



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE ECOLOGÍA

ECOLOGÍA

**Desempeño de plantas de *Abies religiosa* reintroducidas en un bosque de
Abies 15 años después de un incendio forestal**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

BIÓL. CARLOS EMMANUEL JIMÉNEZ PÉREZ

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. ANA ELENA MENDOZA OCHOA
(INSTITUTO DE ECOLOGÍA)

COMITÉ TUTOR: DRA. CONSUELO BONFIL SANDERS
(FACULTAD DE CIENCIAS)

DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO
(FACULTAD DE CIENCIAS)

MÉXICO, Cd. Mx.

AGOSTO 2016



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE ECOLOGÍA

ECOLOGÍA

**Desempeño de plantas de *Abies religiosa* reintroducidas en un bosque de
Abies 15 años después de un incendio forestal**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

BIÓL. CARLOS EMMANUEL JIMÉNEZ PÉREZ

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. ANA ELENA MENDOZA OCHOA
(INSTITUTO DE ECOLOGÍA)

COMITÉ TUTOR: DRA. CONSUELO BONFIL SANDERS
(FACULTAD DE CIENCIAS)

DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO
(FACULTAD DE CIENCIAS)

MÉXICO, Cd. Mx.

AGOSTO 2016

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted, que el Subcomité de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas, en su sesión ordinaria del día 09 de mayo de 2016, aprobó el jurado para la presentación de su examen para obtener el grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** del Posgrado en Ciencias Biológicas, del alumno **JIMÉNEZ PÉREZ CARLOS EMMANUEL** con número de cuenta: **304326897** con la tesis titulada: "**Desempeño de plantas de Abies religiosa reintroducidas en un bosque de Abies, 15 años después de un incendio forestal**", bajo la dirección de la **DRA. ANA ELENA MENDOZA OCHOA**:

Presidente:	DRA. ELIANE CECCON
Vocal:	M. EN C. IRENE PISANTY BARUCH
Secretario:	DRA. CONSUELO BONFIL SANDERS
Suplente:	DR. YOHAN ALEXANDER CORREA METRIO
Suplente	DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a 26 de julio de 2016

M. del Coro Arizmendi
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

AGRADECIMIENTOS

Primeramente al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca nacional otorgada durante la realización de mis estudios de posgrado.

A mi comité tutor: Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa, Dra. Consuelo Bonfil Sanders y Dra. Silvia Castillo Argüero, por su apoyo, paciencia y confianza.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

Especialmente agradezco al Biól. Víctor Flores Rodríguez por el apoyo logístico y material brindado, ya que sin su intervención este proyecto no se hubiera llevado a cabo y al Biól. Netzi Jorge Salcedo Aguilar por su paciencia, compañía, tiempo y participación durante el trabajo en campo.

A la Regional # 1 de la Comisión Nacional de Recursos Naturales y a sus brigadas por las guías en campo y el trabajo de reintroducción.

Al Ing. Héctor Aguilar e Ing. Miguel Carlos Islas por su ayuda y participación en campo.

A la M. en C. Yuriana Martínez Orea por la inmensa ayuda que prestó en la identificación de las especies.

A mi asesora de tesis la Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa y mi comité tutor Dra. Consuelo Bonfil Sanders y Dra. Silvia Castillo Argüero por sus consejos y recomendaciones para desarrollar el presente trabajo.

A la Biól. Irma Acosta Calixto y Alejandra Luevano por su apoyo en el préstamo de material de laboratorio.

A mis compañeros y amigos de laboratorio, por esas amenas charlas y preciados consejos.

DEDICATORIA

Especialmente a mi familia, por todo su apoyo, comprensión y amor

A Guadalupe Pérez Enríquez, por todo su amor y compañía

A mi asesora la Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa, por su paciencia, confianza y apoyo durante toda mi estancia en el laboratorio

ÍNDICE

Índice de figuras	i
Índice de cuadros	iii
Resumen	iv
Abstract	v
I. Introducción	1
II. Hipótesis	11
III. Objetivos	
Objetivo general	12
Objetivos particulares	12
IV. Métodos	
1. Área de estudio.....	13
2. Especie de estudio	17
3. Trabajo de campo y diseño experimental	22
4. Caracterización de las zonas de estudio	22
5. Desempeño de la plantación de <i>Abies religiosa</i>	24
6. Análisis de datos.....	26
V. Resultados	
1. Caracterización de las zonas de estudio	
Composición florística.....	28
Temperatura y humedad relativa	38
Parámetros físico-químicos del suelo	40
Incidencia lumínica	44
2. Desempeño de <i>Abies religiosa</i>	
Supervivencia	47
Crecimiento	50

VI. Discusión	
1. Caracterización de las zonas de estudio	
Composición florística.....	53
Temperatura y humedad relativa.....	56
Parámetros físico-químicos del suelo.....	56
Incidencia lumínica.....	60
2. Desempeño de <i>Abies religiosa</i>	
Supervivencia.....	62
Crecimiento.....	65
Consideraciones para la reintroducción de <i>Abies religiosa</i> en el Parque Nacional Desierto de los Leones.....	66
VII. Conclusiones	69
VIII. Literatura citada	71
Anexo	87

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación del Parque Nacional Desierto de los Leones entre las delegaciones Cuajimalpa y Álvaro Obregón en la Ciudad de México. En la parte derecha se muestra la poligonal del Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 2. Climograma elaborado con los datos de la estación meteorológica Desierto de los Leones en el periodo 1971-2000. Las barras azules representan la precipitación total mensual (mm) y la línea roja representa la temperatura media mensual (°C).

Figura 3. Morfología de *Abies religiosa*.

Figura 4. Descripción del diseño para realizar las reintroducciones de plantas de *A. religiosa* en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 5. Curva de acumulación de especies observadas y esperadas en el Parque Nacional Desierto de los Leones, utilizando el estimador no paramétrico Chao 2.

Figura 6. Familias encontradas en la Zona dentro de Bosque (ZB) por estrato: a) arbóreo b) arbustivo y c) herbáceo en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 7. Familias encontradas en la Zona Borde de Bosque (ZBB) por estrato: a) arbustivo y b) herbáceo en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 8. Familias encontradas en la Zona Incendiada (ZI) por estrato: a) arbustivo y b) herbáceo en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 9. Análisis de agrupamiento de los cuadros de muestreo por zona utilizando el algoritmo de distancia euclidiana.

