductividad eléctrica, el pH y la cantidad de P, N y K, cuya determinación se llevó a cabo en el colegio de posgrado de Chapingo (COLPOS).

6.5. Vegetación establecida del estrato arbustivo.

A lo largo del gradiente altitudinal se realizaron dos transectos de 50 m de largo por dos de ancho por zona (chaponeada y no chaponeada). Dentro de cada transecto se midieron las coberturas y alturas de cada arbusto, los cuales se colectaron y se determinaron.



Figura.4. 1) zonas con diferentes condiciones de manejo forestal en el bosque *A. religiosa*, 1a) zona sin chaponeo, 1b) zona con chaponeo, 2) banco de semillas en un vivero *in situ*, 2a) muestras del suelo, 2b) plántulas emergidas en el banco de semillas, 3) identificación de plántulas 3a) plántulas etiquetadas por morfoespecie, 3b) transplantadas para su crecimiento y poder realizar su identificación a nivel de especie.

7. ANÁLISIS DE DATOS

Las morfo especies encontradas en el banco de semillas, se determinaron en su mayoría a nivel de especies y otras a nivel de familia y género, a través de la base de datos de fotos de plántulas ubicada en el laboratorio de Dinámica de Comunidades, Facultad de Ciencias, UNAM. Cada especie de plántula se caracterizó por sus atributos biológicos como forma de vida (según Raunkiaer, 1934), forma de crecimiento, ciclo de vida (según Terradas, 2001), vectores de dispersión (según van der Pijl, 1982), y por categoría de especies características del bosque (según Rzedowski y Rzedowski, 2006), malezas nativas, malezas introducidas (según Villaseñor-Ríos y Espinosa-García, 1998; Espinosa-García, 2000; Rzedowski y Rzedowski, 2001; Reyes-Ronquillo, 2014).

7.1. Banco de semillas

Con los datos de abundancia se calculó el índice de diversidad α por temporadas y zonas, con el índice de Shannon (H') (Magurran, 1988, formula.1)

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

Formula.1: Índice de diversidad de Shannon- Wiener, en donde p_i = Proporción de individuos de la especie i

Posteriormente se realizó una prueba de t de student para comparar los valores de diversidad entre las temporadas, zonas, utilizando el programa PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Se consideró un $\alpha = 0.05$, siempre que la t calculada fuera mayor que la t de tablas se rechazó la hipótesis nula (H_0) y se asume que hay diferencias significativas entre los valores de diversidad (Zar, 1974), de las temporadas y zonas comparadas.

Con base en la abundancia y riqueza del banco de semillas en cada microambiente se realizó un análisis de conglomerados de dos vías con el programa PC ORD 5.33 (McCune Mefford, 2006), en el cual se agruparon las especies y los microambientes. Se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA), con el mismo programa para determinar la relación entre las variables ambientales de los microambientes, la abundancia de los ejemplares que se encontraron en el banco de semillas y la riqueza total de cada microambiente.

7.2. Vegetación establecida del estrato arbustivo

Las especies arbustivas que se determinaron se caracterizaron por sus atributos biológicos. Con el objetivo de conocer su representatividad o porcentaje de aportación total a la comunidad (Castillo *et al.*, 2016), con las variables estructurales de la vegetación, se calculó el valor de importancia de cada especie arbustiva, sobre un gradiente altitudinal, se calculó a partir de la suma de las variables relativas, de los individuos de cada especie

Dominancia: (por cobertura), se define como la proporción de terreno ocupado por la proyección perpendicular de las partes aéreas de los individuos (Formula.2)

$$C = \left(\frac{D1 + D2}{4} \right)^2 \pi$$

Formula.2: Formula de cobertura, donde: C= Cobertura, D1= Diámetro 1, D2= Diámetro 2

$$Cr = \left(\frac{Ni}{Nt} \right) \times 100$$

Formula.3: Formula de la cobertura relativa, donde: Cr. Cobertura relativa, Ni= Número de individuos de una especie, Nt= Número total de los individuos de todas las especies

Densidad: Número de individuos de una especie presentes en un área determinada (Formula.4)

$$D = \frac{Ni}{A}$$

Formula.4: D= Densidad, Ni= Número de individuos de una especie, A= área o volumen

$$Dr = \left(\frac{Di}{\sum_i^p ABi} \right) \times 100$$

Formula. 5: Formula de la densidad relativa, donde Dr= Densidad relativa, Di= Densidad de especies i, p= todas las especies.

Frecuencia: Probabilidad de encontrar a uno o más individuos de una especie en un área muestreada. Es el número de sitios, en las que las especies aparecen, con relación al número total de sitios muestreados (Formula. 5)

$$F = \frac{\sum Pi}{Pt}$$

Formula.5. Formula de la frecuencia absoluta, donde F= Frecuencia absoluta, Pi= sitios en las que aparece las especie, Pt= Total de sitios muestreadas.

$$Fr = \left(\frac{Fi}{Ft} \right) \times 100$$

Formula.6. Formula de frecuencia relativa, donde Fr= frecuencia relativa, Fi= frecuencia de especies, Ft= total de frecuencias de todas las especies

Una vez obtenidos los valores relativos de cada especie puede calcularse el V.I.R a partir de estas tres variables (Formula.7)

$$V.I.R = Fr + Dr + Cr$$

Formula.7: Formula del valor de importancia relativa, donde V. I.R. = Valor de importancia relativa, Cr= Cobertura relativa, Dr= Densidad relativa, Fr= Frecuencia relativa

Con los datos de abundancia se calculó la diversidad α por temporadas y zonas con el índice de Shannon (H') (Magurran, 1988) y se aplicó una prueba de t de student (Zar, 1974), anteriormente descrito en el análisis del banco de semillas.

Con los valores de importancia relativa V.I.R. de las especies y la abundancia total de cada microambiente del banco de semillas, se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA) (McCune Mefford, 2006).

Se comparó la composición de especies del banco de semillas con la vegetación establecida a través del coeficiente de similitud de Sorensen por temporadas y zonas (López *et al.*, 1985, formula. 8)

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

Formula.8: Coeficiente de similitud de Sorensen donde, a= número de especies en la comunidad 1, b= número de especies en la comunidad 2, c= número de especies que se presentan en ambas comunidades.

Para determinar normalidad de los valores del banco de semillas y de la vegetación establecida se corrió la prueba de Shapiro-Wilk utilizando el programa estadístico R, donde datos de riqueza y abundancia no se ajustaron a la distribución normal. En el banco de

semillas y la vegetación establecida del estrato arbustivo, se evaluaron las diferencias entre microambientes, zonas y temporadas con la abundancia y riqueza, y se aplicó un análisis generalizado (GLM) con mismo programa estadístico R. Cada análisis del modelo arrojó un valor p y F , que mostro si existieron diferencias significativas entre los tratamientos si el valor de p fue menor o igual a 0.05.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1. Descripción del banco de semillas y de la vegetación establecida del estrato arbustivo

La composición del banco de semillas (BS), presento 33 morfo especies, de las cuales solo 23 se identificaron hasta nivel de especie, y las restantes a nivel de familia o género. Las 23 especies pertenecen a dieciséis familias y veinte géneros. La familia mejor representada fue Solanaceae con cuatro especies, seguida de Lamiaceae y Asteraceae con tres especies cada una, los géneros predominantes fueron *Solanum*, *Cestrum* y *Salvia*, con dos especies cada una.

El cuadro1 muestra los atributos biológicos de las especies encontradas en el banco. La forma de vida mejor representada en él BS fue la fanerófita con once especies, seguida por las hemicriptofita con seis especies. La presencia de especies fanerofitas y hemicriptófitas en el BS en ambientes templados, es un buen indicador de conservación de acuerdo con Decocq *et al.* (2004).

Por otro lado, las formas de crecimiento presentaron un mayor número de especies herbáceas (12 especies), seguida de los arbustos con diez especies y una especie de árbol, lo cual coincide con lo reportado por Ramírez *et al.* (1992), Jankowska-Blaszczuk (1998); Cardona y Vargas (2004); Moscoso y Diez (2005) y Martínez-Orea *et al.* (2013). Martínez-Orea (2011) encontró que la presencia de arbustos en el BS, están poco representados, esto se debe a que su regeneración, no todos son formadores de banco de semillas, sino que dependen del aporte de propágulos de los adultos presentes en el área, y por lo tanto un establecimiento de plántulas (Grubb, 1977; Grime, 1982; Hughes y Fahey, 1988).

La mayoría de las especies emergidas en el banco son de ciclos de vida perenne (20 especies) y solo tres especies anuales. Al igual que Graham y Hutchins (1988), encontraron en bosques templados, un mayor número de especies perennes, las cuales otorgan cierta resiliencia al sistema, por lo que las especies presentes en un banco de semillas pueden estar desempeñando un papel importante en la regeneración (Abella y Springer, 2012).

El vector de dispersión mejor representado en el BS fue la endozoocoria, con siete especies seguida de la barocoria con seis especies. Las especies de la familia Solanaceae, tienen un vector de dispersión por endozoocoria, ya que sus semillas se caracterizan por tener cubiertas carnosas, pulpas o arilos, esto puede indicar la presencia de vertebrados que están asociados a zonas más conservadas (Martínez- Orea *et al.*, 2013). Las especies de la familia

Lamiaceae se relaciona con el vector de la barocoria, porque sus semillas se caracterizan por ser grades y pesadas. Arriaga y Mercado (2004); Carrillo- Anzures *et al.* (2009), reportan a las Lamiaceae como una de las familias mejor representadas en los bancos de semillas de los bosques templados.

Cuadro.1. Descripción de los atributos biológicos de las especies emergidas del banco de semillas de *A. religiosa*. VD= vector de dispersión, FV= forma de vida, CV= ciclo de vida, FC= forma de crecimiento, Especies= bosque, malezas nativas, malezas introducidas.

| Características | Número de especies |
|--------------------|--------------------|
| VD | |
| Autocoria | 3 |
| Barocoria | 6 |
| Exozoocoria | 2 |
| Endozoocoria | 7 |
| Anemocoria | 5 |
| F V | |
| Camefita | 2 |
| Criptofita | 1 |
| Fanerofita | 11 |
| Hemicriptofita | 6 |
| Terofita | 3 |
| CV | |
| Perenne | 20 |
| Anual | 3 |
| FC | |
| Árbol | 1 |
| Arbusto | 10 |
| Hierba | 12 |
| Especies | |
| Bosque | 13 |
| Maleza nativa | 8 |
| Maleza introducida | 2 |

El 56% de las especies registradas en el banco, (13 especies), son características del bosque, esto representa el 5.5% de las 235 especies registradas para el bosque de *A. religiosa* de la CRM. El 34% (ocho especies), son malezas nativas, esto representa el 6.34% de las 126 malezas nativas registradas para el bosque, mientras el 8.6% (dos especies) son malezas introducidas, que representa el 15.3% de las 13 malezas introducidas para el bosque de *A. religiosa*. (Cuadro. 1). El presentar una mayor proporción de especies del bosque, indica que el banco podría tener un papel importante como reservorio en la regeneración natural, sin embargo, los bosques de la CRM, en los cuales son recurrentes las actividades antropogénicas, generan condiciones para el establecimiento de malezas de carácter ruderal

indicadoras de disturbio (Challenger, 1998; Ávila- Akerberg, 2004), esto podría estar explicando el 34% de malezas nativas y el 8.6% de malezas introducidas.

Por otra parte, la vegetación establecida que se evaluó fue el estrato arbustivo, que estuvo conformado por trece morfo especies, pertenecientes a cinco familias y once géneros. La familia dominante fue Asteraceae con cinco especies, seguida de Solanaceae con cuatro especies, los géneros mejor representados fueron *Senecio* y *Cestrum* con dos especies cada una.

Las fanerofitas fueron la forma de vida dominante con 13 especies. Cabe aclarar que de los diez arbustos encontrados en el BS solo cinco especies están representadas en las 13 morfo especies del estrato arbustivo. Estudios donde evalúan la vegetación en pie, encuentran mayor número de especies herbáceas Warr *et al.*(1994); Miller (1999), Montenegro (2000), Acosta y Vargas (2003), Acosta (2004), a pesar de ello, el encontrar especies arbustivas en el BS; Wijideven y Kuze (2000), Guariguata (2002) y Meli (2003), sugieren que las especies arbustivas pueden ayudar en sitios con retardo en la velocidad del proceso sucesional, causado por la falta de semillas, defoliación por insectos e invasiones de malezas. Por otra parte en el estrato arbustivo predominaron especies con dispersión por endozoocoria con (siete especies) y anemocoria con (cinco especies) estos vectores se relacionan con la familia Solanaceae y Asteraceae, esto resultados concuerda con lo reportado por Cantillo *et al.* (2008), encontró mayor porcentaje de especies con vector de dispersión zoocoria y anemocoria, estas estrategias son características de hábitats húmedos, donde las estrategias de dispersión abiótica como la anemocoria se presentan en agrupaciones marcadas y temporalmente de carácter seco, en el caso de la CRM se ha reportado una distribución bimodal en los vectores de dispersión, la zoocoria es más abundante en la temporada de lluvias, mientras la frecuencia de diásporas anemócoras, es más evidente en la temporada de secas, esto también está dado por una marcada estacionalidad (una época lluviosa bien definida) (Müller *et al.*, 2008). Es importante mencionar que ambas familias estuvieron tanto en el BS como en la vegetación arbustiva establecida, lo cual era de esperarse, ya que han sido reportadas con una mayor riqueza y abundancia en los sistemas templados del centro de México (Ávila – Akerberg, 2002; 2004; Castro- Gutiérrez, 2013; Santillana, 2013). De las trece especies arbustivas, el 84.6% (once especies) son arbustos característicos del bosque, esto representa el 4.6% de las 235 especies características del bosque de *A. religiosa* y el 15.3% (dos especies) lo conforman las malezas nativas, esto representa el 1.5% de las malezas reportadas para el bosque de *A. religiosa* (Cuadro. 2).

Cuadro.2. Descripción de los atributos biológicos de las especies del estrato arbustivo del *A. religiosa*. VD= vector de dispersión, Especies= bosque, malezas nativas, malezas introducidas.

| Características | Número de especies |
|-----------------|--------------------|
| VD | |
| Exozoocoria | 1 |
| Endozoocoria | 7 |
| Anemocoria | 5 |
| Especies | |
| Bosque | 11 |
| Maleza nativa | 2 |

A pesar de que este estudio se realizó en sitios distintos a los estudios realizados por Martínez-Orea (2011), Pizarro-Hernández (2012), para el bosque de *A. religiosa* de la cuenca del río Magdalena, se encontraron los mismos componentes en los atributos biológicos de las especies del BS, lo cual sugiere que el banco de semillas todavía mantiene una composición característica de los bosques templados de la CRM a pesar de los disturbios antrópicos a los que se siguen sometiendo los bosques.

Al comparar los resultados obtenidos en el presente trabajo con los datos de Martínez-Orea (2011) y Pizarro-Hernández (2012) quienes reportaron para el BS del bosque de *A. religiosa*, un mayor número de especies con relación al presente trabajo, es posible que esta diferencia, está dada por los efectos de manejo, ya que hay un decremento en la riqueza y composición en el área de estudio en muy poco tiempo (6 años del primer trabajo con relación a este), como se presenta en el cuadro 3. Sin embargo, a pesar de la disminución en la riqueza, las especies características del bosque siguen siendo las más abundantes, así como las especies perennes son las que se presentaron mayor abundancia en el BS, lo que puede ser muy importante en la resiliencia del sistema (Abella y Springer, 2012)

Por otro lado, la incidencia de las malezas introducidas en el BS es el reflejo de las actividades antropogénica cada vez más frecuentes para estos bosques. En cuanto a la vegetación establecida, el estrato arbustivo se encontró con mayor número de especies características del bosque, las cuales pueden estar contribuyendo en las condiciones necesarias para que establezcan otras especies nativas a través del BS.

Con relación a la vegetación establecida Pizarro-Hernández (2012), reporta un mayor número de especies hemicriptófitas y hierbas, con ciclos de vida perennes, mientras que en este trabajo solo se determinó la presencia de especies fanerofitas, la razón es porque uno de los objetivos de este trabajo fue evaluar la importancia de los arbustos como parte de la

regeneración natural. Por otro lado, Martínez-Orea (2011) y Pizarro-Hernández (2012) reportan que los vectores de dispersión, más frecuentes fueron anemocoria y barocoria, siendo diferente para el presente estudio, ya que se encontró un mayor número de especies con síndrome de dispersión por barocoria y endozoocoria (Cuadro.3)

Cuadro.3. Descripción de los atributos biológicos de las especies emergidas en el banco de semillas y de las especies en la vegetación establecida del año 2011 al 2017 del bosque de *A. religiosa*

| | Banco de semillas | | | Vegetación arbustiva | |
|--------------------|------------------------|--------------------------|------|--------------------------|------|
| | Martínez-Orea (2011) | Pizarro-Hernández (2012) | 2017 | Pizarro-Hernández (2012) | 2017 |
| | Vectores de dispersión | | | Vectores de dispersión | |
| Anemocoria | 15 | 13 | 5 | 12 | 5 |
| Autocoria | 1 | -- | 3 | 1 | -- |
| Barocoria | 10 | 6 | 6 | 11 | -- |
| Exozoocoria | 3 | 2 | 2 | 3 | 1 |
| Endozoocoria | 6 | 4 | 7 | 4 | 7 |
| | Forma de vida | | | Forma de vida | |
| Camefita | 5 | 6 | 2 | 3 | 0 |
| Criptofita | 4 | 1 | 1 | 1 | 0 |
| Fanerofita | 11 | 8 | 11 | 11 | 13 |
| Hemicriptofita | 11 | 7 | 6 | 14 | -- |
| Terofita | 4 | 3 | 3 | 2 | -- |
| | Ciclo de vida | | | Ciclo de vida | |
| Anual | 4 | 3 | 3 | 2 | 0 |
| Perenne | 31 | 22 | 20 | 29 | 13 |
| | Forma de crecimiento | | | Forma de crecimiento | |
| Árbol | 1 | -- | 1 | 1 | -- |
| Arbusto | 11 | 9 | 10 | 9 | 13 |
| Hierba | 22 | 16 | 12 | 21 | 0 |
| Subarbusto | 1 | -- | -- | -- | -- |
| | Especie | | | Especie | |
| Bosque | 22 | 17 | 13 | 21 | 11 |
| Maleza nativa | 11 | 6 | 8 | 9 | 2 |
| Maleza introducida | 2 | 2 | 2 | -- | - |

8.2. Abundancia del banco de semillas y de la vegetación establecida del estrato arbustivo.

El BS presento 1152 plántulas, de las cuales se distribuyeron en 23 especies, de ellas 13 especies son características del bosque y solo nueve especies están bien representadas en el BS: *Satureja macrostema* (512 plántulas), *Chimaphila umbellata* (164 plántulas), *Cestrum anagyris* (51 plántulas), seguida de *Cestrum thyrsoides*, (18 plántulas), en caso de la especie dominante *A. religiosa* estuvo poco representada dentro del BS (una plántula), esto último se debe a que esta especie no forma bancos de semillas persistentes, pues éstas son capaces de germinar poco tiempo después de la dispersión y entran directamente activas en el proceso de regeneración natural (Spurr y Barnes, 1980).

A partir de la composición del banco de semillas, se puede evaluar el potencial que tiene en la regeneración natural (Korb *et al.*, 2005) y determinar si un sitio está conservado. La contribución de las especies como *Cestrum anagyris* y *C. thyrsoides* en el BS es de gran relevancia, ya que están reportadas como especies arbustivas con frutos carnosos, indicadoras de la presencia de vertebrados que están asociados a zonas conservadas (Martínez *et al.*, 2013). En el caso de *Satureja macrostema*, es un arbusto con dispersión por anemocoria reportada en los bosques de *A. religiosa* (Rzedowski y Rzedowski, 2006), *Chimaphila umbellata* fue la única especie herbácea nativa con dispersión por barocoria, la importancia de esta especie en la regeneración es que es abundante y pionera en la regeneración (Acosta y Vargas, 2003) para así contribuir a mantener la composición y estructura de las aéreas de estudio. Según lo reportado por Martínez- Orea *et al.* (2013), en su propuesta del modelo conceptual, el uso de estas especies en programas de restauración podría promover a través de la sucesión, el intercambio de riqueza de especies nativas del bosque templado, proporcionando condiciones en la vegetación y generando coberturas en sistemas deforestados.

De las ocho malezas nativas reportadas para el BS las más abundantes fueron *Phacelia platycarpa* (49 plántulas), *Acaena elongata* (25 plántulas) y *Salvia mexicana* (18 plántulas). A las cuales se les asocia con bosques perturbados (Rzedowski y Rzedowski, 2006), en el caso de *Phacelia platycarpa* de sitios con claros y cerca de cultivos y *Acaena elongata* se ve favorecida por la actividad agrícola y ganadera (Molinillo y Farji, 1993), gran parte de sus aquenios son transportados por animales. Esta última especie esta reportada en los estudios del BS de la CRM, con alta abundancia, esto se debe a que es dominante en el sotobosque de *A. religiosa* (Santibáñez- Andrade, 2015).

Se registraron dos malezas introducidas, que son escasas en el Valle de México (Rzedowski y Rzedowski, 2001). *Cardamine hirsuta* (86 plántulas), reportada, como especie común entre los pastizales y relicto de bosque (Romero *et al.*, 2016), es importante mencionar que esta maleza fue la tercera especie más abundante en este estudio, y en menor abundancia en su categoría *Urtica urens* (7 plántulas). Encontrar estas dos malezas introducidas en una fuente de regeneración del bosque de *A. religiosa*, indica que existen las condiciones adecuadas para su establecimiento. Las condiciones post disturbio, promueven la germinación de especies introducidas o de la vegetación secundaria con potencial invasor y capaces de formar BS persistentes, con lo cual el BS no promovería una trayectoria sucesional (Skowronek *et al.*, 2014). Solís-Oberg (2015), analizó la relación entre la presencia de especies de malezas e introducidas del BS, en el bosque de *Quercus spp* de la CRM, sugiere que un dosel abierto y el suelo expuesto son condiciones determinantes para la entrada de propágulos de especies de malezas al BS (Figura.5)

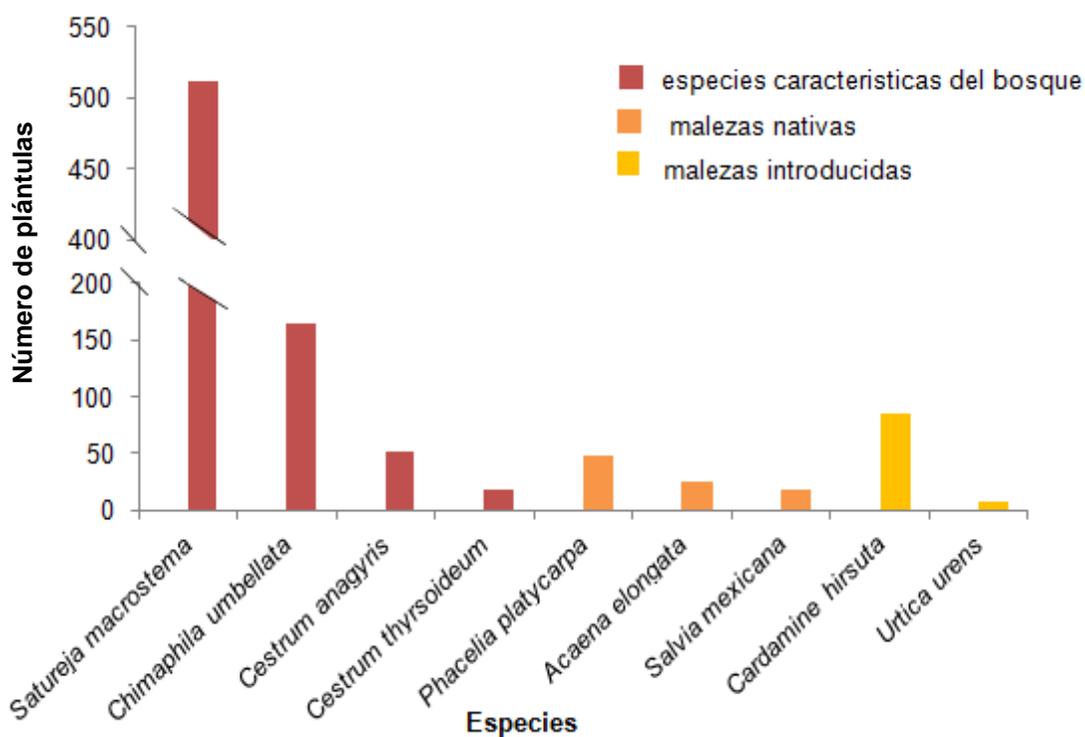


Figura. 5. Número de plántulas de las nueve especies representativas del banco de semillas, del bosque de *A. religiosa*.

En el estrato arbustivo de la vegetación establecida se encontraron 884 individuos, once especies arbustivas son características del bosque y de estas, cinco especies fueron las más abundantes, *Roldana angulifolius* (213 individuos), *Roldana barbo-johannis* (117 individuos),

Fuchsia microphylla (111 individuos), *Cestrum anagyris* (104 individuos) y *Ageratina glabrata* (101 individuos). Las especies nativas encontradas en el estrato arbustivo pueden diversificar el BS del bosque de *A. religiosa* Yadv y Tripathi (1982). Al presentarse condiciones desfavorables para algunas especies características del bosque y favorables para especies ruderales, estas especies arbustivas resultarían de gran importancia, ya que al tener una dispersión por anemocoria, se podrían ver favorecidas en etapas tempranas de la sucesión, lo cual le permitiría formar bancos de semillas transitorios (Brown, 1992), en comparación de *Fuchsia microphylla*, que a pesar de ser característica del bosque y tener dispersión endozoocoria, se establecería y dominaría en etapas más tardías de la sucesión (Brown, 1992). Al estar presentes en el banco de semillas podría aumentar su reclutamiento y establecimiento de estas especies y podría disminuirse la dominancia de las malezas ruderales y arvenses o que se encuentren en el banco de semillas. Especies como *Cestrum anagyris* y *Fuchsia microphylla*, pueden ser consideradas para la restauración (Solís- Oberg, 2015) (Figura.6).

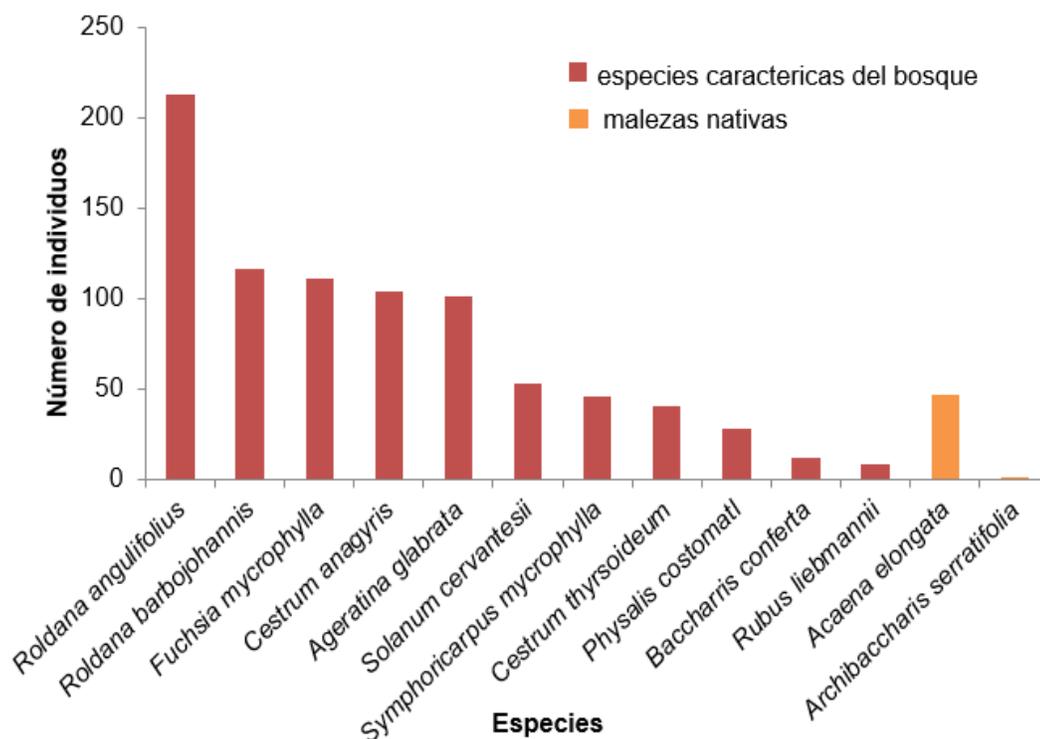


Figura. 6. Número de individuos del estrato arbustivo del bosque de *Abies religiosa*.

Con relación a las malezas nativas, el arbusto *Acaena elongata* presento 47 individuos *Archibaccharis serratifolia* con presencia de dos individuos. La presencia de *Acaena elongata*, con valores altos tanto en el BS como en la vegetación establecida sugiere que esta especie tiene una fuerte influencia en la regeneración en el sotobosque, sin embargo es importante hacer estudios particulares de esta especie que como menciona Vásquez- Santos (2016) reporta que presenta una alta producción de estructuras reproductivas todo el año por lo que a pesar de ser una especie nativa se puede convertir en una especie invasora y arrestar la sucesión de especies características del bosque. Por otro lado, *Archibaccharis serratifolia*, se encuentra a menudo en la vegetación secundaria (Rzedowski y Rzedowski, 2001), para su establecimiento en el BS, es favorecida por el factor luz, como en la mayoría de las malezas reportadas en los bosques de la CRM.

8.3. Banco de semillas en diferentes condiciones de manejo, por temporada y zona

En general el número de plántulas emergidas del banco de semillas fue significativamente mayor en la zona sin chaponeo (664 plántulas), y menor en la zona con chaponeo (488 plántulas). En la temporada de secas fue mayor con 943 plántulas, que en la temporada de lluvias con 209 plántulas. Para la temporada de secas, la zona sin chaponeo presentó una abundancia de 589 plántulas (98 plántulas promedio), la zona con chaponeo presentó 354 plántulas (59 plántulas promedio). Mientras en la temporada de lluvias, la zona con chaponeo tuvo una abundancia de 134 plántulas (22 plántulas promedio), que en la zona sin chaponeo de 75 plántulas (12 plántulas promedio). El análisis generalizado (GLM) en el número de plántulas del banco de semillas mostró diferencias significativas entre temporadas ($p < 0.001$, $F_{1,94} = 25.783$), y sobre la interacción de la temporadas y zonas ($p < 0.05$, $F_{1,94} = 10.428$). (Figura. 7-a).

Los resultados de Jiménez- Hernández (2016) concuerdan con este trabajo, el reportó mayor abundancia en la unidad conservada, sin embargo encontró que en la unidad conservada responde en la temporada de lluvias, mientras la temporada de secas a la zona no conservada, este mismo patrón lo reportan Martínez- Orea (2011) y Solís-Oberg (2015), lo cual se debe a que las abundancias altas están relacionadas con los periodos de mayor precipitación, debido a que las semillas ya han sido dispersadas y se encuentran en el suelo dispuestas a germinar (Cantillo *et al.*, 2008), en comparación con este estudio, las mayores abundancias fueron en la temporada de secas esto se puede deber a que las especies que formaron el BS tuvieron una producción de semillas importante durante el año y al momento de la dispersión se vieron favorecidas por sus atributos o estrategias biológicas, esto permitió

que entraran y se acumularan en el BS, y encontraran las condiciones ambientales favorables para germinar. Es el caso de las especies *Satureja macrostema* y *Chimaphila umbellata*, cuyos vectores de dispersión son la anemocoria y barocoria les permitió tener un mayor establecimiento en el BS, lo cual se representó en los valores altos de abundancia en la temporada de secas.

El haber encontrado que las zonas difieren en el número de plántulas, siendo mayor en la zona sin chaponeo que en la zona con chaponeo indica una mayor heterogeneidad en la zona sin chaponeo (Cantillo *et al.*, 2008), el menor número de plántulas en el BS está relacionado con diferentes condiciones ambientales porque están siendo modificadas por la actividad del chaponeo. Ramírez- Marcial y González- Espinosa (1992); Moscoso y Diez (2005), Romero *et al.* (2016), encontraron menor número de individuos en sitios con un grado alto de perturbación.

Con relación a la riqueza específica, el número de especies emergidas del banco fue mayor en la zona sin chaponeo (86 especies), y menor en la zona con chaponeo (85 especies). En la temporada de secas fue mayor con 111 especies, que en la temporada de lluvias con 60 especies. En la temporada de secas, la zona sin chaponeo presento una riqueza de 58 especies (9 especies promedio), la zona con chaponeo presento 53 especies (8 especies promedio), en la temporada de lluvias, en la zona con chaponeo, tuvo 32 especies (5 especies promedio), mientras en la zona sin chaponeo presento 28 especies (4 especies promedio) (Figura. 7-b.). El análisis generalizado (GLM) en la riqueza del banco de semillas mostro diferencias significativas entre temporadas ($p < 0.001$, $F_{1,94} = 17.869$).

Al presentarse un efecto de la temporalidad sobre el número de especies, esto indica que la CRM presenta marcadas diferencias entre la temporada de secas y de lluvias, esta variación temporal en la vegetación influye en la heterogeneidad que caracteriza a los procesos como el banco de semillas (Paluch, 2011). Martínez- Orea (2011) y Solís- Oberg (2015) y Jiménez- Hernández (2016) reportaron que la temporada de lluvias tiene un efecto sobre el número de especies del BS para la CRM.

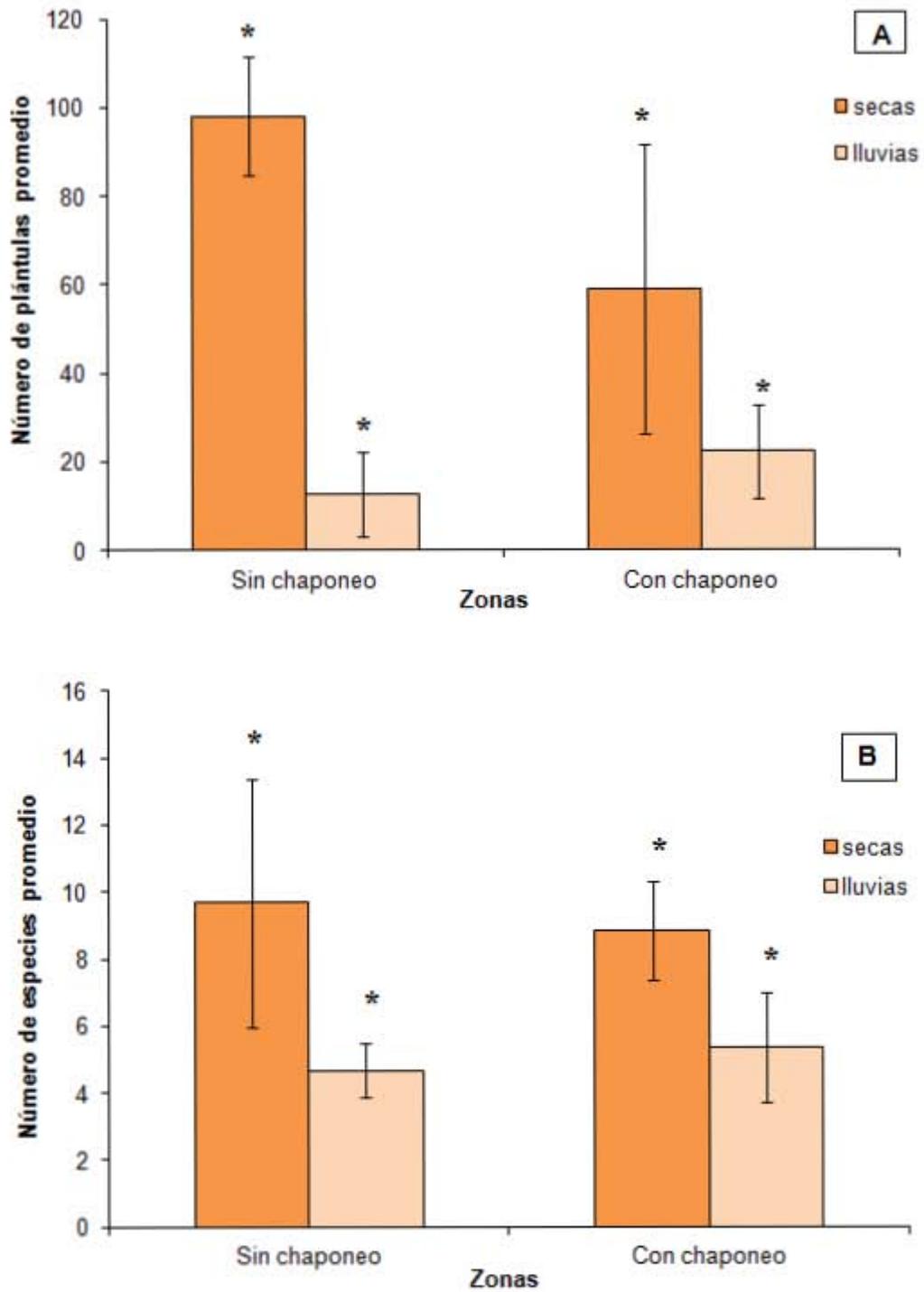


Figura.7. A= Número de plántulas promedio en dos zonas (sin y con chaponeo) en temporada de secas y lluvias (media \pm e.e). **B=** Número de especies promedio en dos zonas (sin y con chaponeo) en temporada de secas y lluvias (media \pm e.e), diferencias significativas (*)

8.4. Banco de semillas en diferentes condiciones de manejo, por temporada y microambiente

En relación con la abundancia promedio de plántulas emergidas en el BS en los diferentes microambientes, en la Figura 8 se observa que en la temporada de secas para la zona sin chaponeo y con chaponeo es mayor que en la temporada de lluvias, el m50 en la temporada de secas y bajo diferentes condiciones de manejo fue el que presentó mayores abundancias. Es importante mencionar que los microambientes que presentaron menores abundancias fueron los m0 y m50 de la zona sin chaponeo que con chaponeo en la temporada de lluvias y el m25 fue mayor en la zona sin chaponeo (Figura. 8-a). El análisis generalizado (GLM), para el número de individuos ($p > 0.05$, $F_{11, 94} = 1.113$) no mostró diferencias significativas entre microambientes.