Figura 10. Valor de importancia de las especies del estrato: a) arbóreo b) arbustivo y c) herbáceo en Zona dentro de Bosque (ZB) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 11. Valor de importancia de las especies del estrato: a) arbóreo b) arbustivo y c) herbáceo en la Zona Borde de Bosque (ZBB) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 12. Valor de importancia de las especies del estrato; a) arbóreo b) arbustivo y c) herbáceo en la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 13. Temperatura y humedad relativa media, máxima y mínima mensuales en la Zona dentro de Bosque, la Zona Borde de Bosque y la Zona Incendiada en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 14. Parámetros físicos de los suelos en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 15. Parámetros químicos de los suelos en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 16. Parámetros lumínicos de la radiación directa, radiación difusa y radiación total en temporada de secas y lluvias en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 17. Parámetros lumínicos en temporada de secas y lluvias de apertura del dosel e índice de área foliar en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 18. Función de supervivencia de Kaplan-Mier de *Abies religiosa* en las tres zonas de estudio; Zona dentro de Bosque (ZB), Zona Borde de Bosque (ZBB) y Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 19. Función de supervivencia de Kaplan-Mier de plantas de *Abies religiosa* reintroducidas bajo nodriza y sin nodriza en la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 20. Principales causas de muerte de plantas de *Abies religiosa* reintroducidas en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 21. Crecimiento en altura de las plantas de *Abies religiosa* plantadas bajo arbustos y sin arbustos en cada una de las zonas (ZB, ZI y ZBB) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Figura 22. Crecimiento en área basal de las plantas de *Abies religiosa* plantadas bajo arbustos y sin arbustos en cada una de las zonas (ZB, ZI y ZBB) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Índice de cuadros

Cuadro 1. Talla al inicio del estudio de las plantas de *A. religiosa* plantadas en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Cuadro 2. Número de especies, géneros y familias en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Cuadro 3. Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y equitatividad (J') en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Cuadro 4. Índices de similitud de especies en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Cuadro 5. Parámetros lumínicos en temporada seca y lluviosa en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Cuadro 6. Prueba de rangos logarítmicos de las curvas de supervivencia en las tres zonas.

Cuadro 7. Prueba de rangos logarítmicos de las curvas de supervivencia de las plantas reintroducidas bajo arbustos y sin arbustos en las tres zonas.

Cuadro 8. Tasas relativas de crecimiento (TRC) de altura y área basal de las plantas de *Abies religiosa* plantadas bajo arbustos y sin arbustos en cada una de las zonas (ZB, ZI y ZBB) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Cuadro 9. Comparación de la riqueza florística entre otros bosques mixtos de *Abies* en la República Mexicana (Modificado y extraído de Guerrero-Hernández et al., 2014).

Cuadro 10. Características químicas del suelo en el Parque Nacional Desierto de los Leones en diferentes años, extraído de Castro (1998); referentes físico-químicos del suelo para bosques de *Abies religiosa*, extraído de López (1993).

Resumen

Los bosques mexicanos son impactados recurrentemente por una amplia gama de incendios, de los cuales 90 % son causados por el hombre. Algunas especies de coníferas, entre ellas *Abies religiosa* son susceptibles y poco tolerantes a incendios de copa severos, que crean condiciones poco favorables para su regeneración, establecimiento y crecimiento. Por otra parte, los incendios generan condiciones propicias para la proliferación de especies arbustivas y herbáceas con lo que pueden facilitar el establecimiento, crecimiento y supervivencia de especies sucesionales tardías, como *A. religiosa*, cuando éstas crecen bajo su cobertura. El presente trabajo se realizó en el Parque Nacional Desierto de los Leones (PNDL) en la Ciudad de México, debido a la necesidad de llevar acciones de restauración para hacer frente a la declinación forestal y deterioro que atraviesa actualmente. Se evaluó el crecimiento y supervivencia de plantas de *A. religiosa* reintroducidas en tres zonas: dentro del bosque, borde del bosque e incendiada. También se evaluó el efecto de facilitación por parte de los arbustos nativos *Baccharis conferta* y *Ribes ciliatum*. Para ello, se reintrodujeron 900 plantas de *A. religiosa* de dos años de edad en cada una de las zonas en junio del 2013. Además, se caracterizó el componente biótico (composición florística y estructura) y abiótico (temperatura, humedad relativa, parámetros fisicoquímicos del suelo e incidencia lumínica) en cada zona. La zona dentro de bosque presentó los mayores valores de importancia relativa para *Abies religiosa* (VIR=54) y *Alchemilla procumbens* (VIR=47); la zona borde de bosque para *Ribes ciliatum* (VIR=41), *Festuca amplissima* (VIR=41) y *Abies religiosa* (VIR=40); y la zona incendiada para *Brachypodium mexicanum* (VIR=77) y *Penstemon campanulatus* (VIR=34). La temperatura media y la humedad relativa media no difirieron entre zonas, pero sí lo hicieron las temperaturas máximas y mínimas, así como la humedad relativa máxima. Por otra parte, las variables de incidencia lumínica no presentaron diferencias significativas en función de la temporada, pero sí lo hicieron en función de las zonas. Los parámetros físico químicos, sólo mostraron diferencias significativas en el Ca y la CIC. La principal causa de muerte en la zona dentro de bosque fue el aplastamiento (56%), y en las zonas borde e incendiada lo fue la desecación (40% y 59% respectivamente). La supervivencia de las plantas reintroducidas fue mayor en la zona dentro de bosque (90 %), que en el borde (86%) e incendiada (83%). La mayor altura y área basal se presentó dentro de bosque (48.03 ± 12.42 cm y 52.95 ± 26.74 mm²) que en el borde (28.50 ± 9.02 cm y 30.94 ± 11.19 mm²) e incendiada (30.38 ± 7.16 cm y 30.05 ± 13.58 mm²). En el caso de la tasa relativa de crecimiento, los mayores valores se observaron en la zona dentro de bosque tanto en altura como en área basal (0.0250 ± 0.004 cm²/mes y 0.0665 ± 0.003 mm²/mes, respectivamente). Finalmente, la supervivencia no mostró diferencias significativas entre las tres zonas, pero sí el crecimiento (área basal), que fue mayor dentro de bosque. Adicionalmente, la supervivencia y el crecimiento de las plantas de *A. religiosa* fue mayor en las plantas establecidas bajo la copa de *B. conferta* y *R. ciliatum* que en las establecidas en sitios abiertos. Se concluye que la zona dentro de bosque ofrece las mejores características ambientales para el desarrollo de las plantas de *A. religiosa* y en las zonas borde de bosque e incendiada el uso de especies nodriza es una alternativa para mejorar el desempeño de las plantaciones de *A. religiosa*.