A pesar de que el microambiente no mostró tener un efecto sobre el número de plántulas, la regeneración natural es muy dinámica y varía substancialmente entre micrositios de un mismo lugar (Abella y Springer, 2012), el haber encontrado un mayor número de plántulas en el m50 y m25, es porque en estos micrositios existen las condiciones óptimas que brindan nutrientes y protección necesaria para la germinación, el crecimiento y la supervivencia de las semillas y plántulas (Fenner y Thompson, 2005). Por otra parte, la mayor abundancia de plántulas en la zona con chaponeo del m50, puede estar relacionada con la presencia de especies que presentan una dispersión por viento (anemocoria) (Cardona y Vargas, 2004), ya que las condiciones de los claros pueden favorecer la llegada de propágulos cuando los vientos son fuertes como sucedió en la temporada de secas. El decremento de semillas almacenadas en el suelo a lo largo del tiempo puede deberse a que pierden viabilidad o que sean depredadas (Epp, 1987), lo cual podría explicar que los microambientes m0 y m50 tuvieron menor abundancia en la zona sin chaponeo en la temporada de lluvias.

Respecto al número de especies promedio por microambiente, en la temporada de secas para ambas zonas fue mayor que en la temporada de lluvias, los m0 y m25 de la zona sin chaponeo fueron los más ricos en la temporada de secas, mientras el m50 presentó menor riqueza. En la temporada de lluvias se mantuvo igual la riqueza en los microambientes para ambas zonas, sin embargo, el m0 y m50 de la zona con chaponeo presentaron mayor riqueza (Figura. 8-b). El análisis generalizado (GLM), para el número de especies ($p > 0.05$, $F_{11, 94} = 1.266$), del banco de semillas, no mostró diferencias significativas entre microambientes.

La mayor riqueza en el m0 y m25 de la zona sin chaponeo concuerda con lo reportado por Cantillo *et al.* (2008) y Schmidt *et al.* (2009), quienes encontraron valores altos de riqueza en el BS en sitios con más de un estrato de la vegetación, al igual que Martínez- Orea *et al.* (2013), quienes reportaron mayor riqueza en los bosques que presentan un sotobosque diverso como el de los bosques de *A. religiosa* y *Q. rugosa*. El BS presento como tercera forma de dispersión la barocoria, el cual puede tener un efecto mayor sobre las pendientes muy pronunciadas (Wilson y Travest, 2000).

Las dos zonas de estudio se encuentran sobre un pendiente de 50°, lo cual el m50 presentó menor riqueza de la zona sin chaponeo en la temporada de secas, lo que podría indicar que las semillas que se resguardaban en este microambiente por efecto de la gravedad o el viento se movieron en los m0 y m25, esto concuerda con el trabajo de Acosta y Vargas (2003), reportaron un decremento en el BS en pendientes pronunciadas. Si bien las condiciones del chaponeo generan una disminución en la abundancia y la riqueza en el BS en comparación de la zona sin chaponeo. Estudios reportan que un suelo con presencia de hojarasca, vegetación muerta incluso musgo, tiene una relación positiva con el reclutamiento y germinación de las especies, ya que guardan humedad y regulan las condiciones microambientales para los procesos fisiológicos de las plántulas (Carpersen y Sapruff, 2005), lo cual puede explicar que los microambientes de la zona con chaponeo (m0 y m50) al tener estas condiciones en el suelo presente valores altos de riqueza en la temporada de lluvias.

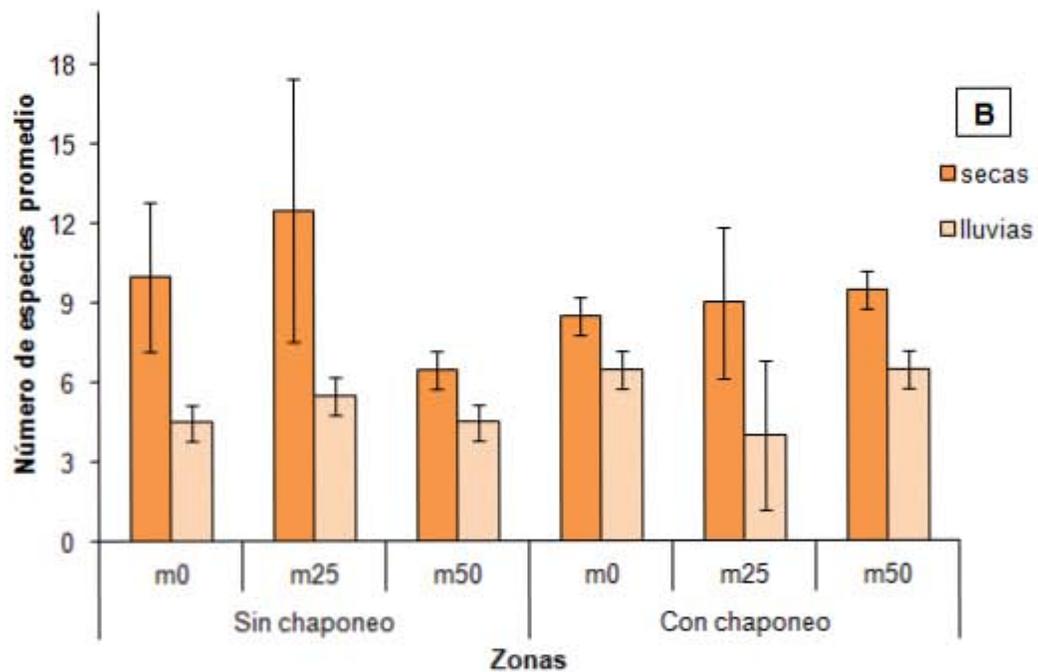
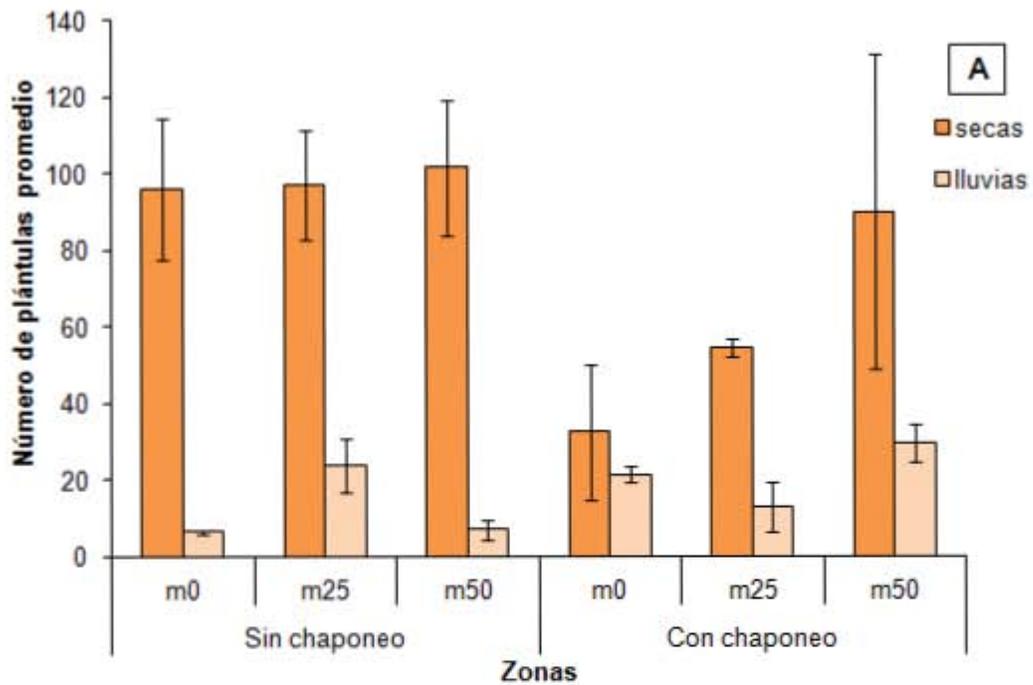


Figura.8. A= Número de plántulas promedio por microambiente de las dos zonas (sin chaponeo y con chaponeo) en la temporada de secas y lluvias (media \pm e.e). **B=** Número de especies promedio por microambiente de las dos zonas (sin chaponeo y con chaponeo) en la temporada de secas y lluvias (media \pm e.e), diferencias significativas (*)

8.5. Vegetación establecida del estrato arbustivo en diferentes condiciones de manejo, por temporada y zona.

El número de individuos en el estrato arbustivo fue mayor en la zona sin chaponeo (501 individuos) que en la zona con chaponeo (383 individuos). En la temporada de lluvias fue mayor con 464 individuos, que en la temporada de secas con 420 individuos. En la temporada de secas, la zona sin chaponeo presento 249 individuos (41 individuos promedio), mientras la zona con chaponeo presento una abundancia de 171 individuos (28 individuos promedio), en la temporada de lluvias la zona sin chaponeo presentó 252 individuos (42 individuos promedio), la zona con chaponeo presentó una abundancia de 212 individuos (35 individuos promedio). El análisis generalizado para el número de individuos la vegetación arbustiva mostró diferencias significativas entre temporadas ($p < 0.05$, $F_{1, 16}=5.026$), zonas ($p < 0.05$, $F_{1, 16}=10.428$), y la interacción entre temporadas y zonas ($p < 0.05$, $F_{1, 16}=4.673$).

La riqueza del estrato arbustivo fue mayor en la zona sin chaponeo (95 individuos), que en la zona con chaponeo (72 individuos). En la temporada de lluvias presentó 84 individuos, en la temporada de secas presentó 83 individuos. En la temporada de secas, la zona sin chaponeo presento 50 especies (14 especies), mientras en la zona con chaponeo presentó 33 especies (9 especies). En la temporada de lluvias, la zona sin chaponeo presento 45 especies (12 especies), mientras en la zona con chaponeo tuvo 39 especies (11 especies) (Figura.9- b). Así mismo para el número de especies de la vegetación arbustiva mostro diferencias significativas entre zonas ($p < 0.05$, $F_{1, 16}=10.907$).

El haber encontrado mayor abundancia y riqueza en la zona sin chaponeo en la vegetación en pie, sugiere que el manejo de quitar la vegetación no es adecuado, las actividades como el corte de hierba y el pastoreo impiden el desarrollo y el establecimiento de especies arbóreas y arbustivas Romero *et al.* (2016). De acuerdo con Montenegro (2000) y Cantillo *et al.* (2008), encontraron valores de abundancia y riqueza, que aumentaban conforme a una mayor heterogeneidad en la vegetación, así mismo Griffis *et al.* (2001), además encontraron que el número de especies arbustivas disminuyo significativamente cuando el manejo fue más intensivo. En el caso de la temporalidad, los altos valores de individuos en la temporada de lluvias puede que esté relacionada con su fenología reproductiva, ya que las especies arbustivas responden mejor a la humedad, este factor en los bosques templados determina la distribución y abundancia de la mayoría de las especies arbóreas y arbustivas (Valladares, 2004).

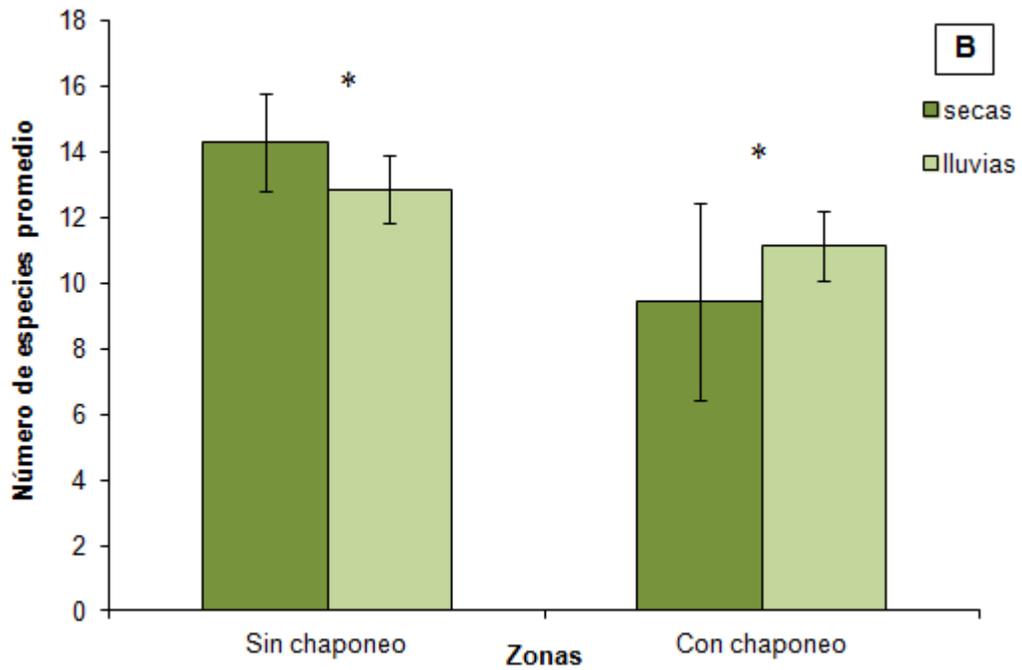
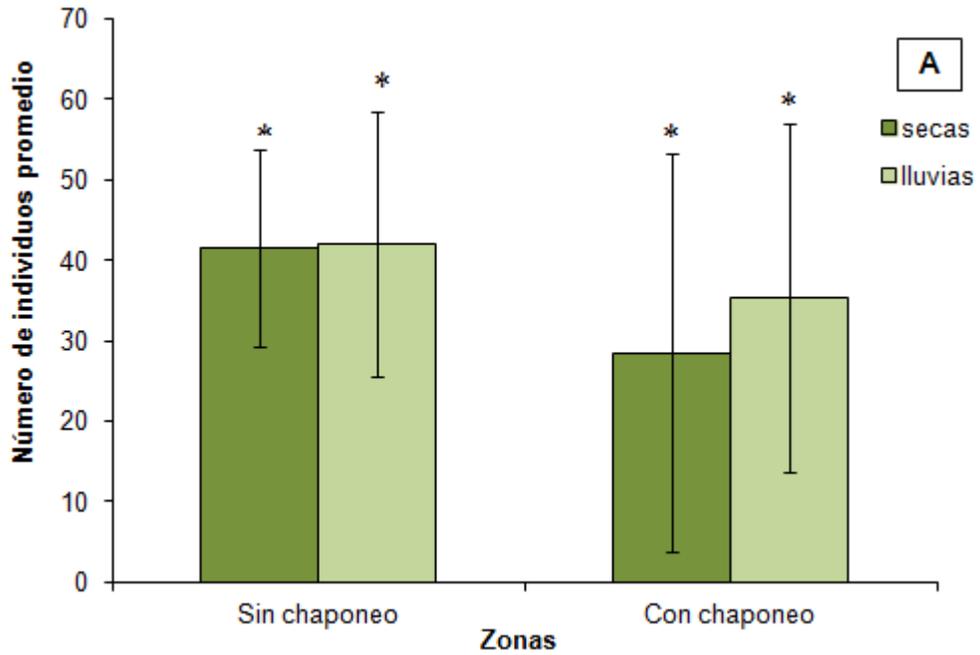


Figura.9. A= Número de individuos promedio en el estrato arbustivo de las dos zonas (sin chaponeo y con chaponeo), en la temporada de secas y de lluvias (media \pm e.e) **B=** Número de especies promedio en el estrato arbustivo de las dos zonas (sin chaponeo y con chaponeo), en la temporada de secas y lluvias (media \pm e.e), diferencias significativas (*)

8.6. Vegetación establecida del estrato arbustivo en diferentes condiciones de manejo, por temporada y microambiente

En la figura 10, se observa la relación del número de individuos y de especies promedio en los diferentes microambientes de dos zonas con manejo (sin chaponeo y con chaponeo). Se observa un mismo patrón en el número de individuos y de especies promedio, donde los m0 y m25 de la zona sin chaponeo son más abundantes que en la zona con chaponeo en la temporada de secas y temporada de lluvias. El número de individuos y de especies del m50 fue más abundante en la zona sin chaponeo en la temporada de lluvias, mientras en la temporada de secas fue abundante en la zona con chaponeo. El análisis generalizado mostro un efecto menor pero no significativo en el número de individuos y la interacción entre temporadas y microambientes ($F_{1,16}=3.058$, $p < 0.05$), mientras en el número de especies presentó diferencias significativas entre el microambiente ($p < 0.05$, $F_{1,16}=3.093$), asimismo hubo diferencias significativas en la interacción entre la zonas y microambientes ($p < 0.05$, $F_{1,16}=6.062$) y la interacción entre la temporadas, zona y microambiente ($p < 0.05$, $F_{1,16}=3.093$).

Los altos valores de abundancia y riqueza en los microambientes de la zona sin chaponeo eran de esperarse, ya que en este estudio el chaponeo afecta directamente a las especies arbustivas, las cuales tuvieron poca representatividad en la zona con chaponeo, esto puede indicar dos cosas: el manejo frecuente en esta zona de estudio o la falta de condiciones ambientales para el establecimiento de un BS. En diversos estudios, se plantea que el establecimiento del BS se presenta preferiblemente bajo el abrigo de otras plantas o de rocas, las cuales forman micrositos o microambientes protegidos y húmedos, donde condiciones como el sobrecalentamiento de la superficie del suelo durante el día, las temperaturas de congelamiento en la noche, los periodos de baja disponibilidad de agua y la inestabilidad del sustrato son más tolerables (Gallego y Bonilla, 2016). El haber encontrado mayor abundancia y riqueza de especies arbustivas en los microambientes de mayor altitud sobre la pendiente y que estos mismos responden mejor a la temporada de lluvias para el caso de la zona sin chaponeo y la temporada de secas para la zona con chaponeo, indica que existe variación temporal en el establecimiento de las especies arbustivas, las diferencias a nivel de zona y microambiente, se atribuye a una heterogeneidad ambiental y espacial, que puede estar generando un mosaico de parches de vegetación (Vargas y Pérez- Martínez, 2014), esto hace que el reclutamiento de algunas especies sea limitado por la disponibilidad de micrositos óptimos para la germinación y establecimiento (Gallego y Bonilla, 2016).

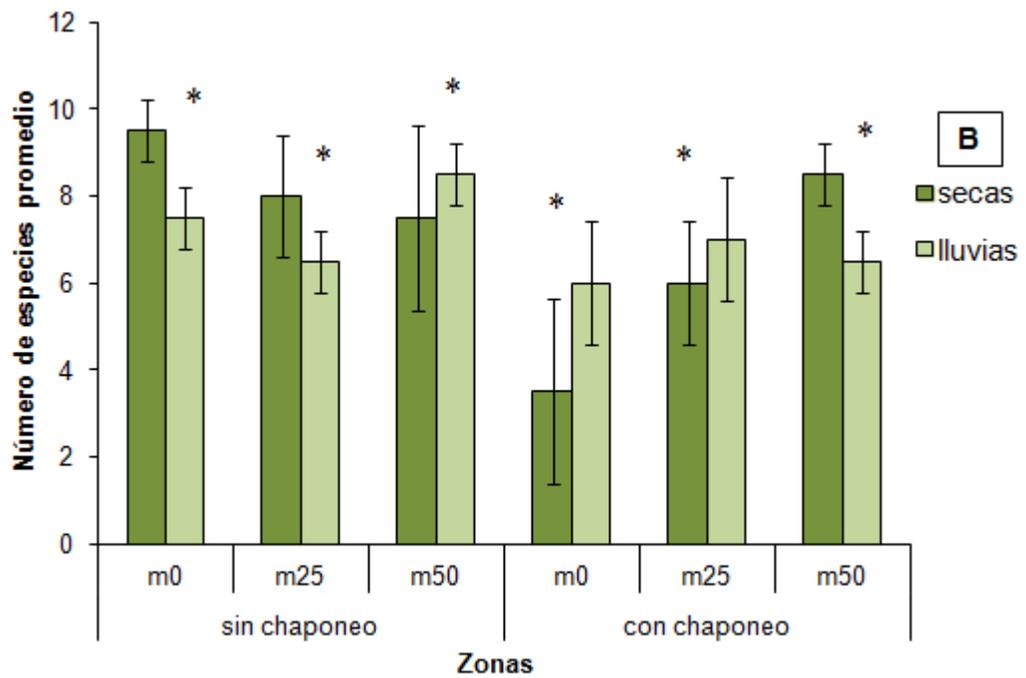
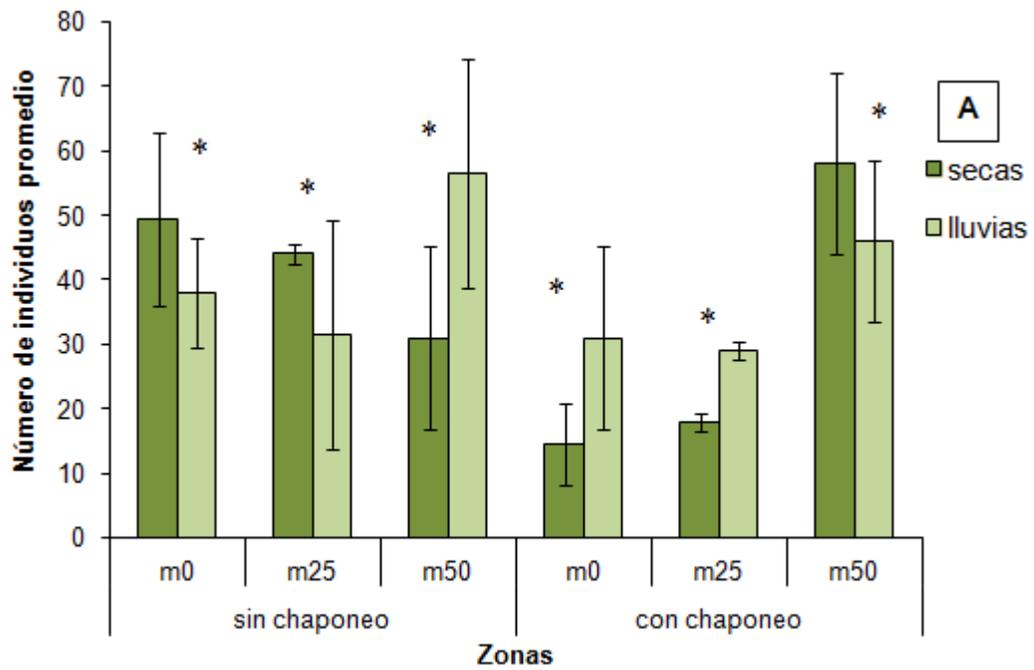


Figura.10. A= Número de individuos promedio del estrato arbustivo por microambiente de las dos zonas (sin chaponeo y con chaponeo) en la temporada de secas y lluvias (media \pm e.e). **B=** Número de especies promedio del estrato arbustivo por microambiente de las dos zonas (sin chaponeo y con chaponeo) en la temporada de secas y lluvias (media \pm e.e), diferencias significativas (*)

8.7. Diversidad y similitud del banco de semillas y la vegetación establecida del estrato arbustivo.

En la temporada de lluvias, y de secas la diversidad del banco de semillas fue mayor en la zona con chaponeo que en la zona sin chaponeo. Al comparar los valores de diversidad con la prueba de t de student, se encontraron diferencias significativas entre las dos zonas con manejo en la temporada de lluvias ($t_c = 2.3525$; $p < 0.05$) en la temporada de secas no se encontraron diferencias significativas, esto concuerda con lo reportado por Jiménez-Hernández (2016), quien encontró un mayor índice de diversidad del índice de Shannon-Weiner para el bosque de *Quercus* spp, en la zona con disturbio, que en la zona conservada en ambas temporadas, al igual que Solís-Oberg (2015), quien encontró este mismo comportamiento en el BS, otros estudios de la CRM, para el bosque de *A. religiosa*, en zonas conservadas reportaron en el BS valores de diversidad de $H' = 3.1$, en temporada de lluvias, siendo valores mayores para este estudio en la zonas sin chaponeo, sin embargo al comparar estos valores con lo reportado por DeCocq (2004), encontró valores de diversidad de $H' = 1.04$, para bosques manejados, lo cual indica que la diversidad es alta en estas zonas, al tratarse de bosques fragmentados. El BS puede estar dominado en su mayoría por especies de estadios primarios del desarrollo sucesional que forman BS persistentes lo cual explica los elevados valores de diversidad de la zona con chaponeo.

En el estrato arbustivo, la temporada de lluvias y de secas fueron más diversos en la zona sin chaponeo, al comparar las dos zonas en la temporada de lluvias, se encontraron diferencias significativas ($t_c = 3.0169$; $p < 0.05$), al igual que en la temporada de secas ($t_c = 5.9874$; $p < 0.05$). Así mismo esto sugiere que en la zona sin chaponeo, sus abundancias son más cercanas entre sí, estos resultados concuerdan con Cantillo *et al.* (2008), encontraron mayores registros de diversidad en parcelas con heterogeneidad en la composición, al igual que Santibáñez *et al.* (2015) encontraron que la unidad (AU7), donde están las dos zonas de estudio, tiene valores altos de diversidad en el estrato arbustivo y herbáceo $1.44 H'$. Moscoso y Diez (2005), reportaron en un bosque fragmentado de *Quercus humboldtii*, un valor menor del índice al expuesto por este trabajo ($H' = 3.16$) para la vegetación, indica que la composición florística, es muy diversa en la comunidad de la zona sin chaponeo (Cuadro.4)

Cuadro.4. Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), en el banco de semillas y del estrato arbustivo en la zona sin chaponeo y con chaponeo en la temporada de lluvias y secas en * los valores significativos.

| Banco de semillas | | |
|--------------------------|--------------|--------------|
| H' | Zonas | |
| Temporadas | Sin chaponeo | Con chaponeo |
| Lluvias | 2.63* | 2.99* |
| Secas | 3.10 | 3.13 |
| Estrato arbustivo | | |
| Temporadas | Sin chaponeo | Con chaponeo |
| Lluvias | 3.43* | 3.21* |
| Secas | 3.51* | 3.02* |

El coeficiente de similitud de Sorensen, del BS y de la vegetación evaluada, se calculó en base a las especies arbustivas, con objetivo de ver el aporte de estas especies a la regeneración natural. Los resultados muestran que el BS de la zona sin chaponeo y con chaponeo entre la temporada de lluvias y secas, tuvieron una baja similitud, lo cual indica que la temporada afecta al recambio de la composición de especies (Jiménez- Hernández, 2016). El estrato arbustivo de la zona sin chaponeo entre la temporada de secas y lluvias, presentó una mayor similitud ($C_s=81$), al igual que en la zona con chaponeo entre la temporada de secas y lluvias, la similitud fue mayor ($C_s= 84$), lo cual explica que entre zonas en las dos temporadas comparten una alta proporción de especies.

Por otro lado, al comparar entre el BS y el estrato arbustivo de la zona sin chaponeo y con chaponeo de la temporada de lluvias y secas, tuvieron un coeficiente menor al 50% (Cuadro. 5). La baja similitud entre el BS y el estrato arbustivo de la zona sin chaponeo en la temporada de secas y lluvias, se debe a que en los bosques templados, la vegetación arbustiva y arbórea esta poco representada en el BS (Hopfensperger, 2007; Martínez- Orea, 2011; Pizarro- Hernández, 2012; Solís- Oberg, 2015; Jiménez- Hernández, 2016), ya que establecen BS transitorios, con duración menor a un año (Roovers *et al.*, 2006), Las semillas de arbustos y árboles típicos de comunidades sucesionales tardías, pierden su viabilidad, por lo que, al encontrarse en el banco de semillas, va a depender de la presencia de adultos que periódicamente aporten propágulos en el sitio (Hughes y Fahey, 1988). Gonzales- Espinosa *et al.*(1991), encontraron numerosas plántulas de especies de la sucesión tardía en el banco de semillas, por este mismo fenómeno, sin embargo, si las especies arbustivas no están bien representadas en la vegetación en pie, por condiciones adversas que impidan la producción de propágulos, disminuye la posibilidad de estar en el banco de semillas, esto pudiera explica

la baja similitud entre el BS y el estrato arbustivo de la zona con chaponeo en la temporada de lluvias y secas. Así mismo hubo la presencia de cinco especies características del bosque: *Acaena elongata*, *Ageratina glabrata*, *Cestrum anagyris*, *Cestrum thyrsoides* y *Solanum cervantesii*, tanto en el BS como en la vegetación en pie, lo cual es parte del papel que tienen estas especies de la vegetación secundaria en la regeneración del bosque y que pueden ser utilizadas en plan de manejo para las zonas con chaponeo o muy perturbadas.

Cuadro.5. Coeficiente de similitud de Sorensen (Cs), entre el banco de semillas y el estrato arbustivo en dos temporadas para la zona sin chaponeo y con chaponeo. Cs > 50% con *

| Cs % | | Estrato arbustivo (secas) | | Banco de semillas (lluvias) | |
|------------------------------------|--------------|---------------------------|--------------|-----------------------------|--------------|
| | | Sin chaponeo | Con chaponeo | Sin chaponeo | Con chaponeo |
| Banco de semillas (secas) | Sin chaponeo | 25 | -- | 40 | -- |
| | Con chaponeo | -- | 33 | -- | 22 |
| Estrato arbustivo (lluvias) | Sin chaponeo | 81* | -- | 15 | -- |
| | Con chaponeo | -- | 84* | -- | 20 |

En el cuadro 6 se muestran los valores del coeficiente de similitud entre las dos zonas (sin chaponeo y con chaponeo), de la temporada de secas y lluvias. Se muestra que la temporalidad tiene un efecto mayor en el índice de Sorensen, ya que los valores del BS comparten mayor proporción de especies en la temporada de lluvias, mientras en la vegetación arbustiva, se comparte mayor proporción de especies en la temporada de secas. La composición de los dos componentes varía muy poco, por lo que las diferentes condiciones de las dos temporadas influyen en la germinación, adicionando nuevos individuos de las mismas especies (Jiménez- Hernández, 2016).

Cuadro.6. Coeficiente de similitud de Sorensen (Cs), en el banco de semillas y el estrato arbustivo en la zona sin chaponeo y con chaponeo, durante secas y lluvias. Cs > 50% con *

| Cs% | Secas | Lluvias |
|--------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | Sin chaponeo/ Con chaponeo | Sin chaponeo/ Con chaponeo |
| Banco de semillas | 54* | 66* |
| Estrato arbustivo | 95* | 77* |

8.8. Análisis de conglomerados de dos vías del banco de semillas

El análisis de conglomerados de dos vías se muestra en la figura 11. En la clasificación por zona de muestreo, podemos observar que a una distancia de corte de la información del remanente del 50%, se forman dos grupos, en función de la abundancia (A) y riqueza (B) encontradas en los microambientes de las zonas con diferente manejo. En la abundancia y en la riqueza, los dos grupos se formaron por la temporalidad, el primer grupo estuvo marcado por la temporada de lluvias, este grupo presentó un conjunto de once especies para la abundancia y diez especies para la riqueza, mientras el segundo estuvo marcado por la temporada de secas tuvo con un conjunto de 22 especies para la abundancia y 23 especies para la riqueza.

En el primer grupo, la abundancia y riqueza de las especies se comportaron de diferente manera en cada microambiente, siendo más abundantes y ricos en los microambientes de la zona con chaponeo, se observa que las especies que están reportadas como características del bosque de *A. religiosa* de la CRM, responden a las zonas menos manejadas (sin chaponeo), mientras las malezas introducidas indicadoras de perturbación responden mejor a la zona con manejo (con chaponeo). Las especies con valores altos de abundancia y riqueza fueron *Acaena elongata*, *Cardamine hirsuta*, *Salvia mexicana*, *Heuchera orizabensis* y *Cestrum anagyris*. La presencia de *Cardamine hirsuta*, en la zona con chaponeo era de esperarse, ya que esta especie es indicadora de sitios con disturbio antropogénico, asociada a pastizales y relictos de bosque (Romero *et al.*, 2016). El establecimiento de malezas o especies introducidas puede ser interpretado como modificación del hábitat (Stenhouse, 2004). Las malezas se caracterizan por un crecimiento acelerado, mecanismos eficientes de dispersión y sobre todo mayor tolerancia a una gran variedad de condiciones ambientales y cambios drásticos en los ecosistemas (Castillo- Argüero, *et al.*, 2016), por lo tanto, tiene un alto valor de abundancia (Santibáñez *et al.*, 2015), esto explica el porqué es la tercera especie más abundante en el banco de semillas, también al tener un vector de dispersión por autocoria, le permite llegar más lejos a otros sitios, este mecanismo es logrado a través de la planta madre, que por movimientos fuertes y frutos de manera de cápsulas explosivas, lanzan las semillas a una distancia suficiente para no crecer bajo su sombra (Castillo- Argüero *et al.*, 2016). De igual manera, el éxito de esta especie se debe a su pre adaptación a lugares perturbados y la falta de enemigos naturales, varios autores coinciden que al tener un tamaño pequeño puede pasar desapercibida, también tienen una floración en todo el año (Vibrans, 2003), lo cual puede tener ventaja sobre las especies nativas del lugar. Por otro lado, *Acaena*

elongata, *Salvia mexicana*, *Heuchera orizabensis* y *Cestrum anagyris* están descritas como especies malezas nativas y especies características del bosque de *A. religiosa*, se establecen en los bosques de encino y oyamel de la faja volcánica transmexicana (Sánchez-González, 2004; Rzedowski y Rzedowski, 2006). *Acaena elongata*, es una especie arbustiva esclerófila que se encuentra en estados tempranos e intermedios de la sucesión vegetal (Llambi *et al.*, 2003), lo cual explicaría su alto valor en abundancia y riqueza en el BS y el sotobosque. García- Romero (2002); Rzedowski (1978), la consideran como parte de la vegetación secundaria de los bosques templados y como indicadora de perturbación si es muy abundante en la regeneración natural. *Salvia mexicana*, es una especie que está bien representada en los bosques templados de coníferas y encinares (Ramammorthy y Lorence, 1987), al igual que otras especies barcoras, su dispersión se da mediante el rodamiento o la gravedad (Howe y Smallwood, 1982), al tratarse de zonas que se encuentran sobre pendientes pronunciadas (50°), esto ayuda a que los propágulos sean dispersados más lejos y que encuentren las condiciones ambientales adecuadas para su reclutamiento (Wilson y Travest, 2000), esto pudo generar su presencia en las dos zonas con diferente manejo. Las especies *Cestrum anagyris* y *Heuchera orizabensis* son características del bosque de *A. religiosa* de la CRM, y son un buen indicador en los microambientes donde se encontraron, ya que por sus atributos biológicos podrían disminuir la dominancia de malezas ruderales y arvenses que se encuentren en el BS (Solís- Oberg, 2015). En el caso de *Cestrum anagyris* es una especie arbustiva que está en la vegetación en pie y en el banco de semillas, el estar en los dos componentes, sugiere que las semillas de la vegetación arbustiva en pie están enriqueciendo al banco y a su vez, aportar plántulas a la estructura vegetal, y contribuir a mantener la composición florística del bosque (Pizarro- Hernández, 2012).