Abstract

Mexican forests are affected by a wide range of fires and 90% are human-caused. Some species such as *Abies religiosa* are susceptible and intolerant to crown fires, that create unfavorable conditions for regeneration, establishment and growth. Nevertheless, crown fires create favorable conditions for shrubs and herbaceous species and lead their proliferation, facilitating the establishment, growth and survival of late successional species as *A. religiosa* when the latter grow under their canopy. This research was conducted in Parque Nacional Desierto de los Leones (PNDL) in Mexico City, in order to take restoration actions and measures against forest decline and deterioration. Growth and survival of *A. religiosa* plants was tested in three areas: 1. In the forest 2. Forest edge and 3. Burned area. Also, the facilitation effect of native shrubs *Baccharis conferta* and *Ribes ciliatum* were evaluated in all areas. Hence, 900 plants were planted in each area in June 2013. The biotic (composition and structure) and abiotic components (temperature, relative humidity, soil physicochemical parameters and light incidence) were characterized and measured in each area. The importance value index of the species in the forest was greater for *A. religiosa* (IVI=54) and *Alchemilla procumbens* (IVI=47); in the edge area for *Ribes ciliatum* (IVI=41), *Festuca Amplissima* (IVI=41) and *A. religiosa* (IVI=40); and in the burned forest *Brachypodium mexicanum* (IVI=77) and *Penstemon campanulatus* (IVI=34). The maximum and minimum temperatures as well as the maximum relative humidity were significantly different. Light incidence variables did not present significant differences among seasons but did differ between areas. Regarding physicochemical parameters, significant differences were found in Ca and CEC. The first cause of death in the forest was crushing (56%), in forest edge and burned area it was drought (40% and 59% respectively). The survival rate of reintroduced plants was greater in the forest (90%), than in the forest edge (86%) and the burned area (83%). The greatest height and basal area were found in the forest (48.03±12.42 cm and 52.95±26.74 mm²), compared to the edge (28.50±9.02 cm and 30.94±11.19 mm²) and the burned area (30.38±7.16 cm y 30.05±13.58 mm²). The relative growth rate, had significant values of height and basal area in the forest than other areas (0.0250±.004 cm² per month y 0.0665±.003 mm² per month). The survival of *A. religiosa* plants showed no differences between areas. Additionally, survival and growth of *A. religiosa* plants showed significant differences when they were planted under *B. conferta* and *R. ciliatum* canopy. We conclude that forest offers suitable environment conditions for *A. religiosa* than in the edge and in the burned area, but the use of nurse species in the edge and burned areas is an alternative to improve plantation performance.

I. Introducción

La conservación y restauración de los ecosistemas es fundamental por los servicios que estos brindan (Primack, 2002). Lamentablemente, las transformaciones generadas por la urbanización, la industria, la producción pecuaria y la agricultura han ido acrecentándose cada vez más en las últimas décadas (MEA, 2005). Los efectos de estas actividades, aunado a los disturbios naturales, propician un gran número de impactos negativos que afectan el estado de conservación al degradar los ecosistemas (Montalvo et al., 1997).

En la actualidad, la degradación y alteración son muy comunes en los ecosistemas forestales. La degradación de los bosques implica una reducción en su diversidad y productividad, de tal modo que la probabilidad de recuperar su estado inicial se dificulta o es nula de no tomarse las medidas pertinentes (UICN, PNUMA y WWF, 1991), sobre todo si se considera que el régimen de disturbios que antes se limitaba a ciertas regiones y en ciertas condiciones espacio temporales, ha cambiado dramáticamente a causa de las actividades humanas (por sinergias entre disturbios, incremento en su frecuencia y mayor magnitud de las perturbaciones). En especial, los bosques se degradan debido al uso insostenible de la madera por sobreexplotación, al cambio de uso del suelo, a la fragmentación de hábitats, a la pérdida de nutrientes, la contaminación, el cambio climático, las plagas, enfermedades e incendios (IPCC, 2001; Gálvez, 2002; Kasischke y Turetsky, 2006). En este contexto, entre la amplia gama de disturbios naturales que perturban a los ecosistemas forestales, los incendios son de importancia especial por los efectos destructivos que tienen sobre los bosques, al grado de que se han creado acciones políticas encaminadas a la prevención, combate y supresión del fuego (Jardel et al., 2003), haciendo que en la actualidad se les considere como una de las principales causas del deterioro en los bosques a nivel mundial (De Bano et al., 1998).

Los incendios son un disturbio natural en la dinámica de los bosques y están tan ampliamente presentes a escala global (Whelan, 1995) que tienen y han tenido un papel clave en la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas (White y Pickett, 1985; Kimmins, 2004; Bond et al., 2005). Los incendios forestales han sido parte integral de los ecosistemas terrestres desde que la vegetación colonizó la superficie terrestre (periodo Silúrico), hace más de cuatrocientos millones de años (Glasspool et al., 2004) y durante

millones de años, la extensión, intensidad, severidad, magnitud, frecuencia, duración y distribución de los incendios estuvieron bajo constante cambio debido a las condiciones ambientales características de cada periodo. Sin embargo, a partir de la aparición del hombre sobre la superficie terrestre y su conciencia sobre el uso del fuego, los incendios aumentaron drásticamente debido al crecimiento poblacional y por el incremento de las actividades agrícolas (Pausas y Keeley, 2009).

El efecto de los incendios varía de acuerdo con la época del año; la cantidad, el tipo y la distribución del combustible (materia vegetal viva o muerta depositada en el suelo), las condiciones climáticas existentes, la pendiente, la geomorfología, la elevación y el suelo (Kimmins, 2004; Pausas y Keeley, 2009). Asimismo, varía con las características intrínsecas del incendio tales como la severidad (efectos sobre los seres vivos y el ambiente físico), la intensidad (energía liberada), la magnitud (extensión de área afectada), la frecuencia (número de eventos en determinado período), la duración (tiempo durante el cual se presenta), la distribución, la profundidad, las especies afectadas, los sinergismos y el tipo de incendio, los cuales son conocidos en su conjunto como régimen (Johnson, 1992; Agee, 1993; Ángeles-Cervantes y López-Mata, 2009; Rodríguez-Trejo, 2014).

Existen varias clasificaciones para definir los regímenes de incendio que se basan en sus atributos y los relacionan con variables climáticas y sus efectos sobre la vegetación (The Nature Conservancy, 2004; Myers, 2006; Rodríguez-Trejo, 2008). Sólo una estas clasificaciones se ajusta a la naturaleza de los ecosistemas mexicanos y es la propuesta por Barney (1984), que considera: 1) incendios superficiales de baja intensidad y frecuentes, 2) incendios de copa de gran intensidad y poco frecuentes, 3) incendios de gran intensidad relativamente frecuentes y 4) ecosistemas en los que no se presentan incendios (Rodríguez-Trejo, 2008).

Algunas especies son resistentes y otras tolerantes al daño causado por el incendio, el cual afecta cualquier estadio de desarrollo de las plantas (vegetativo, floración, fructificación, o dormancia) (Fernández et al., 2010). Sin embargo, también hay especies que se benefician y

necesitan de los incendios para su dispersión, regeneración y establecimiento (Brown y Smith, 2000; Kimmins, 2004; Cochrane, 2009).