El segundo grupo, presentó una abundancia y riqueza heterogénea en los microambientes, siendo más abundante y rico en los microambientes de la zona sin chaponeo. Las especies con valores altos en abundancia y riqueza fueron *Satureja macrostema*, *Chimaphila umbellata*, *Phacelia platycarpa* y *Sigesbeckia jorullensis*. *Satureja macrostema*, se distribuye de manera discontinua por debajo de un dosel cerrado y conservado, principalmente de pino y encino, lo cual le permite estar bien representada en el sotobosque, ya que ahí están las condiciones específicas que favorecen su crecimiento y desarrollo (Ortega- Ortega y Vázquez- García, 2014). Al igual que *Chimaphila umbellata*, al ser herbácea pionera, entraría en la regeneración fácilmente (Acosta y Vargas, 2003). Por otro lado, *Sigesbeckia jorullensis*, habita en regiones montañosas húmedas, a veces en condiciones de disturbio como cultivos o pastizales, se le puede encontrar distribuida en bosque de *A. religiosa* y *Quercus* (Rzedowski

y Rzedowski, 2006), el éxito de su dispersión por exozoocoria, se debe a que sus brácteas externas e internas están cubiertas de pelos glandulares con una excreción pegajosa, esto permite mayor dispersión y propagación de sus frutos (Wagenitz, 1979), lo cual explica su presencia en la zona.

La importancia de *Phacelia platycarpa* está en su forma de vector de dispersión por barocoria, lo que les permite estar en diferentes sitios, al ser características del bosque y estar bien representadas en el banco de semillas, en términos de abundancia y riqueza, asegura que las especies van a estar en un lugar y tiempo indicado cuando se presente la oportunidad para su germinación (Simpson *et al.*, 1989; Grime, 1989) y empezar la regeneración natural.

En el caso de la maleza introducida *Urtica urens*, se presentó con abundancia y riqueza baja en los microambientes de las zonas sin chaponeo, tanto en la temporada de lluvias como en la temporada de secas, esta especie se caracteriza por tener vectores de dispersión por anemocoria y barocoria, esto hace más diversa su dispersión (Mauseth, 1998), también se reporta para la CRM, su alta germinación en la temporada de secas, esto explica su presencia en la zona sin chaponeo en la temporada de secas, su presencia en esta zona y temporada se le puede asociar a la disponibilidad del recurso de la luz, para su establecimiento y germinación (Mauseth, 1998), generado por las condiciones del invernadero, ya que se encontraba bajo las condiciones in situ al bosque de *Abies religiosa*

Análisis de conglomerados de dos vías de las especies del banco de semillas

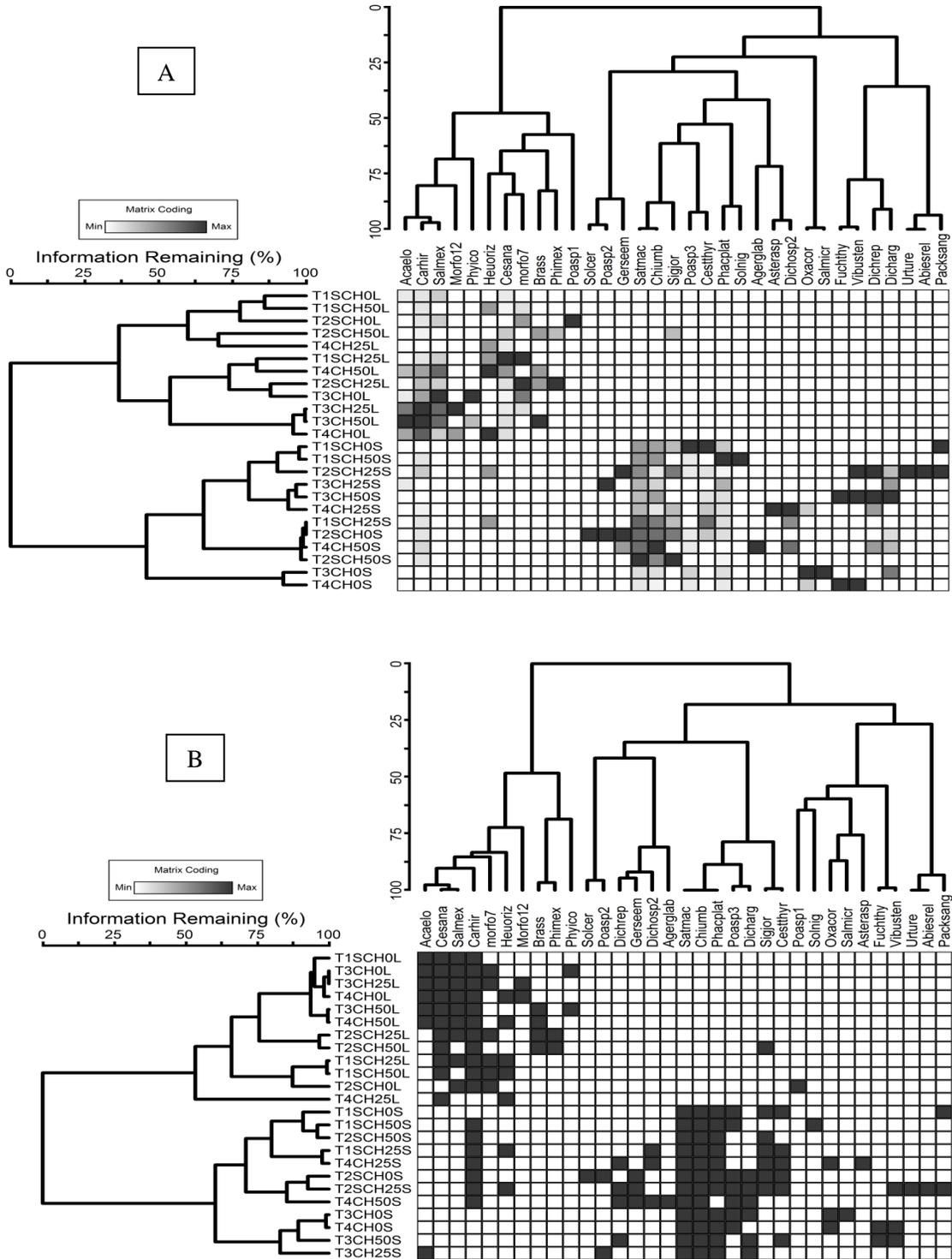


Figura. 11. Dendrograma del análisis de conglomerados de dos vías para el número de plántulas (A) y (B) para el número de especies del banco de semillas y los microambientes de las dos zonas con manejo (sin chaponeo y con chaponeo) en la temporada de lluvias y secas, del banco de semillas, donde T1SCH (sin chaponeo), T1CH (con chaponeo), 0, 25, 50 (microambiente), L (Lluvias), S (Secas).

8.9. Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), del banco de semillas.

El análisis de correspondencia canónica del BS mostró una relación de la abundancia de las especies en los microambientes de cada zona con diferente manejo y los factores ambientales. La ordenación de la información de los datos muestra dos grupos los cuales están marcados por una temporalidad.

La abundancia de las especies en los microambientes de la zona sin chaponeo de la temporada de lluvias está determinada por la humedad del suelo, la zona sin chaponeo a nivel de suelo presenta mejores condiciones para preservar la humedad del suelo, esto puede ser generado por los musgos, líquenes, helechos y hierbas, un buen contenido hídrico del suelo le otorga a las plantas los recursos necesarios para producir flores y a su vez semillas (Shaw, 1968), en las plántulas permite su crecimiento y desarrollo (Lebgue - Keleng *et al.*, 2015). Diferentes autores coinciden que la humedad está estrechamente relacionada con la permanencia de las semillas en el suelo, así como en su germinación (Thompson y Grimme, 1979; Baskin y Baskin, 1998).

Por otro lado, la abundancia de las especies que se encontraron en los microambientes de la zona con chaponeo de la temporada de lluvias estuvieron determinados por la materia orgánica en su mayoría y por la humedad del suelo en los microambientes m25 y m0 de la zona con chaponeo, la materia orgánica es un factor que tiene implicaciones ecológicas importantes, para la estructura y distribución de la vegetación en los bosques templados, ya que está directamente relacionado con la retención de la humedad del suelo y la disponibilidad de nutrientes (Sánchez- González y López- Mata, 2003), esto permitió la germinación de especies como: *Fuchsia thymifolia*, *Salvia microphylla*, *Ageratina glabrata*, *Acaena elongata*, *Salvia mexicana* y *Cardamine hirsuta*, la disponibilidad de nutrientes en el suelo es uno de los principales factores que determinan el proceso de la regeneración, aun cuando las plántulas se encuentren en condiciones no favorables (Catovsky *et al.*, 2002), esto explica el establecimiento de especies nativas en el sitio, sin embargo *Cardamine hirsuta*, al ser una especie introducida, se vio favorecida no solo por una mayor exposición de luz del sitio, también por los nutrientes del suelo.

La apertura de claros por disturbios como la deforestación en los bosques permite la entrada de especies que demandan luz y que además son altamente competitivas (Martínez-Orea, 2011). En el estudio de Solís-Oberg (2015), se reportó la presencia de malezas ruderales en el banco de semillas, que están asociadas a las condiciones edáficas de la materia orgánica, lo que revela que los nutrientes y la calidad del suelo de la zona con chaponeo promovieron la germinación de *Cardamine hirsuta*. Cabe mencionar, al comparar la riqueza de los microambientes de las dos zonas con diferente manejo, que la materia orgánica tuvo un papel importante en la riqueza de las especies, principalmente de la zona con chaponeo, lo que explica la relación positiva que tuvo la temporada de lluvias en la zona con chaponeo.

Los factores que determinaron la abundancia de las especies de los microambientes de la zona sin chaponeo en la temporada de secas, fueron: el factor sitio global, fosforo, conductividad eléctrica, pH y la temperatura relativa. La luz es el recurso que explica la mayor variación en composición de la regeneración natural, la influencia de las especies que dominaran el dosel es clave en la variación lumínica que promueve la manifestación de riqueza y abundancia de especies (Saldaña y Lusk, 2003). Este factor puede ser estimado a través del factor de sitio global, (FSG), que se define como la cantidad de luz que pasa a través del dosel (Canham *et al.*, 1990), cuando la apertura del dosel es mayor, permite que la radiación solar alcance los estratos más bajos y a su vez el establecimiento de un mayor número de plantas (Pompa, 2012), estas características del dosel más abierto fueron notorias en la zona sin chaponeo, lo que propicio condiciones favorables para el crecimiento de individuos de *Abies religiosa*, y permitiera un desarrollo de copas de mayor profundidad (Canham *et al.*, 1994), lo cual genero claros.

Saldaña y Lusk (2003); Lara *et al.* (2009), reportaron para bosques templados, una mayor influencia de especies dominantes del dosel sobre el sotobosque, los autores encontraron que cuando había una apertura del dosel, era mayor la disponibilidad de recursos como la luz y nutrientes, por lo tanto, esto dará pie a la regeneración natural, estas condiciones fueron favorables para el establecimiento de *Urtica urens*, *Geranium seemannii*, *Packeria sanguisobae*, *Satujera macrostema* y *Abies religiosa*. Cabe mencionar que estas especies tienen un vector de dispersión por anemocoria a excepción de *Geranium seemannii* (autocoria), este atributo les permitió arribar estas zonas con aperturas del dosel más grandes.

Estudios han encontrado una influencia de la dinámica de claros y los vectores de dispersión anemocoria, que actúan en los bosques templados, Cardona y Vargas, (2004); Cantillo *et al.* (2008).

Otros factores que proporcionaron el establecimiento de estas especies fueron el fósforo y la conductividad eléctrica (CE). El fosforo participa en procesos de generación de energía, fotosíntesis, y fijación de nitrógeno entre otros (Vance *et al.*, 2003). Este último proceso, está estrechamente vinculado con la regeneración natural, lo cual tiene implicaciones importantes para el banco de semillas, durante etapas tempranas en el crecimiento de las plántulas (Fenner, 1987), la disponibilidad de nitrógeno generalmente mejora la tasa de establecimiento de las plántulas (López *et al.*, 2013), este resultado concuerda con lo reportado por Jiménez-Hernández, 2016, quien encontró que el nitrógeno determino la germinación de las semillas y su establecimiento en una zona más conservada del bosque de *Quercus spp.* Aunque en el presente estudio no se vio una relación entre las abundancias y el nitrógeno, es indispensable la presencia de fosforo para el crecimiento de las plántulas.

El efecto de la salinidad, medida por la conductividad eléctrica del suelo fue nulo debido a que se trata de un bosque natural (Rodríguez y Rodríguez, 2002), en los microambientes de la zona sin chaponeo, se registró un valor de 0.25 Ds/m, para la temporada de secas, Moreno (1970), reporta que no se detectan efectos negativos en el crecimiento y rendimiento de las plantas con un CE menor a 2,0 Ds/m, lo que indica que este valor en el CE ayudo a la emergencia de plántulas en el banco de semillas.

Así mismo, se encontró que el pH influyo en el número de plántulas de todos los microambientes de la zona con chaponeo y sin chaponeo en la temporada de secas. El pH proporciona características distintas de desarrollo y crecimiento a las plantas (Burés, 1997). Algunos autores sugieren que el rango óptimo de pH en los bosques de coníferas debe estar entre 5,5 y 6,5, un pH por abajo o por arriba de estos rangos puede causar problemas de germinación y en el crecimiento de las plantas, los valores que se obtuvieron en cada uno de los microambientes de la zona con chaponeo (t3m0=5.8, t3m25= 5.7, t3m50= 5.7, t4m0=6.1, t4m50=5.5), y de la zona sin chaponeo (t1m0= 5.9, t1m25= 6, t1m50= 6.1), están dentro de un intervalo optimo, esto sugiere que la mayorías de los nutrientes mantienen su máximo nivel de solubilidad, lo cual favoreció la germinación y crecimiento de *Chimaphila umbellata*, *Oxalis corniculata*, *Phacelia platycarpa*, *Cestrum thyrsoides*, *Dichondra argétea*, *Dichondra sp2*.

La emergencia de plántulas está relacionada a condiciones de la temperatura ambiental adecuadas para su desarrollo (Castillo, 2013). Los valores que se registraron en los microambientes fueron altos, según lo establecido por Delgadillo (2011), quien reportó temperaturas anuales para *A. religiosa* de la CRM, de 6.9°C, un estudio reciente por Gonzales *et al.* (2015), reportó temperaturas ambientales que varían de 8.1 ° C a 10. 3°C, para un bosque templado del género *Abies*, esto concuerda con las temperaturas que presentaron los microambientes de la zona con chaponeo (t3m0=9,7°C, t3m25= 9,7°C, t3m50= 9,9°C, t4m0=10°C, t4m50=9,9°C) y sin chaponeo (m0= 8,4°C, m25= 9,0°C, m50= 9,3°C).

Al comparar la temperatura media anual del invernadero *in situ* con las temperaturas microambientales, se encontró que fue menor (9,0°C), con referente a Martínez-Orea (2011), reporta valores altos dentro del invernadero (18°C), sin embargo, ambos estudios en términos de composición son muy similares (Figura.12).

La riqueza fue mayor en los microambientes de la zona sin chaponeo, esto se debe a que presenta las condiciones ambientales favorables para el establecimiento, supervivencia y crecimiento, de las especies dentro del banco de semillas (Fenner y Thompson, 2005). En este estudio, factores como el FSG, pH, CE, fosforo y la temperatura ambiental, fueron determinantes para la riqueza emergida del banco, estos resultados concuerdan con Jiménez-Hernández, 2016, quien reporta para la unidad conservada, que los principales factores que determinaron la abundancia en el banco de semillas fueron el fosforo y la temperatura entre otros. En otros estudios han hablado sobre los tipos de coberturas vegetales y su relación con el suelo, se ha encontrado que protege la capa superficial del suelo, esto disminuye la evaporación y por lo tanto el microclima es más favorable para el establecimiento de las plántulas (Castillo, 2013), sin embargo las condiciones adversas en los bosques sometidos a explotación, la incidencia de las practicas forestales suele alterar los parámetros de los que depende la regeneración (Perry, 1988), como la disminución de coberturas, ya sea del estrato arbóreo o arbustivo, la modificación significativa de las características microclimaticas, lo que normalmente implica cambios notables en las condiciones abióticas que condicionan la instalación de la regeneración natural (Pulido *et al.*, 2000), estos cambios no se vieron en la zona del chaponeo ya que están relacionados con la humedad y M.O, factores que son característicos en el mantenimiento de los bosque templados. Los resultados del análisis de Monte Carlo se observan en el cuadro 7.

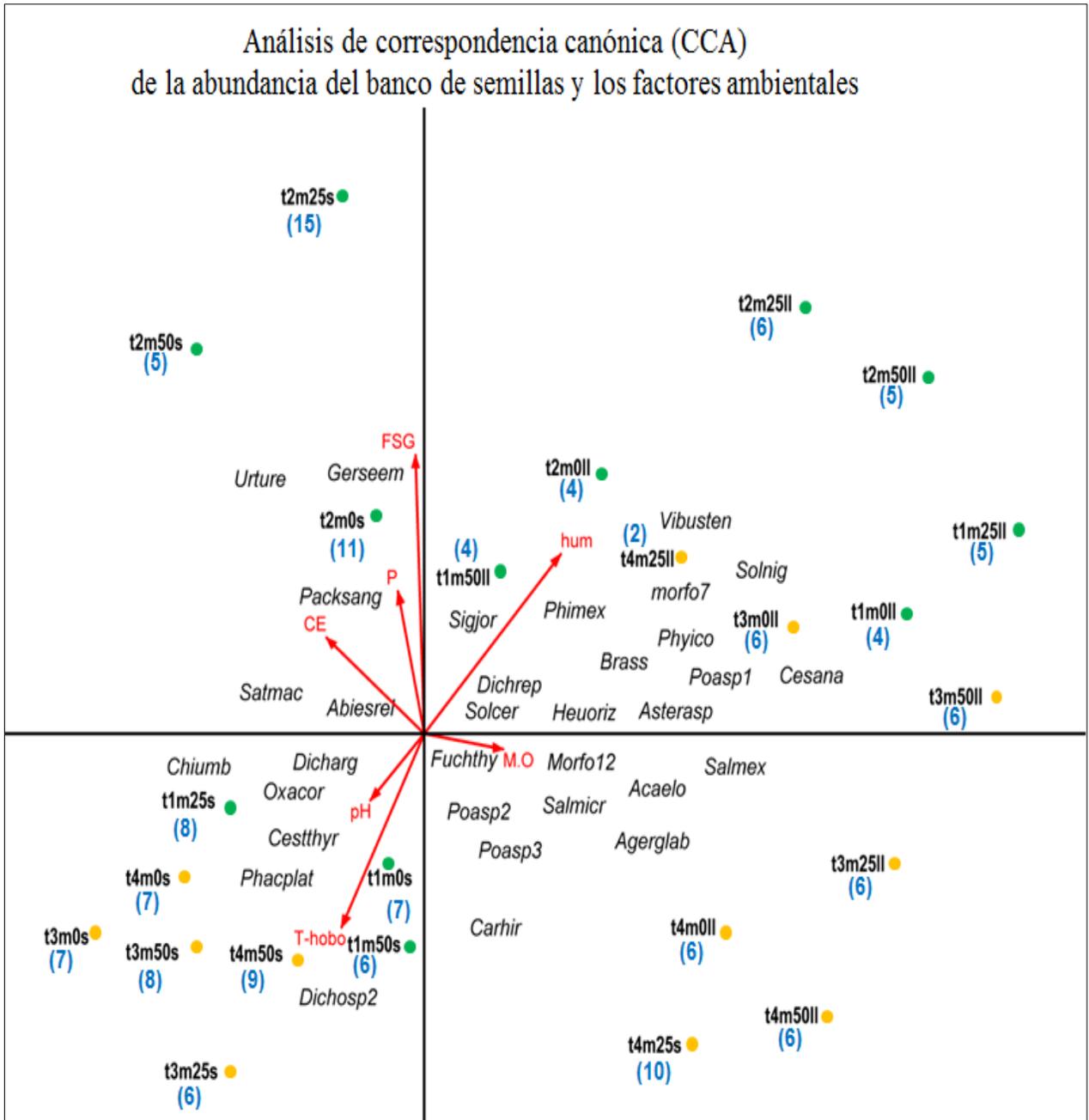


Figura.12. Diagrama de ordenación de las abundancias de las especies del banco de semillas y los factores ambientales de cada microambiente de la zona con chaponeo (color amarillo) o sin chaponeo (color verde); los números de color azul representan la riqueza total de cada microambiente en el banco de semillas. Donde (t1, t2, t3, t4) transecto, (m0, m25, m50) microambiente, (s) secas, (ll) lluvias, (FSG), factor de sitio global, (P) fosforo, (CE) conductividad eléctrica, (pH) pH del suelo, (T-hobo) temperatura, (M.O) materia orgánica y (hum) humedad del suelo.

Cuadro.7. Resultados del CCA del banco de semillas con la prueba de Monte Carlo. Valores de los ejes y la correlación de especie-ambiente basado en 998 operaciones con valores aleatorizados

| Datos aleatorizados | | | | | |
|--|-----------------------------|-------|--------|--------|--------|
| Datos reales Prueba de Monte Carlo (998 operaciones) | | | | | |
| Eje | Valores del eje | Media | Mínimo | Máximo | P |
| 1 | 0.249 | 0.140 | 0.061 | 0.244 | 0.0010 |
| 2 | 0.039 | 0.067 | 0.036 | 0.117 | |
| 3 | 0.027 | 0.040 | 0.022 | 0.070 | |
| Eje | Correlación Spp-Ambiente | Media | Mínimo | Máximo | P |
| 1 | 0.841 | 0.766 | 0.573 | 0.934 | 0.1411 |
| 2 | 0.803 | 0.764 | 0.497 | 0.947 | |
| 3 | 0.844 | 0.771 | 0.468 | 0.981 | |

8.10. Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), de la vegetación establecida del estrato arbustivo.

El análisis de correspondencia canónica mostro una relación entre los factores ambientales y los valores de importancia de las especies de la vegetación arbustiva en los microambientes de cada zona con chaponeo y sin chaponeo. La ordenación de la información de los datos muestra dos grupos marcados por una temporalidad.

Los valores de importancia de *Solanum cervantesii*, *Ageratina glabrata*, *Physalis costomatl*, *Archibaccharis serratifolia*, *Cestrum thyrsoidesum* que se presentaron en los microambientes de la zona sin chaponeo en la temporada de lluvias, están determinados por la humedad del suelo y el factor de sitio global (FSG). En los bosques templados la orientación que presentan las laderas y la pendiente son un factor crucial en las características climáticas, estas afectan directamente el establecimiento de la vegetación (Gallardo, 2004), las laderas tienen una importancia notable en las condiciones microclimáticas, modificando la evapotranspiración. Las zonas de estudio están sobre una ladera con orientación sur y con una inclinación de 50°, esto sugiere que las especies que se encuentran en esta ladera están expuestas a mayor radiación solar, que puede haberse generado a partir de la apertura del dosel. En las zonas

templadas, la mayoría de las especies leñosas (árboles y arbustos), presentan crecimientos en respuesta a la temporalidad (Viveros y Vargas, 2007). En el periodo de baja temperatura y congelamiento, las plántulas entran en una fase de latencia, la cual consiste en que el meristemo apical y los meristemos laterales detienen su crecimiento (Castillo *et al.*, 2014), por lo que la apertura del dosel favorece su crecimiento, generando mayor abundancia en la temporada de lluvias. En los bosques templados, las condiciones de luz, del sotobosque son limitadas y el dosel del bosque se renueva a través de la dinámica de claros (Arriaga *et al.*, 1994), lo que permite mayor entrada de luz, cuando sucede este fenómeno las plantas aprovechan estas condiciones para establecerse y crecer, generando mayor abundancia y riqueza, tanto en el banco de semillas como en el sotobosque, estos cambios ambientales pueden estar dados por la misma dinámica de la vegetación o puede reflejar algunos factores de perturbación (Arriaga *et al.*, 1994).

Por lo que el mantenimiento de la humedad se le atribuye a la inclinación pronunciada de la pendiente (50°), ya que es un factor que está directamente relacionada con la retención de humedad edáfica, las pendientes inclinadas son lugares más húmedos, tienen menor exposición solar y las temperaturas son bajas (Sánchez-Gonzales y López- Mata, 2003; Fjeldså & Kessler, 2004; Renison *et al.*, 2006). Otro factor que pudo haber contribuido a la retención de la humedad del suelo, humedad y temperatura ambiental, es la cobertura del estrato arbustivo, estudios han señalado que las coberturas vegetales protegen la capa superficial del suelo a través de su sombra, disminuyendo la evaporación, generando mayor humedad y una temperatura baja, por lo que el microambiente es más favorable para el establecimiento de las mismas especies o de nuevas plántulas en el sotobosque (Montaño y Monroy, 2000). Helgerson (1990) y Myers (1992), mencionan que la sombra generada por arbustos puede facilitar el establecimiento de plántulas, durante las temporadas de sequía, por proveer mayor humedad o temperatura más fresca, en este estudio es posible que haya pasado algo similar por lo que el mayor número de plántulas y de especies en el banco de semilla de la zona sin chaponeo, en la temporada de secas. Así mismo, el segundo grupo, que se formó a partir de los valores de importancia de *Cestrum anagyris*, y *Symphoricarpus mycophylla*, en los microambientes de la zona con chaponeo de la temporada de lluvias, tuvieron un efecto de la temperatura y la humedad ambiental, estos patrones de humedad y temperatura ambiental determinan en gran parte la distribución y abundancias de las especies (Valladares, 2004) en los bosques templados.

Por otro lado, el suelo que predomina el bosque de *A. religiosa* se caracteriza por ser profundos y bien drenados, con alto contenido de materia orgánica (Hernández, 1985; Nieto de Pascual, 1995), lo que determina en gran parte el buen estado del sotobosque, otras condiciones del suelo como conductividad eléctrica, el pH del suelo, potasio y fósforo, tuvieron un efecto en los valores de importancia de las especies del segundo grupo. En general, el potasio y el fósforo son elementos indispensables para el crecimiento de las plantas, mientras la textura del suelo puede modificar, de manera importante, la retención de agua, mantener la porosidad, facilitar la penetración de la raíz y la disponibilidad de minerales con lo que constituye a la fertilidad del suelo. (Neri y Villareal, 2012), y en consecuencia para este trabajo, incide en la representación de las especies en el sotobosque. El pH que presentaron los microambientes de la zonas con chaponeo fue de t4m50ll= 6, t4m50s=5.5,t4m0s=6.1, t3m0ll=6, t3m25ll=5.9 y en promedio fue de 5.9, esto coincide con los valores pH que se han reportado en la CRM, los cuales son ligeramente ácidos (6-6.5) (CONAFOR, 2006), mientras la conductividad eléctrica en los microambientes fue de t4m50ll=0.14Ds/m, t4m50s=0.18Ds/m, t4m0s=0.10Ds/m, t3m0ll=0.22 Ds/m, t3m25ll=0.38 Ds/m, el valor promedio fue de 0.20Ds/m. Cruz *et al.* (2012), reporto para un bosque manejado de *A. religiosa*, valores de 0.11 Ds/m., mientras Bunt (1988), indica que en sustratos ricos en materia orgánica la CE debe ser de 0,75 a 1,9Ds/m, señala que en una concentración de 3,5 a 5,0 Ds/m, la salinidad es muy elevada para la mayoría de las plantas, esto sugiere que las concentraciones de CE, son óptimas para las especies arbustivas en esta zona.

Así mismo *Acaena elongata*, *Baccharis conferta*, *Senecio angulifolius*, *Senecio barbojohannis* y *Fuchsia mycrophylla*, no presentaron valores altos de V. I. R., en los microambientes de la zona sin chaponeo y con chaponeo en la temporada de secas, por lo que no fueron determinados por un factor ambiental, sin embargo, la humedad, la luz (FSG) y la temperatura ambiental, presentaron un eje mayor, lo cual indica que estos factores tienen un efecto menor sobre estas especies. Con respecto a los resultados de Monte Carlo (Cuadro.8), se observa una relación significativa entre los factores ambientales y la vegetación establecida del estrato arbustivo, tiene implicaciones importantes en la abundancia del BS, ya que en las zonas sin chaponeo, donde se conserva mejor las coberturas de las especies, existe mayor abundancia (417 individuos), que en las zonas con chaponeo (247 individuos), donde los valores de la abundancia fueron menores (Figura.13).

Análisis de correspondencia canónica (CCA)
de los valores de importancia relativa del estrato arbustivo y los factores ambientales

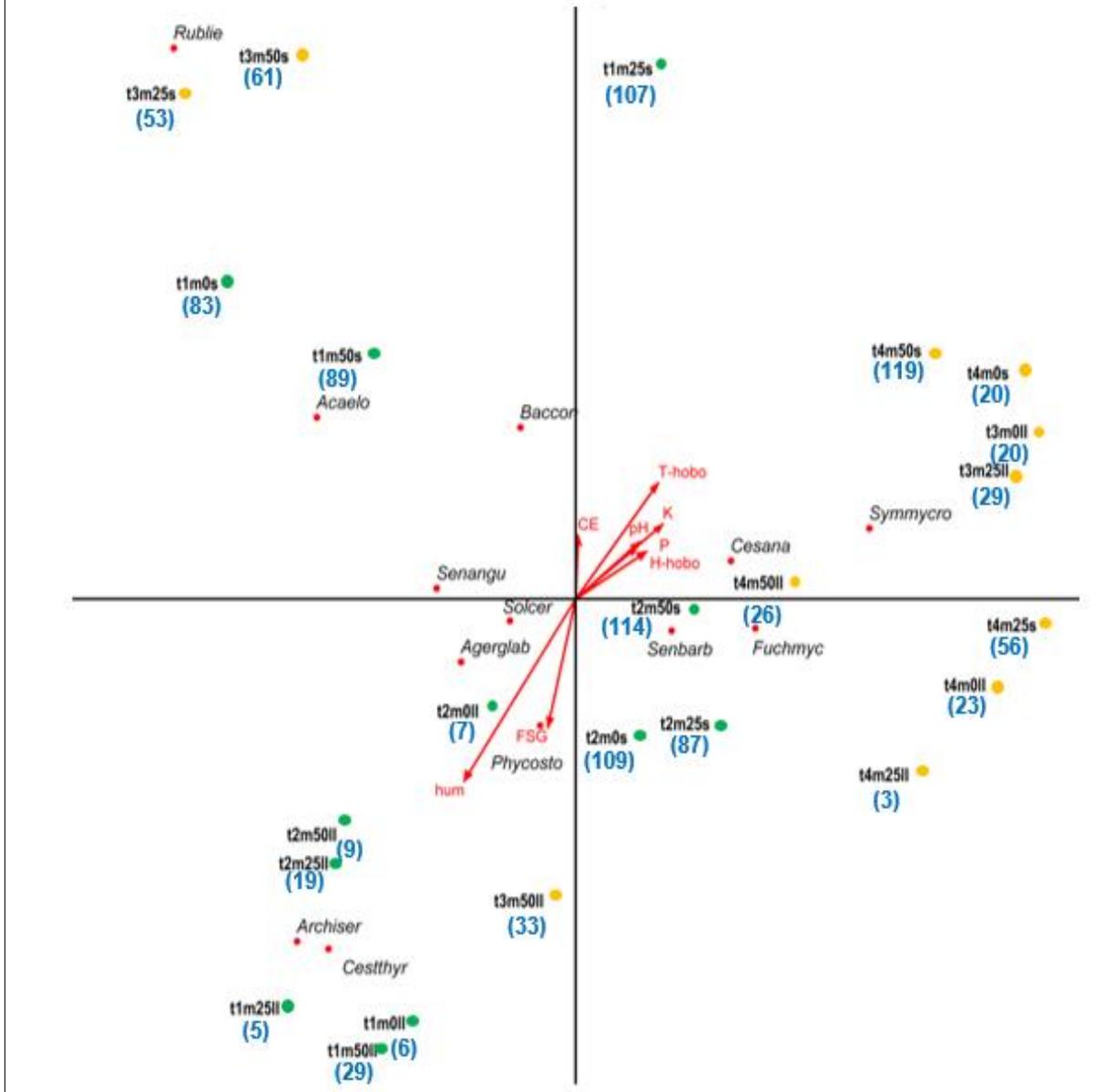


Figura.13. Diagrama de ordenación de los valores de importancia relativa de las especies del estrato arbustivo y los factores ambientales de los microambientes de la zona con chaponeo (color amarillo), sin chaponeo (color verde); los números de color azul representan la abundancia total de cada microambiente del banco de semillas. Donde (t1, t2, t3, t4) transecto, (m0, m25, m50) microambiente, (s) secas, (II) lluvias, (FSG), factor de sitio global, (hum) humedad del suelo, (CE) conductividad eléctrica, (T-hobo) temperatura, (pH) pH del suelo (P) fosforo, (K) potasio, (H-hobo) humedad relativa.

Cuadro.8. Resultados del CCA de la vegetación establecida con la prueba de Monte Carlo. Valores de los ejes y la correlación de especie-ambiente basado en 998 operaciones con valores aleatorizados

| Datos aleatorizados | | | | | |
|--|-----------------|-------|--------|--------|--------|
| Datos reales Prueba de Monte Carlo (998 operaciones) | | | | | |
| Eje | Valores del eje | Media | Mínimo | Máximo | P |
| 1 | 0.292 | 0.147 | 0.084 | 0.236 | 0.0010 |
| 2 | 0.141 | 0.105 | 0.062 | 0.161 | |
| 3 | 0.080 | 0.077 | 0.046 | 0.115 | |
| Eje | Correlación | Media | Mínimo | Máximo | P |
| Spp-Ambiente | | | | | |
| 1 | 0.913 | 0.869 | 0.653 | 0.971 | 0.1922 |
| 2 | 0.867 | 0.827 | 0.621 | 0.975 | |
| 3 | 0.695 | 0.785 | 0.552 | 0.951 | |

9. CONCLUSIONES Y SUGERENCIAS.

Se describe que la composición del banco de semillas y de la vegetación evaluada, mantienen especies características del bosque de *A. religiosa* de la CRM, la incidencia de las malezas introducidas como *Cardamine hirsuta* y *Urtica urens* en el banco de semillas puede ser el reflejo de las actividades antropogénicas cada vez más frecuentes para estos bosques.

Las especies con mayor abundancia en el banco de semillas fueron: *Satureja macrostema*, *Chimaphila umbellata*, *Cestrum anagyris* y *Cestrum thyrsoideum*, estas especies ayudarían a la regeneración del bosque de *A. religiosa*, como a disminuir la presencia de las malezas introducidas en el banco de semillas. Las especies del estrato arbustivo como *Roldana barbojohannis*, *Fuchsia mycrophylla*, *Cestrum anagyris* y *Ageratina glabrata* pueden contribuir a dar condiciones necesarias para que se establezcan otras especies nativas a través del banco de semillas.