La mayor parte de las hierbas y arbustos tienen la capacidad de rebrotar y después colonizar inmediatamente un sitio que ha sido incendiado. En cambio, la capacidad de los árboles de mantener su estructura y función después de un incendio depende fundamentalmente del espesor de la corteza, la profundidad de las raíces, la longitud de las hojas, el tamaño de las yemas y su grado de inflamabilidad (Moench, 2002). Algunas especies arbóreas presentan una corteza resistente, que es de las principales adaptaciones a incendios superficiales y subterráneos. Varias coníferas, por ejemplo, poseen cortezas de un espesor considerable (Moench, 2011). La resistencia de la corteza al fuego también depende de su inflamabilidad y su potencial de recambio (capacidad de transferir la energía), ya que, si el recambio es bajo, los daños pueden incrementarse en incendios posteriores dada la susceptibilidad de la corteza una vez que ha sido quemada (Creech et al., 2012). La baja inflamabilidad de los tejidos, debido a un elevado contenido de humedad y bajas concentraciones de resinas, es otra adaptación importante de las plantas junto con la protección a las yemas, lo que les confiere la capacidad de seguir creciendo pese a la pérdida de ramas o follaje (Rodríguez-Trejo, 2014).

En algunas especies la dispersión de semillas es influenciada directamente por los incendios, como ocurre con ciertas coníferas en zonas templadas. Por ejemplo, *Pinus banksiana*, especie ampliamente distribuida en los bosques templados de Norteamérica, requiere de un incendio para liberar las semillas del cono, puesto que las bajas temperaturas y la alta humedad presentes en el bosque, así como la abundante resina en éste impiden su apertura y la liberación de las semillas (Radeloff et al., 2004).

En otras especies de zonas áridas y semiáridas los incendios son necesarios indirectamente para que se lleve a cabo la germinación de las semillas, ya que algunas especies requieren de altas temperaturas para estimular su germinación, como, por ejemplo, los géneros *Acacia*, *Arctostaphylos* y *Ceanothus* (Rzedowski, 2006). De Bano et al. (1998) y Charon y Greene (2002) señalan que muchos bosques requieren de incendios para promover la regeneración natural, y consideran que estos también pueden propiciar condiciones favorables para el establecimiento de otras especies sucesionales tempranas o tardías, después de varios años

de ocurrido el disturbio, debido a los efectos que tiene al moldear y modificar las condiciones ambientales (Whelan, 1995; Brown y Smith, 2000). Además, los incendios contribuyen a la estabilidad y mantenimiento de algunos ecosistemas, al ser un factor que ejerce una fuerte presión de selección al eliminar la competencia de especies menos resistentes (Calvo et al., 2008), eliminar individuos enfermos o menos resistentes (Pausas y Keeley, 2009; Pyke et al., 2010), favorecer la recuperación del bosque, así como acelerar la recolonización de especies dominantes o tolerantes al fuego (Ángeles-Cervantes, 2010; Pyke et al., 2010).

Por otra parte, los incendios también pueden afectar las propiedades físicas y químicas del suelo a corto (Gill, 1975; Capulin et al., 2009) o a largo plazo (Longo et al., 2011; Miesel et al., 2012). Algunos cambios físicos están relacionados con cambios en la clase textural del suelo, incrementando la proporción de arenas y su porosidad, así como su capacidad de retención de humedad (Spera et al., 2000; Rhoades et al., 2004), e incrementos en la temperatura del suelo, debido a los cambios en su coloración (oscuros), traduciéndose en una mayor absorción de luz (Kimmins, 2004; Neary et al., 2005).

Los cambios químicos en los suelos están relacionados con horizontes superficiales y están en función de la intensidad del incendio, ya que a elevadas temperaturas (superiores a 300 °C) elementos como Nitrógeno y Fósforo se volatilizan (Kimmins, 2004; Kitzberger et al., 2005), se incrementa el pH de suelo debido a la incorporación de cenizas (Muniz y Batalha, 2008), se reduce la cantidad de Materia Orgánica (Capulin et al., 2009) y la disponibilidad de bases intercambiables como Calcio, Potasio, Sodio y Magnesio, por influencia de los cambios en las propiedades físicas y pH (Kimmins, 2004).

Por estas razones, desde una perspectiva ecológica, los incendios forestales tienen una dualidad constructiva y destructiva, y sus efectos dependerán de las características del incendio, las características de las comunidades y de las especies que las componen (Rodríguez-Trejo, 2014). Las respuestas de los ecosistemas a los incendios son complejas, varían según el tipo de componentes (desde las especies hasta los tipos de suelos), la escala espacial (desde la localidad o el rodal hasta el paisaje o región) y la escala temporal (desde los efectos inmediatos o de “primer orden” que se manifiestan durante el incendio, hasta los

efectos de mediano y largo plazo, o de “segundo orden” que se manifiestan a través de años y décadas post-incendio) (Reinhardt, 2001).

En este contexto, los bosques de coníferas en México son ecosistemas vinculados histórica y evolutivamente con los incendios forestales, tal es el caso de géneros como *Pinus* y *Quercus*, cuyas especies presentan adaptaciones y mecanismos de dispersión que les permiten establecerse cuando se presentan incendios superficiales frecuentes de baja intensidad o incluso incendios infrecuentes severos (Alanís-Rodríguez et al., 2012). Sin embargo, en los bosques de coníferas también se encuentran géneros sensibles al efecto de los incendios, como *Abies* (Martínez y Rodríguez-Trejo, 2008). A pesar de que algunas especies de este género pueden recolonizar después de incendios superficiales de baja intensidad, debido a la formación de claros (Ángeles-Cervantes y López-Mata, 2009), también son sensibles a incendios de copa severos que, cuando ocurren, provocan una gran o total mortalidad de los árboles adultos y juveniles (Ángeles-Cervantes, 2010). Esto representa efectos severos en sus poblaciones, debido a que, al eliminar la fuente directa de semillas, se compromete su establecimiento futuro.

Los incendios forestales son poco frecuentes en los bosques de *Abies* en temporadas húmedas y con bajas temperaturas (Rodríguez-Trejo, 2008). Sin embargo, en bosques densos de *Abies* y en temporada de secas, la gran acumulación de materia orgánica en el suelo (27.2 Mg ha^{-1} – 109.9 Mg ha^{-1}) favorece una mayor frecuencia e intensidad de incendios (Rodríguez-Trejo y Sierra-Pineda, 1995). Por lo tanto, el incremento en la frecuencia, intensidad, severidad y magnitud de los incendios en estos bosques (CONAFOR, 1999), la declinación forestal que presentan muchos bosques de *Abies* en la actualidad, así como su manejo precario, comprometen la integridad de los mismos y los vuelven extremadamente susceptibles a estos disturbios cuyos efectos se unen a los de otras perturbaciones antropogénicas constantes, por lo que deben adoptarse medidas tendientes para su conservación y restauración (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003; CONAFOR, 2013).

En este escenario, la restauración se ha vuelto un objetivo principal en todo el mundo para recuperar zonas boscosas, debido a que su deterioro conlleva la pérdida de los servicios

ambientales que los ecosistemas proporcionan. Los servicios ambientales incluyen los de provisión (productos tangibles que el hombre obtiene directamente del ecosistema como comida, agua, madera, actividades de producción y economía), los de regulación (como la regulación de la calidad del aire y la fertilidad de suelos, la polinización y regulación del agua), los culturales (la recreación, el valor estético y el valor cultural) y los de soporte (ciclo hidrológico, ciclo de nutrientes, formación de suelo y productividad primaria). Estos cuatro tipos de servicios ecosistémicos aportan el “capital natural” de la sociedad, que junto con el capital social, político y económico constituyen la salud de una nación (MEA, 2005).

La restauración ecológica se define como un conjunto de acciones de apoyo que permiten iniciar o acelerar intencionalmente la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido, con el objeto de mantener su estructura y función (Bradshaw, 1996), así como su salud, integridad y sostenibilidad (SER, 2004). Sin embargo, algunos disturbios no permiten la recuperación natural de los ecosistemas (Finegan, 1993), debido a que se ha alcanzado un umbral en el que ya no son resilientes. Por este motivo, y antes de que los disturbios tengan efectos negativos irreversibles sobre un ecosistema, es necesario llevar a cabo proyectos de restauración a partir de la identificación de los agentes generadores de perturbación, así como tomar las acciones necesarias que conduzcan a la restauración ecológica de los sistemas degradados (Bradshaw, 1996; SER, 2004).

En el caso particular de zonas afectadas por incendios severos, en donde la mayor parte del arbolado adulto ha sido eliminado y se han reducido las probabilidades de regeneración y establecimiento futuro de la especie afectada, la recuperación de las áreas perturbadas mediante reforestaciones es una estrategia recurrente en proyectos de conservación y manejo de áreas naturales protegidas (Maunder, 1992).

La reforestación, mediante la reintroducción de plantas, se define como el proceso de restablecer la población de determinada especie nativa en un hábitat donde antes existía y ya no se encuentra o se encuentra en número reducido (Maunder, 1992). El objetivo es establecer poblaciones que no necesiten de subsidios artificiales para sobrevivir y puedan mantenerse a lo largo del tiempo, tratando de acercarse lo más posible a su estado histórico

original (Jungius, 1985; Maunder, 1992; Godefroid et al., 2011; Maschinski y Haskins, 2012).

Para cumplir con el objetivo de recuperar áreas degradadas, además de realizar las reforestaciones, es indispensable conocer las características ambientales que favorecen el desempeño de las plantas reintroducidas. Por ejemplo, estudios realizados por Álvarez-Moctezuma et al. (2012) reportan mayores probabilidades de establecimiento y mayor crecimiento de *A. religiosa* en presencia de vegetación y dentro del bosque. De igual modo, en otro estudio llevado a cabo por Sánchez-Velásquez et al. (1991), se menciona que la regeneración de *A. religiosa*, así como su crecimiento, son favorecidos bajo el dosel en comparación a zonas perturbadas y en claros de bosque.

Las áreas afectadas por incendios severos presentan condiciones que restringen el desempeño óptimo de las plantaciones, como: la reducción o lenta mineralización de nutrientes en los suelos, por efecto de la volatilización y las altas temperaturas ocurridas durante el incendio (Doerr y Cerdà, 2005; Neary et al., 2005), mayores aperturas del dosel generadas por incendios de copa que resultan en una mayor incidencia de luz (Brown y Smith, 2000; Zouhar et al., 2008), cambios en la estructura y composición de las comunidades después del incendio, lo que incrementa la probabilidad de una sucesión detenida por especies más competitivas que las especies nativas (Brown y Smith, 2000; Zouhar et al., 2008), entre otras condiciones. Con respecto al incremento de la incidencia de luz que ingresa en el bosque después de un incendio, un estudio realizado por Encino-Ruíz et al. (2013), reporta que los bajos porcentajes en la supervivencia de plantas de *Cedrela dugesii* y *Ceiba aesculifolia* son causados por los altos niveles de radiación solar. Por su parte, Gordon (1970), atribuye el bajo porcentaje de supervivencia y establecimiento de *A. religiosa* en áreas abiertas a las temperaturas elevadas del suelo, ocasionado por una mayor incidencia de luz.

Los incendios también fragmentan los bosques, generando extensas áreas de borde (Blondel y Fernández, 2012), cuyas condiciones ambientales a pesar de estar perturbadas pueden representar una alternativa para la recuperación de zonas degradadas (Murcia, 1995; López-Barrera, 2004) a partir de la reforestación, ya que presentan condiciones menos drásticas que

las áreas perturbadas por incendios. Esto se debe al establecimiento de plantas arbustivas y herbáceas provenientes del interior del bosque, que regulan así la temperatura, el paso de radiación solar y la humedad en el aire y en el suelo (Cabrelli et al., 2006).

El efecto de borde sobre el desempeño de las plantas está ampliamente documentado en otras especies, por ejemplo: Bonfil y Soberón (1999), observaron mayor supervivencia de *Quercus rugosa* y *Quercus laurina* en bordes de bosque y, por su parte Guzmán-Guzmán y Williams-Linera (2006), reportan mayor supervivencia de *Quercus germana* y *Quercus xalapensis* reintroducidas en el borde de bosque que dentro del bosque. De igual manera, López-Barrera y Newton (2005) y López-Barrera et al. (2005), encontraron que especies como *Quercus candicans*, *Q. crassifolia*, *Q. laurina*, *Q. rugosa* y *Q. segoviensis*, tuvieron mayor supervivencia y crecimiento en bordes cercanos al interior de bosque.

Por otra parte, debido a que los incendios propician cambios en la composición y estructura de las comunidades, también facilitan el establecimiento de especies pioneras en las áreas afectadas (Kimmins, 2004; Zouhar et al., 2008). Estos cambios en la composición de especies y estructura de la vegetación en zonas incendiadas propician un aumento de plantas arbustivas y herbáceas. El incremento de especies arbustivas en las zonas perturbadas puede facilitar el desempeño y establecimiento de otras especies (Pickett et al., 1987; Callaway y Walker, 1997).