El análisis del banco de semillas muestra que temporalidad tiene un efecto en la abundancia y en la riqueza, siendo mayor en la temporada de secas. Las zonas con diferente condición de manejo tuvieron un efecto en la abundancia, siendo mayor en la zona sin chaponeo. El microambiente no difiere en la abundancia y riqueza del banco de semillas.

El análisis de la vegetación establecida del estrato arbustivo muestra que la temporalidad y las zonas con diferente condición de manejo tuvieron un efecto en la abundancia y en la riqueza, siendo mayor en la temporada de lluvias y en la zona sin chaponeo. El microambiente difiere en la abundancia y riqueza del estrato arbustivo.

La diversidad del banco de semillas fue mayor en la zona con chaponeo en la temporada de lluvias, mientras la vegetación establecida fue mayor en la zona sin chaponeo de la temporada de lluvias y secas.

La baja similitud entre el BS y el estrato arbustivo de la zona sin chaponeo en la temporada de secas y lluvias, es dependiente a los tipos de bancos de semillas que forman las especies arbustivas, los cuales son transitorios. La baja similitud entre el BS y el estrato arbustivo de la zona con chaponeo de la temporada de lluvias y secas es por la poca presencia de arbustos adultos en la vegetación establecida. Las especies *Acaena elongata*, *Ageratina glabrata*, *Cestrum anagyris*, *Cestrum thyrsoideum* y *Solanum cervantesii*, estuvieron en los dos componentes, lo cual es parte del papel que tienen las especies de la vegetación secundaria

en la regeneración. Estas especies pueden ser utilizadas en plan de manejo para las zonas con chaponeo o muy perturbadas.

El análisis de conglomerado de dos vías del banco de semillas permitió conocer que las especies que están reportadas como nativas del bosque de *A. religiosa* responden a la zona sin chaponeo, mientras las especies indicadoras de perturbación a la zona con chaponeo.

El CCA del banco de semillas y del estrato arbustivo permitió comprobar que un buen estado de conservación del estrato arbustivo tiene implicaciones importantes en el banco de semillas y por lo tanto en la regeneración natural, ya que en la zona sin chaponeo la abundancia en los microambientes del banco de semillas fue mayor, que en la zona con chaponeo, donde presentó la menor cobertura vegetal y riqueza de especies.

10. LITERATURA CITADA

- Abella S., y Springer J. 2012. Soil seed banks in a mature coniferous forest landscape: dominance of naive perennials and low spatial variability. *Seed Sci. Res.* 22: 207-217.
- Acosta O. M., y Vargas O. 2003. Banco de semillas germinable. Estrategias para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. 251- 262pp.
- Acosta M. S. 2004. Efecto de borde sobre el banco de semillas germinable en un fragmento de bosque alto andino (Reserva forestal municipal de Cogua, Cundinamarca). Trabajo de grado. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Almeida-Leñero L., Nava M., Ramos A., Espinosa M., Ordoñez M. J. y Jujnovsky J. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. *Gaceta Ecológica* 85:53-64.
- Alvarado-Rosales D., y Hernández-Tejeda T. 2002. Decline of sacred fir in the Desierto de los Leones National Park. En: Fenn M.E., de Bauer L.I. y Hernández-Tejeda T. Ed. *Urban Air Pollution and Forests. Resources at Risk in the Mexico City Air Basin*, Ecological Studies 156, pp. 243-260, Springer- Verlag, Nueva York.
- Álvarez-Román K. 2000. Geografía de la educación ambiental: algunas propuestas de trabajo en el bosque de Los Dinamos, área de conservación ecológica de la Delegación Magdalena Contreras. Tesis de Licenciatura. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 127 pp.
- Ávila-Akerberg V. 2004. Autenticidad de los Bosques en la Cuenca Alta del Río Magdalena. Diagnóstico Hacia la Restauración Ecológica. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México. 124 pp.
- Arenas. 1969. Valoración de los recursos hidráulicos superficiales de la cuenca de México. S.R.H., México, D.F., 324pp.
- Arriaga L., Díaz S., y Mercado C. 1994. Conservation of commercial management of temperate forests of Baja California Sur, México. *Conservation Biology* 8: 1132-1140.
- Arriaga L., y Mercado C. 2004. Seed bank dynamics and tree fall gaps in a northwestern Mexican Quercus-Pinus forest. *J. Veg. Sci.* 15: 661-688.
- Ávila-Akerberg V. 2002. La vegetación de la Cuenca Alta del Río Magdalena: un enfoque florístico, fitosociológico y estructural. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 86pp.

- Bakker J.P., Poschlod P., Strijkstra R.J., Bekker R.M y Thompson K.1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica*. 45:461-490.
- Baskin C.C., Baskin J.M.1998. *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press, San Diego, CA, EE. UU.666 pp.
- Bedoya-Patiño J.G., Estévez-Varón J.V. y Castaño-Villa G.J. 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín Científico Museo de Historia Natural* 14 (2):77-91.
- Benech-Arnold, R.L., Sánchez, R.A., Forcella, F., Kruk, B.C., Ghera, C.M. 2000. Environmental control of dormancy in weed seed banks in soil. *Field Crops Research* 67(2), 105-122.
- Burés S. 1997. *Sustratos*. Ediciones Aerotécnicas, Madrid, España. 342 p.
- Brown D.1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seed link emergence methods. *Canadian Journal of Botany*. 70: 1603-1612.
- Cambell S.G. 1995. *Introducción a la Biofísica ambiental*. Editorial EUB, Barcelona, España. 187pp.
- Canham C. D., Denslow J.S., Platt W.J., Runkle J.R., Spies T.A y White P.S. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forest. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 620-631.
- Canham C., Finzi A., Pacala S., y Burbank D.1994. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 337-349.
- Cantillo H.E., Castiblanco G.V., Pinilla M.D., y Alvarado C.L. 2008. Caracterización y valoración del potencial de regeneración de banco de semillas germinable de la reserva forestal Cárpatos (Guasca, Cundinamarca). Colombia. *Revista Colombiana Forestal*. 11. 45-64pp.
- Cardona C.A., y Vargas R.O. 2004. El banco de semillas germinable de especies leñosas en dos bosques subandinos y su importancia para la restauración ecológica (Reserva biológica Chachalú- Santander. Colombia). *Colombia Forestal*. 8(17). 60-72pp.
- Carrillo-Anzures F., Vera C.G., Magaña T. S, Guldin J., Guries R. 2009. Seeds stored in the forest floor in a Natural Stand of *Pinus montezumae* Lamb. *Rev. Cienc. Forest. Méx.* 34: 41-60pp.
- Caspersen J.P, Sapruff M. 2005. Seedling recruitment in a northern temperate forest: the relative importance of supply and establishment limitation. *Can J For Res.* 4(35):978–989.

- Castillo O. 2013. Lluvia de semillas y emergencia de plántulas de *Pinus patula* Schiede ex Schldl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de Mex., México. 56 pp.
- Castillo-Argüero S., Martínez-Orea Y., Barajas- Guzmán G. 2014. Establecimiento de tres especies arbóreas en la Cuenca del río Magdalena, México. México D.F. Botanical Sciences. 92(2):309-317.
- Castillo-Argüero S., Martínez-Orea Y., Romero- Romero M.A. 2016. Las malezas de la cuenca del río Magdalena, Ciudad de México. México. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias 41-88pp.
- Castro-Gutiérrez C. 2013. El papel de las especies invasoras en la estructura herbácea del bosque de *Quercus rugosa* en la cuenca del río Magdalena, D.F. Tesis de Licenciatura. México: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).
- Catovsky S., Bazzaz F.A. 2002. Nitrogen availability influences regeneration of temperate tree species in the understory seedling bank. *Ecological Applications*, 12: 1056-1070.
- Cuevas-Guzmán R., Cisneros-Lepe E.A., Jardel-Peláez E.J., Sánchez-Rodríguez E.V., Guzmán-Hernández L., Núñez-López N., y Rodríguez-Guerrero C. 2011. Análisis estructural y de diversidad en los bosques de *Abies* de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1219-1233.
- Challenger A. 1998. Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Challenger A. 2003. Conceptos generales de los ecosistemas templados de montaña en México y su estado de conservación. En: Sánchez O. et al., eds. Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. México: Instituto de Ecología A.C. (INECOL) y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio).
- Cruz-Ruiz E., Cruz- Ruiz A. Aguilera- Gómez L.L., Norman-Mondragón H.T., Velázquez R.A., Nava- Bernal G., Dendooven L., y Reyes- Reyes B.G. 2012. Efecto en las características edáficas en un bosque templado por el cambio de uso de suelo. *Terra Latinoamericana*. 30(2): 189-197pp.
- Dansereau P., y Lems K. 1957. The grading of dispersal types in plant communities and their ecological significance. *Contributions de l'Institut Botanique de l'Université de Montreal*, 71, 1-52pp.
- Dalling J.W., Hubbell P. y Silvera K. 1998. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. *Journal of Ecology* 86:674-689.

- Daws M., Burslem D., Crabtree L., Kirkman P., y Mullins C. 2002. Differences in seed germination responses may promote coexistence of four sympatric. *Funct. Ecol.* 16: 258-267.
- Decocq G., Valentin B., Toussaint B., Hendoux F., Saguez R., Bardat J. 2004. Soil seed bank composition and Diversity in a managed temperate deciduous forest. *Biodiversity and conservation* 13: 2485-2509.
- Delgadillo-Dúran E. 2001. Productividad primaria neta de los bosques templados de la Cuenca del río Magdalena. Tesis de Maestría. México. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Dobler-Morales E. 2010. Caracterización del clima y su relación con la distribución de la vegetación en el suroeste del D.F. México. Tesis de Licenciatura. México: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Diario Oficial Federal (DOF). 1932. Acuerdo que declara Zona Protectora Forestal los bosques de la Cañada de Contreras, México.
- Espinoza- García F.J., Sánchez Blanco J., Medina Murmullo E., y Sánchez B.C. 2000. Malezas Introducidas en México, México: Universidad Nacional Autónoma de México. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Bases de datos SNIB-CONABIO proyecto No. U024.
- Epp G. 1987. The seed bank of *Eupatorium odoratum* along a successional gradient in a tropical rain forest in Ghana. *Journal of Tropical Ecology* 3: 139-149.
- Fenner M. 1985. *Seed ecology*. U.K. Springer Science & Business Media. Fenner M. 1987. Seed characteristics in relation to succession.
- Fenner M., y Thompson K. 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge: Cambridge University Press, 250pp.
- Fjeldsá, J. & M. Kessler. 2004. Conservación de la biodiversidad de los bosques de *Polylepis* de las tierras altas de Bolivia. Editorial FAN, Santa Cruz. 180 p.
- Gallardo J.A. 2004. Efecto de la orientación y la altitud sobre la heterogeneidad vegetacional en el cerro verde en Nizanda, Oaxaca. Tesis de Licenciatura Biología. Facultad de Ciencias. UNAM. México.
- Gallego Maya A. M, y Bonilla Gómez M.A. 2016. Caracterización de micrositos para el establecimiento de plántulas de *Espeletia uribei* (Asteraceae). *Acta biol. Colomb.* 2016;21(2):387-398.

- García E. 1978. Los climas del Valle del México. México: Colegio de Postgraduados. (COLPOS), Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), Universidad Autónoma de Chapingo (UACH).
- García- Romero A. 2002. An evaluation of forest deterioration in the disturbed mountains of western México City. *Mountain Research and Development*, 22(3). 270-277pp.
- González-Espinosa M., Quintana-Ascencio F., Ramírez- Marcial N., y Gaytán-Guzmán P. 1991. Secondary succession in disturbed Pinus- Quercus forest in the highlands of Chiapas, México. *J. Veg. Sci.* 2: 351-360
- González H.A., Pérez M. R., Moreno S.F., Ramírez O.G., Rosales M.S., Cano P.A., Guerra de la Cruz V., y Torres E. María del Carmen. 2015. Variabilidad de la temperatura local en bosques de coníferas por efectos de la deforestación. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 6(3): 22-39pp.
- Guariguata M.R. 2002. Pautas conceptuales y metodológicas para la planificación, ejecución y monitoreo de faenas de restauración ecológica. CATIE, Costa Rica.
- Gilliam F. S., y Roberts M. R. 2003. The herbaceous layer in forest eastern North América. Oxford University Press, New York.
- Gilliam F. S. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience*.
- Graham A.W., y Huthins M.S. 1990. Soil seed banks of adjacent unlogged rainforest types in north Queensland. *Australian Journal of Botany* 38: 261-8.
- Granados S., y López R. 2001. Ecología de poblaciones vegetales. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Glenn-Lewin. 1992. *Plant Succession: Theory and Prediction*. Londres: Chapman and Hall. 351pp.
- Griffis K.L., Crawford J.A., Wagner M.R y Moir W.H. 2001. Understorey response to management treatments in northern Arizona ponderosa pine forest. *Forest Ecology and Management* (146): 239-245.
- Grime J. P. 1982. Estrategias de adaptación de las plantas y procesos que controlan la vegetación. México: Limusa.
- Grime, J.P. 1989. Seed bank in ecological perspective.
- Grubb P.J. 1977. The maintenance of species- richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107-145.

- Harper J. 1977. Population biology of plants. Academic Press. Londres.
- Helgerson O. T. 1990. Heat damage in tree seedlings and its prevention. *New Forests* 3: 333-358.
- Hernández M.E. 1985. Distribución y utilidad de los Abies en México. *Boletín del Instituto de Geografía*. 15: 75-118.
- Hooper E., Condit R., y Legendre P. 2002. Response of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications* 12: 1626-1641.
- Hopfensperger K.N. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos*. 116 (9). 1438-1448pp.
- Houle G., y Payette S. 1990. Seed dynamics of *Betula alleghaniensis* in a deciduous forest of north-eastern North America. *J. Ecology*. 78: 677-690.
- Hughes J.W y Fahey T. J. 1988. Seed dispersal and colonization in a disturbed northern hardwood forest. *Bull. Torrey Bot. Club* 115: 89-99.
- Howe H., y Smallwood J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13, pp. 201-228.
- Jankowska- Blaszczyk M., y Grubb P.J. 2006. Changing perspectives on the role of the soil seed bank in northern temperate deciduous forest and in tropical low land rain forest: parallels and contrasts. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics* 8: 3-21.
- Jiménez-Hernández H. A. 2016. Comparación del banco de semillas de dos zonas contrastantes del bosque de *Quercus rugosa*- *Quercus laurina* en la cuenca del río Magdalena, D.F., México. Tesis de licenciatura. Facultad de ciencias. UNAM. México.
- Keeley J., Fotheringham C. J. 2000. Role of fire in regeneration from seed. En: Fenner M. (Ed). *Seeds: the ecology of regeneration in plant Communities* CAB International. 410pp.
- Korb J., Springer J., Powers S., Moore M. 2005. Soil seed banks in *Pinus ponderosa* forests in Arizona: Clues to site history and restoration potential. *Applied Vegetation Sciences* 8:103-112.
- Lara-González R., Sánchez-Velásquez L.R. y Corral-Aguirre J. 2009. Regeneración de *Abies religiosa* en claros del dosel versus sotobosque, Parque Nacional Cofre de Perote, México. *Agrociencia* 43:739-747.
- Lebgue K.T. y G. Quintana M. 2013. Cactáceas de Chihuahua. Talleres Gráficos del Estado de Chihuahua. Chihuahua, México.

- Lipzitin D., y Ashton P.M.S. 1999. Early- sucesional dynamics of single- aged mixed hardwood stands in a southern New England forest, USA. *Forest Ecology and Management* (116): 141-150.
- López F.J., y Cruz A.G. 1985. *Manual de Ecología*. México. Editorial Trillas.128-129pp.
- López P.P., Barrera L.B., Oliva G.F., Cuevas- Reyes P., González- Rodríguez A. 2013. Procesos de regeneración natural en bosques de encino: factores facilitadores y limitantes. *Biológicas*.
- Llambi L.D., Fontaine M., Rada F., Saugier B y Sarmiento L. 2003. Ecophysiology of dominant plant species during old field Succession in a high tropical andean ecosystem. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*. 35(4): 447-353.
- Maini J.S.1992. Desarrollo sostenible de los bosques. *Revista internacional de silvicultura de industrias forestales*. Unasyva. 2(43)169.
- Mauseth J. 1998. *Botany: An introduction to plant biology*. E.U. Jones and Bartlett Publishers.
- Magurran A.E.1988. Diversity índices and species abundance models. In *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. 7-47pp.
- Martínez- Orea Y. 2011. Lluvia y banco de semillas en el bosque templado de la cuenca del Rio Magdalena, México, D.F. Tesis maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F. 66-130pp.
- Martínez- Orea. Y., Castillo- Argüero S., Álvarez- Sánchez J., Collazo- Ortega M., Zavala- Hurtado A. 2013. Lluvia de semillas como facilitadores de la regeneración natural en un bosque templado de la ciudad de México. *Rev. Interciencia*. 38(6):400-409.
- Meli P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. 20 años de investigación académica. *Interciencia*. 28(10): 581-589.
- Méndez M., Dorantes A., Dzib G., Arguez., y Duran R. 2006. Germinación y establecimiento de plántulas de *Pterocereus gaumeri*, una cactácea columnar, rara y endémica de Yucatán México. *Bol Soc Bot Méx*. 2006; 79: 33-41.
- Miller P.M. 1999. Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western México *Journal of Tropical Ecology* 15:179-188.
- Molinillo M., y Farjil B. 1993. Technical note: Cattle as a dispersal agent of *Acaena elongata* (Rosaceae) in the cordillera of Mérida, Venezuela. *Journal of Range Management*, 46pp.
- Montaño A.N.M. y Monroy A.A. 2000. Conservación ecológica de suelos en zonas áridas y semiáridas de México. *Ciencia y Desarrollo* 154:27-37.