Los procesos de facilitación entre especies de plantas han sido ampliamente documentados, como en el caso del nodricismo (Callaway y Walker, 1997; Castro et al., 2002; Bruno et al., 2003; Senbeta et al., 2002; Gómez-Aparicio et al., 2004; Megan et al., 2014), que es una relación interespecífica en la cual la planta nodriza facilita el establecimiento de plantas jóvenes de otras especies al modificar ella misma las condiciones microambientales (Jordan y Nobel, 1981). Estas condiciones microambientales mejoran debido a que las plantas nodriza regulan el paso de la radiación solar y conservan una mayor cantidad de agua en el suelo que permite una mayor supervivencia y crecimiento de las plantas bajo su copa (Raffaele y Veblen, 1998; Flores y Jurado, 2003). Este proceso cobra más importancia en zonas expuestas a un fuerte estrés ambiental debido a una alta incidencia de luz y una baja

humedad en el suelo (Valiente-Banuet y Ezcurra, 1991; Bertness y Callaway, 1994; Castro et al., 2006; Blanco-García et al., 2011).

Los efectos positivos del nodricismo han sido investigados ampliamente en ecosistemas áridos y semiáridos (Valiente-Banuet y Ezcurra, 1991), a pesar de que este mecanismo es común en otros tipos de ecosistemas (Flores y Jurado, 2003). Como ejemplo, se tiene el estudio llevado a cabo por Blanco-García et al (2011) en un bosque de pino-encino y *Abies*, donde se observó una mayor supervivencia de plantas de *A. religiosa* plantadas bajo la cobertura de *Lupinus elegans* en un clima templado húmedo, y el estudio realizado por Sánchez-Velásquez (2011) en un bosque de *Abies*, donde se mostró un mayor crecimiento de plántulas de *A. religiosa* bajo la sombra de *Baccharis conferta* en un clima templado sub-húmedo. Estos resultados sugieren que la relación planta-nodriza debe profundizarse más en este tipo de ecosistemas, si se quiere obtener un mejor desempeño de reforestaciones en áreas donde el estrés ambiental es un factor clave en el establecimiento de las plantas.

Lamentablemente, las técnicas de reforestación comúnmente aplicadas en el país contemplan el deshierbe de la zona en donde serán plantadas las plántulas o brinzales, ya que la cubierta vegetal se considera una fuente de competencia directa durante la obtención de nutrientes, agua y luz (CONAFOR, 2009). Estas acciones se han recomendado también para el manejo del bosque *A. religiosa* en plántulas y brinzales (Pineda-López et al., 2013).

La zona metropolitana de la Ciudad de México cuenta con 15,702 ha bajo algún esquema de conservación, de las cuales 11.9 % se encuentra en el Parque Nacional Desierto de los Leones (PNDL); además allí se alberga la población más grande de *A. religiosa* en la ciudad (Martínez, 2005). A pesar la mínima extensión de los bosques de *A. religiosa* en comparación con otros bosques, forman manchones de vegetación que proporcionan servicios ecosistémicos importantes al noroeste de la Ciudad de México. Entre los beneficios que proporcionan estos bosques se encuentran los servicios ambientales de provisión, los de regulación, los culturales y los de soporte, que contribuyen principalmente a la retención del suelo, la infiltración de agua, la recarga de acuíferos, la producción de oxígeno y la retención de partículas en el aire (Alvarado et al., 1993; Alvarado y Hernández-Tejada, 2002).

Desgraciadamente, en las últimas décadas este bosque ha mostrado síntomas de decaimiento y reducción de las poblaciones de *Abies* por diversos factores, tales como contaminación, deforestación, cambio de cobertura vegetal, plagas e incendios (Alvarado et al., 1993; Saenz-Romero et al., 2012). Por tal motivo se han realizado numerosos programas de reforestación, con el fin de recuperar las áreas degradadas; sin embargo, la mayoría de las reforestaciones con *Abies* en el PNDL no han tenido el éxito esperado (Alvarado y Hernández-Tejeda, 2002; Rodríguez-Trejo, 2014).

Las causas del pobre establecimiento de *A. religiosa* en las zonas incendiadas aún son desconocidas, por lo tanto, es necesario evaluar el desempeño *A. religiosa*, así como implementar estrategias que permitan la recuperación de poblaciones funcionales a partir de la reforestación. Para ello, en el presente estudio se evaluó el crecimiento en altura, el crecimiento en área basal y la supervivencia de plantas de *A. religiosa* plantadas en una zona dentro de bosque, una zona borde de bosque y una zona incendiada, y se caracterizó el medio biótico y abiótico en cada zona, con el fin de determinar las condiciones adecuadas para reforestar con esta especie.

II. Hipótesis

General

- Los incendios severos propician condiciones ambientales desfavorables para el establecimiento de las plantas de *Abies religiosa*, por lo que, se espera mayor supervivencia y crecimiento dentro de bosque y en el borde de bosque respecto a la zona que fue perturbada por un incendio forestal hace 15 años.

Particular

- Dado que las plantas nodriza pueden mejorar las condiciones microambientales, se espera mayor crecimiento y supervivencia de plantas de *Abies religiosa* reintroducidas bajo los arbustos nativos de *Baccharis conferta* y *Ribes ciliatum* que las plantadas fuera de la copa de los arbustos (sitios abiertos).

III. Objetivos

Objetivo general

- Evaluar el desempeño de plantas de *Abies religiosa* reintroducidas en tres zonas de un bosque de *Abies* (una zona que fue perturbada por un incendio, una zona de borde y una zona dentro de bosque).

Objetivos particulares

- Determinar el crecimiento y supervivencia de las plantas de *Abies religiosa* reintroducidas en una zona que fue perturbada por un incendio, en el borde y dentro del bosque.
- Evaluar el efecto de la facilitación por los arbustos nativos *Baccharis conferta* y *Ribes ciliatum* sobre el crecimiento y supervivencia de plantas de *Abies religiosa* reintroducidas por reforestación.
- Caracterizar cada zona a través de su composición florística, variables físico-químicas de suelo y algunas variables ambientales (temperatura, humedad relativa del aire y luminosidad).

IV. Métodos

1. Área de estudio

La zona de estudio se ubica dentro del Parque Nacional Desierto de los Leones, al suroeste del Valle de México. El parque tiene una extensión aproximada de 1529 ha y su altitud varía de 2800 m a 3800 m. Se localiza entre las Delegaciones Cuajimalpa de Morelos y Álvaro Obregón, en las coordenadas $19^{\circ}18'50.27''$, $19^{\circ}18'48.93''$, $19^{\circ}16'43.92''$ y $19^{\circ}16'43.81''$ latitud Norte y $99^{\circ}19'33.41''$, $99^{\circ}17'30.83''$, $99^{\circ}19'26.67''$ y $99^{\circ}17'40.09''$ longitud Oeste (Figura 1). Pertenece a la unidad geomorfológica Sierra de las Cruces, que forma parte del sistema montañoso del Eje Volcánico Transversal (Cantoral, 1986).

A su vez, el PNDL se encuentra dividido en 15 parajes. Este trabajo se realizó en las partes bajas y altas del paraje conocido como “Conejos”.