- Montenegro A.L. 2000. Estrategias de dispersión y regeneración por banco de semillas en dos comunidades de bosque alto andino. Bogotá, Colombia. Tesis de grado. Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Moreno D.R. 1970. Clasificación tentativa del pH del suelo y de aguas agrícolas. INIA. México. 5 p.
- Moreno L.A. 2008. Estrategias de Reclutamiento de *Espeletia Killipii*, y *E. grandiflora* en el Parque Nacional Natural Chingaza (Trabajo de Grado). Bogotá: Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. 238p.
- Mora A., Valdez J. I., Pérez G., Musálem M. A., y Vaquera H. 2006. Establecimiento y desarrollo de plántulas de *Tabebuia rosea* (Bignoniaceae) en una selva sub- caducifolia manejada en la costa Pacífica de México. Rev Biol Trop; 54(4): 1215-1225.
- Moscoso M.B., y Diez G. M. 2005. Banco de semillas en un bosque de roble de la cordillera central colombiana. Medellín. Rev. Facultad de Ciencias Agropecuarias. 58(2). 2932- 2941pp.
- Mota J.L.B. 2002. Anexo Proyecto de Norma Oficial Mexicana para Programas de Manejo: Instrumentos institucionales para el desarrollo de diseños de pequeñas tierras de vocación forestal. Banco interamericano de desarrollo. México.
- Müller H.J. 2008. Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. Journal of Ecology. 94 (4). 653-667pp.
- McCune B., Mefford M. J. 2006. PC-ORD 5.0. Multivariate analysis of ecological data. Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McNicoll M., y Augspurger C. 2010. A comparison of vegetation and seed bank community structure in a sand prairie in Illinois, U.S.A. The American Midland Naturalist 164: 136-150.
- Myers R. L. 1992. Shrub and high pine. Ecosystems of Florida. University of Central Florida Press. Orlando, Florida. pp. 150-193
- Nathan R., y Muller- Landau H. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. Tree, 15 (7), 278-285pp.
- Neri L. C., y Villarreal R.L. 2012. Simbiosis micorrícica: un análisis de su relevante función ecosistémica y en la provisión de servicios ambientales. En: Huerta-M., F. M. y L. P. Castro-Félix (comps.). Interacciones Ecológicas. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal., México. pp. 37-62.

- Nieto de Pascual P. C. 1995. Estudio sinecológico del bosque de oyamel de la cañada de Contreras, Distrito Federal. *Revista Ciencias Forestales en México*. 20:33.
- Nieto de Pascual Pola M.C. del C., Musálem M.A. y Ortega-Alcalá J. 2003. Estudio de algunas características de conos y semillas de *Abies religiosa* (HBK) Schl. et Cham. *Agrociencia* (37):521-531.
- Olano J.M., Caballero I, Laskurain NA, Loidi J, Escudero A .2002. Seed bank spatial pattern in a temperate secondary forest. *J. Veg. Sci.* 13: 775-784.
- Ortega- Ortega y Vázquez- García. 2014. *Satureja macrostema*: situación ambiental, conocimiento local y roles de género. *Maderas y Bosques*. 20 (2): 71-86pp.
- Paluch J.G. 2011. Ground seed density patterns under conditions of strongly overlapping seed shadows in *Abies alba* Mill. stands. *Eur. J. Forest Restor.* 130: 1009-1022.
- Parrotta J. A. Turnbull. J.W., y Jones N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest and Ecology Management* (99): 1-7.
- Perry D.A. 1998. The scientific basis of forestry. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 435-466.
- Pizarro- Hernández C. H. 2012. Relación del banco y lluvia de semillas con la estructura vegetal del bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena, D.F. Tesis de Licenciatura. México: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pompa V. R. 2012. Evaluación de la estructura y composición del sotobosque, la regeneración natural y la erosión del suelo bajo plantaciones de *Pinus pseudostrabus* en Nuevo San Juan Parangaricutiro Michoacán. México. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 13-57pp.
- Pons T. 2000. Seed responses to light. Pp. 237- 260 en : Fenner, M (ed.) *Seeds: The ecology of Regeneration in Plants Communities*. CAB International, Wallingford, UK.
- Pulido F.J., Díaz B., y Martínez-Pastur G. 2000. Incidencia del ramoneo del guanaco (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración temprana de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Tierra del Fuego, Argentina. *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*. 9: 381-394.
- Probert R. 2000. The role of temperature in the regulation of seed dormancy and germination. Pp. 261- 292 en: Fenner, M (ed.) *Seeds: The ecology of Regeneration in Plants Communities*. CAB International, Wallingford, UK.
- Raunkiaer C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford: Clarendon Press.

- Ramammorthy T. P., y Lorence D.H. 1987. Species vicariance in the Mexican flora and description of a new species of *Salvia* (Lamiaceae). Bulletin du Musée National d'Histoire Naturelle Paris, 4. ème série 9, section B, Adansonia 2 :167–175.
- Ramírez-Contreras A., y Rodríguez-Trejo D.A. 2009. Plantas nodrizas en la reforestación con *Pinus Hartwegii* Lindl. México. Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 15(1). 43-48pp.
- Ramírez-Marcial N., González Espinosa M. y Quintana-Ascencio P. 1992. Banco y lluvia de semillas en comunidades sucesionales de bosques de pino- encino de los Altos de Chiapas, México. Acta Botánica Mexicana 20: 59-75.
- Renison D., Hensen I., Suarez R., y Cingolani A.M. 2006. Cover and growth habit of *Polylepis* woodlands and shrublands in the mountains of central Argentina: ¿human or environmental influence? Journal of Biogeography 33: 876–887.
- Rey P., Alcántara J. 2000. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*) connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. J E col; 88 (4): 622- 633.
- Reyes- Ronquillo I.G. 2014. Las malezas en la cuenca del río Magdalena, D.F. indicadoras de estado de conservación del bosque. Tesis de Licenciatura. México: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).
- Rodríguez F.H., y Rodríguez A. 2002. Métodos de análisis de suelos y plantas. Editorial Trillas. México, D. F.
- Romero L.A., Baquero M.N., y Beltrán G. H. 2016. Banco de semillas en áreas disturbadas de bosque subandino en San Bernardo (Cundinamarca, Colombia). Colombia Forestal, 19(2), 181-194.
- Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México D.F. Salazar G.J.G., Vargas H.J.J., Jasso M.J., Molina G.J.D., Ramírez H.C. y López U.J. 1999. Variación en el patrón de crecimiento en altura de cuatro especies de *Pinus* en edades tempranas. Madera y Bosques 5:19-34.
- Rzedowski G.C., y Rzedowski J.2001. Flora fanerogámica del Valle de México. México: Instituto de Ecología, A.C. (INECOL) y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (CONABIO).
- Saldaña A., y Lusk C. 2003. Influencia de las especies del dosel en la disponibilidad de recursos y regeneración avanzada en un bosque templado lluvioso del sur de Chile. Rev. Chilena de Historia Nacional. 76: 639-650 pp.

- Sánchez-González A. y López-Mata L. 2003. "Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal", *Anales del Instituto de Biología (Serie Botánica)*, núm. 74, UNAM, México, 47-71pp.
- Sánchez- González A. 2004. Análisis sinecológico florístico y biogeográfico de la vegetación del norte de la Sierra Nevada. Tesis de Doctorado. México: Colegio de Postgraduados (COLPOS).
- Santibáñez-Andrade G. 2009. Composición y estructura del bosque de *Abies religiosa* en función de la heterogeneidad ambiental y determinación de su grado de conservación en la Cuenca del Río Magdalena, México, D.F. Tesis maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 136 pp.
- Santibáñez- Andrade G., Castillo- Argüero S., Martínez- Orea Y. 2015. Evaluación del estado de conservación de la vegetación de los bosques de una cuenca heterogénea del Valle de México. *Bosque*. 36(2). 299-313pp.
- Santillana C. 2013. Análisis del estado de conservación del bosque de *Pinus hartwegii* en una unidad de paisaje de la cuenca del río Magdalena, México D.F.M. Sc. Tesis. España: Universidad de Alcalá.
- SEMARNAT.2010. El manual básico de Prácticas de reforestación. Primera edición. 30pp.
- Simpson R.L., Leck M. A., Parker T. 1989. Seed bank: general concepts and methodological issues. *Ecology of soil seed bank*. San Diego, California. Academic Press; Inc. San Diego, California. pp. 3-8.
- Solís- Oberg S. 2015. Banco de semillas de malezas y plantas introducidas en dos unidades ambientales del bosque de encino (*Quercus L.*) de la cuenca del río Magdalena en el Distrito Federal. Tesis de maestría. Facultad de ciencias. UNAM, México.
- Schmidt I., Leuschner C., Molder A., Schmidt W. 2009. Structure and composition of the seed bank in monospecific and tree species-rich temperate broad- leaved forests. *Forest Ecol. Mang.* 257: 695-70.
- Shaw MW. 1968. Factors affecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North Wales: I. A preliminary study of acorn production, viability and losses. *Journal of Ecology*, 56: 565-538.
- Skowronek S., Terwei A., Zerbe S., Mölder I., Annighöfer P., Kawaletz H., Ammer C., y Heilmeyer, H. 2014. Regeneration potential of floodplain forests under the influence of nonnative tree species: Soil seed bank analysis in northern Italy. *Restoration Ecology*, 22 (1), 22-30.

- Spurr S.H., y Barnes B.V. 1980. Forest Ecology. 3ra. edición. Editorial J. Wiley and Sons. New York. 687pp.
- Stenhouse R. N. 2004. Fragmentation and internal disturbance of native vegetation reserves in the Perth metropolitan área, Western Australia. Landscape and Urban Planning. 68pp.
- Terradas J. 2001. Ecología de la vegetación de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisaje. Barcelona: Editorial Omega.
- Thompson K., y Grime J.P.1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. Journal of Ecology 67: 893-921.
- Valladares F.2004. El ambiente lumínico de los sotobosques ibéricos. Quercus. 215: 28-34pp.
- Van der Pijl L.1982. Principles of dispersal in higher plants. Berlin: Springer- Verlag.
- Vance C. P., Uhde-Stone C., Allan D. L. 2003. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. New Phytologist 157: 423-447.
- Vargas O, Pérez-Martínez L.V. 2014. Semillas de plantas de páramo: ecología y métodos de germinación aplicados a la restauración ecológica. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.17-63pp.
- Vázquez-Santos Y. 2016. Los hongos micorrizógenos arbusculares en la fenología reproductiva de *Acaena elongata* L. del bosque de Abies religiosa en la cuenca del río Magdalena, CD.MX., México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México.
- Velázquez A. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. Gaceta ecológica, 62, pp.21-37.
- Vibrans H. 2003. Notas sobre neófitas 3. Distribución de algunas Brassicaceae de reciente introducción en el centro de México. Acta Botánica Mexicana. 65pp.
- Villaseñor- Ríos J.L., y Espinoza-García F.J. 1998. Catálogo de malezas de México. México: Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Consejo Nacional Consultivo Fitosanitario (CONACOFI). Fondo de Cultura Económica (FCE).
- Viveros-Viveros H. y Vargas-Hernández J.J. 2007. Dormancia en yemas de especies forestales. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 13:131-135.
- Wang B.C y Smith T. 2002. Closing the seed dispersal loop. Trends in Ecology & Evolution 17: 379- 385.

- Wagenitz G. 1979. Compositae I: Allgemeiner Teil, Eupatorium – Achillea. En: Heinrich G., Pfeifhofer H.W., Stabentheiner E y Sawidis T. 2002. Glandular hairs of *Sigesbeckia jorullensis* Kunth (Asteraceae): Morphology, histochemistry and composition of essential Oil. Annals of Botany. 89(4):459-469.
- Warr S.J., Kent M. y Thompson K. 1994. Seed bank composition and variability in five woodlands in south west England. Journal of Biogeography 21:151-168.
- Wenny D. 2000. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of a neotropical montane tree. Ecol Monogr; 70(2): 331- 351.
- Willson M. F., Traveset A. 2000. The ecology of seed dispersal. In Seeds: The ecology of regeneration in plant communities 2, 85-110.
- Wijdeven S. M. J., y Kuzee M.E. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. Restoration Ecology 8: 414-424.
- Xiaojun D., Quifeng G., Xianming G., y Keping M. 2007. Seed rain, soil seed bank, seed loss and regeneration of *Castanopsis fagesii* (Fagaceae) in a subtropical evergreen broad-leaved forest. Forest Ecology and Management. 238: 212-219.
- Yadv y Tripathi. 1982. A study on seed population dynamics of three weedy species of Eupatorium. Weed Research 22: 69-76.
- Zar J.H. 1974. Biostatistical Analysis. Englewood Cliffs, Prentice-Hall. New Jersey USA. 620 pp.

11. ANEXO

11.1. Lista de especies presentes en el banco de semillas y de la vegetación establecida del estrato arbustivo.

Cuadro.9. Especies registradas en el banco de semillas y de la vegetación establecida VEG= Estrato arbustivo, BS= Banco de semillas, VD= vectores de dispersión, FV= forma de vida, CV=ciclo de vida, FC= forma de crecimiento, MN= maleza nativa, MI= maleza introducida, Bosque= especies características del bosque de *A. religiosa*, nd= no identificada.

| Familia | Especie | Autor | VEG | BS | VD | FV | CV | FC | MN | MI | Bosque |
|----------------|------------------------------------|----------------------------|-----|----|--------------|----------------|---------|---------|----|----|--------|
| Pinaceae | <i>Abies religiosa</i> | (H.B.K.) Cham & Schlecht. | | X | anemocoria | fanerofita | perenne | árbol | | | X |
| Rosaceae | <i>Acaena elongata</i> | L. | X | X | exozoocoria | fanerofita | perenne | arbusto | X | | |
| Asteraceae | <i>Ageratina glabrata</i> | (Kunth)R.M. King & H. Rob. | X | X | anemocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Asteraceae | <i>Archibaccharis serratifolia</i> | (H.B.K.) Blake. | X | | anemocoria | fanerofita | perenne | arbusto | X | | |
| Asteraceae | <i>Asteraceae sp., nd</i> | | | X | | | | | | | |
| Brassicaceae | <i>Baccharris conferta</i> | Kunth. | X | | anemocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Brassicaceae | <i>Brassicaceae sp., nd</i> | | | X | | | | | | | |
| Convolvulaceae | <i>Cardamine hirsuta</i> | L. | | X | autocoria | terofita | anual | hierba | | X | |
| Solanaceae | <i>Cestrum anagyris</i> | Dunal. | X | X | endozoocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Solanaceae | <i>Cestrum thyrsoideum</i> | Kunth. | X | X | endozoocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Ericaceae | <i>Chimaphila umbellata</i> | (L.) Nutt. | | X | barocoria | camefita | perenne | hierba | | | X |
| Convolvulaceae | <i>Dichondra repens</i> | Forst& Forst. | | X | | hemicriptofita | perenne | hierba | | | X |
| Convolvulaceae | <i>Dichondra argénteá</i> | | | X | | hemicriptofita | perenne | hierba | X | | |
| Convolvulaceae | <i>Dichondra sp1.nd</i> | | | X | | | | | | | |
| Onagraceae | <i>Fuchsia mycophylla</i> | H.B. K | X | | endozoocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Onagraceae | <i>Fuchsia thymifolia</i> | Kunth. | | X | endozoocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Geraniaceae | <i>Geranium seemannii</i> | Peyr | | X | autocoria | hemicriptofita | perenne | hierba | X | | |
| Saxifragaceae | <i>Heuchera orizabensis</i> | Hemsl. | | X | barocoria | hemicriptofita | perenne | hierba | | | X |

| Familia | Especie | Autor | VEG | BS | FD | FV | CV | FC | MN | MI | Bosque |
|----------------|------------------------------------|------------------------------|-----|----|--------------|----------------|---------|---------------|----|----|--------|
| Oxalidaceae | <i>Oxalis corniculata</i> | L. | | X | autocoria | criptofita | perenne | hierba | X | | |
| Asteraceae | <i>Packera sanguisobae</i> | (DC.) Jeffrey | | X | anemocoria | hemicriptofita | perenne | hierba | | | X |
| Poaceae | Poaceae sp1. Nd | | | X | | | | | | | |
| Poaceae | Poaceae sp2. Nd | | | X | | | | | | | |
| Poaceae | Poaceae sp3. Nd | | | X | | | | | | | |
| Boraginaceae | <i>Phacelia platycarpa</i> | (Cav.) Spreng | | X | barocoria | hemicriptofita | perenne | hierba | X | | |
| Hydrangeaceae | <i>Philadelphus mexicanus</i> | Schltl. | | X | barocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Solanaceae | <i>Physalis coztomatl</i> | Dunal. | X | | endozoocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Phytolaccaceae | <i>Phytolaca icosandra</i> | L. | | X | endozoocoria | camefita | perenne | hierba | X | | |
| Rosaceae | <i>Rubus liebmannii</i> | Focke | X | | endozoocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Lamiaceae | <i>Satujera macrostema</i> | (Moc. Y Sessé es Benth) Briq | | X | anemocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Lamiaceae | <i>Salvia mexicana</i> | L. | | X | barocoria | hemicriptofita | perenne | hierba | X | | |
| Lamiaceae | <i>Salvia microphylla</i> | Kunth. | | X | barocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Asteraceae | <i>Roldana angulifolius</i> | DC. | X | | anemocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Asteraceae | <i>Roldana barba-johannis</i> | (DC.) H. Rob. & Brettell | X | | anemocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Asteraceae | <i>Sigesbeckia jorullensis</i> | Kunth. | | X | exozoocoria | hemicriptofita | perenne | hierba | X | | |
| Solanaceae | <i>Solanum cervantesii</i> | Lag. | X | X | endozoocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Solanaceae | <i>Solanum nigrescens</i> | M. Martens & Galeotti | | X | endozoocoria | terofita | anual | hierba | X | | |
| Caprifoliaceae | <i>Symphoricarpus microphyllus</i> | Kunth. | X | | endozoocoria | fanerofita | perenne | arbusto | | | X |
| Urticaceae | <i>Urtica urens</i> | L. | | X | anemocoria | terofita | anual | hierba | | X | |
| Caprifoliaceae | <i>Viburnum stenocalyx</i> | (Oerst) Hemsl. | | X | endozoocoria | fanerofita | perenne | árbol/arbusto | | | X |
| | Morfo.7 | | | X | | | | | | | |
| | Morfo.12 | | | X | | | | | | | |