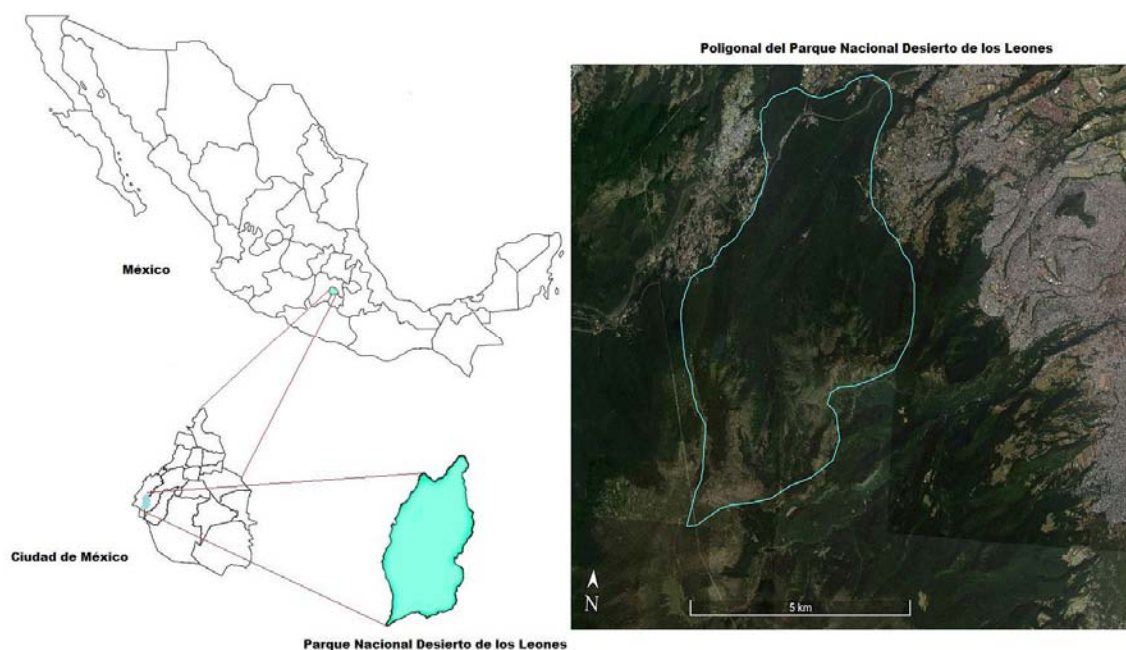


Figura 1. Ubicación del Parque Nacional Desierto de los Leones entre las delegaciones Cuajimalpa y Álvaro Obregón en la Ciudad de México. En la parte derecha se muestra la poligonal del Parque Nacional Desierto de los Leones.

El clima en el parque, de acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García, es [C(w₂)(w)(b)(i)g], que corresponde a un clima templado subhúmedo con lluvias en verano, semifrío con verano fresco, la precipitación invernal con respecto a la total es menor a 5 % y con una diferencia de temperatura entre el mes más cálido y el mes más frío menor a 5°C (García, 1988). Según los registros tomados por la estación meteorológica Desierto de los Leones del periodo 1951-2010 (SMN,2013), el clima es templado subhúmedo, con temperatura media anual de 10.8°C, y temperatura mínima de 4.5 y máxima de 16.6°C, presenta un régimen de lluvias en verano y una precipitación promedio anual de 1324 mm (Figura 2).

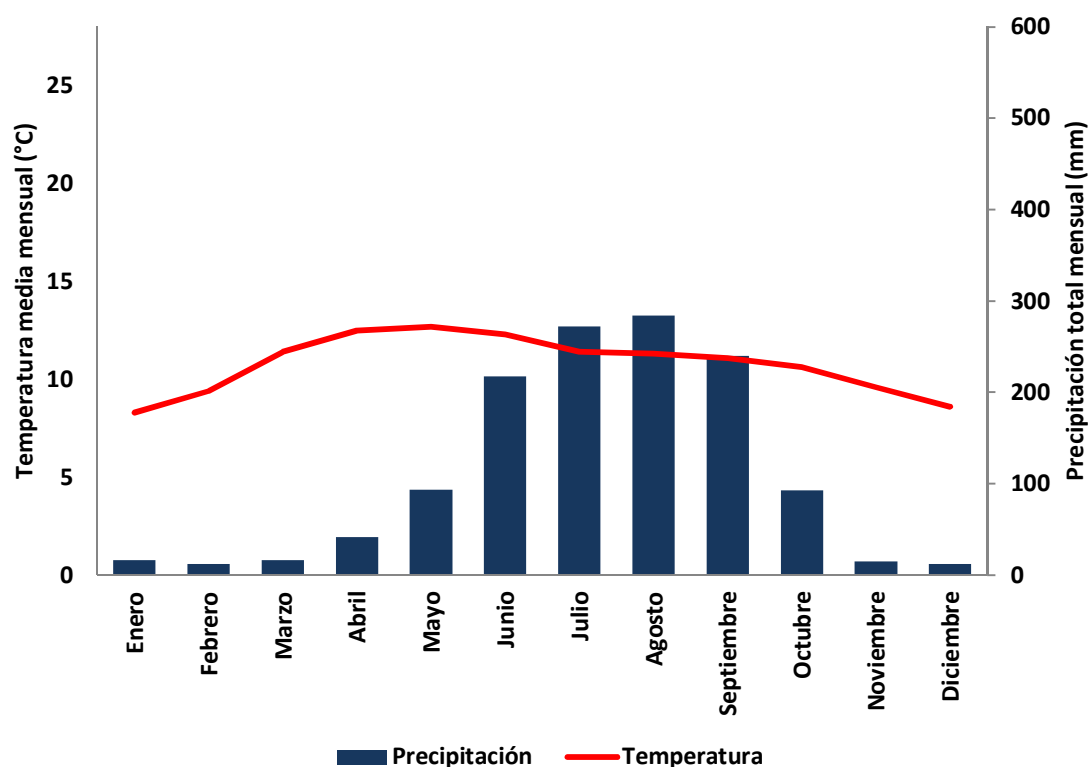


Figura 2. Climograma elaborado con los datos de la estación meteorológica Desierto de los Leones en el periodo 1971-2000. Las barras azules representan la precipitación total mensual (mm) y la línea roja representa la temperatura media mensual (°C).

En cuanto a su hidrología superficial y subterránea, el parque se encuentra en la región del río Pánuco que yace en la cuenca del río Moctezuma, y en la subcuenca del Lago de Texcoco y Zumpango (INEGI, 2000a).

La red hidrológica del parque consta de tres corrientes: la primera corriente nace del Cerro de San Miguel a una altitud de 3700 m; desciende por la cañada de San Miguel y en su trayecto se alimenta de una serie de manantiales que se forman por el alineamiento cerril del Caballete y los Hongos. La segunda y tercera corrientes tienen origen en Cerros, Cruz de la Colina y Xometla a una elevación de 3500 m y fluyen por las montañas de las Palmas y El Trozal (Melo, 1978). Dentro del parque se localizan varios manantiales que suministran agua para diversos poblados de la Delegación Cuajimalpa. Por su ubicación estos manantiales se dividen en tres agregados: Tasa Vieja, Presa de los Leones y Chorro de Agua (COCODER, 1993).

De acuerdo a su geología, el origen del parque se remonta al Cenozoico, en el periodo Terciario Superior (Mioceno-Plioceno), el cual se caracterizó por una intensa actividad volcánica, misma que presenta estrecha relación con el movimiento de las placas tectónicas que convergen en la trinchera mesoamericana, dando lugar al Eje Neovolcánico (INEGI, 2000b).

El tipo de suelo es Andosol proveniente de ceniza volcánica, y se caracteriza por una capa superficial oscura y rica en humus (INEGI, 2000c). Los suelos predominantes son de textura arcillosa, con profundidad de hasta dos metros, con abundantes detritus y subsuelo rocoso e impermeable. Se reportan texturas arcillo-limosas, arenoso-arcillosas y arenoso-limosas con drenaje superficial bueno y con humedad todo el año (Reyes, 1989).

El uso de suelo consta de zonas agrícolas (agricultura de temporal permanente), de uso pecuario y bosques de oyamel, de pino y bosque natural latifoliado de encino (INEGI, 2000d).

En el parque se registran diferentes comunidades vegetales. El bosque de coníferas es dominante y está representado por las comunidades de *Abies religiosa* puras o mezcladas y

de *Pinus hartwegii* mezcladas con otras comunidades (*Quercus* sp). El bosque de *Abies religiosa* tiene como límite más bajo 2560 m, mientras que el máximo es de 3700 m. Este bosque es perennifolio, denso y con árboles de 20 a 40 m de altura. La densidad de oyameles en el Desierto de los Leones es de aproximadamente de 200 árboles por hectárea (COCODER, 1993). La comunidad de *Pinus hartwegii* se establece a partir de 3400 m, sobre suelos menos húmedos y pedregosos, caracterizados por exhibir masas arbóreas casi puras. La altura de los árboles disminuye conforme aumenta la altitud, alcanzando 15 m o menos de altura. Presenta un estrato arbustivo compuesto por *Lupinus* sp., *Penstemon gentianoides* y *P. campanulatus*, en tanto que el estrato herbáceo está compuesto principalmente por gramíneas amacolladas como *Festuca* sp y *Muhlenbergia* sp. Finalmente, en el bosque de *Quercus* se presentan diferentes especies; el estrato herbáceo está conformado por *Brickellia pendula*, *Dalia coccínea* y *Geranium* sp (Vásquez-Soto, 1987).

Además, en el parque se reportan 252 especies repartidas en 55 familias, siendo la familia Asteraceae la más representativa con 58 especies. Entre la flora dominante se encuentra: *Abies religiosa*, *Pinus moctezumae*, *P. patula*, *Quercus laurina*, *Q. castanea*, *Q. laeta* y *Salix paradoxa*. De éstas, el pino y oyamel componen el 96 % del volumen forestal total en el parque (Vásquez-Soto, 1987).

En cuanto a la fauna se han reportado cinco especies de anfibios, siete de reptiles, 83 de aves y 27 de mamíferos. Entre las especies representativas se encuentran: *Sylvilagus cunicularius*, *Reithrodontomys chrysopsis*, *Neotomodon alstoni*, *Peromyscus maniculatus* y *P. melanotis*. Solamente 14 especies de vertebrados se encuentran bajo algún estatus de conservación: cinco de anfibios, tres de reptiles y seis de aves se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2010.

A principios de 1980 se observó que el PNDL mostraba síntomas de decaimiento nunca antes visto en bosques mexicanos, debido principalmente a la contaminación atmosférica, sequías, deficiencias nutricionales, déficit de humedad en el suelo y plagas. Posteriormente, durante 1998 ocurrió un incendio de copa severo que aunado al decaimiento forestal conllevó al aumento significativo de la mortalidad de poblaciones de *A. religiosa* dentro del parque,

sobre todo cerca de áreas conocidas como cementerios en donde las poblaciones de *Abies* desaparecieron. En estas zonas las mortalidades del arbolado adulto fueron de 50% a 100%, resultando en un escaso o nulo banco de semillas que imposibilitó la regeneración natural (Alvarado y Hernández-Tejada, 2002), situación que pone en riesgo las futuras poblaciones de *Abies* en el PNDL.

2. Especie de estudio

La mayor parte de los bosques de *Abies* crecen naturalmente en pendientes de montañas con altitudes de 2800 a 3500 m y bajo condiciones ambientales húmedas y frías, donde reciben una precipitación anual mayor a 1000 mm, y una temperatura media anual de 15°C. El sustrato geológico es principalmente de origen volcánico, con suelos típicamente profundos, bien drenados y húmedos durante casi todo el año (Rzedowski, 1979).

Regularmente estos suelos presentan una textura franco arenosa con materia orgánica abundante (35 % en horizonte A), tienen desarrollados los horizontes A, B y C en su perfil y los valores del pH varían de 5 a 7. Además, estos suelos presentan una relación C:N de 20 y una capacidad de intercambio catiónico (CIC) en un rango de 10 a 30 meq/100g de suelo (Madrigal, 1967).

Martínez (1963) reportó ocho especies y cinco variedades del género *Abies* en México: *A. concolor*, *A. durangensis* var. *coahuilensis*, *A. guatemalensis*, *A. guatemalensis* var. *tacanesis*, *A. guatemalensis* var. *jaliscana*, *A. hickeli*, *A. mexicana*, *A. religiosa*, *A. religiosa* var. *emarignata*, *A. oaxacana*, *A. vejari*, y *A. vejari* var. *macrocarpa*. Los bosques de *A. religiosa* son los más abundantes de las ocho especies descritas en el país. Se localizan en la parte central del país, específicamente en los estados de Michoacán, Jalisco, Guerrero, México, Puebla, Hidalgo, Veracruz, Tlaxcala y Ciudad de México. La altura de estos árboles va desde 35 a 45 m y con un diámetro del fuste de alrededor de 1 a 1.8 m. Además, es común que se encuentren formaciones puras de *A. religiosa*, pero en ciertas ocasiones pueden encontrarse formando bosques mixtos (Rzedowski y Calderón, 1979).

***Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. & Schlecht.**

Sinonimia: *Abies religiosa* var. *emarginata* Look et Martinez.; *Abies colimensis* Rushforth & Narave.; *Abies religiosa* (Kunth) Schltl. & Cham. variety *colimensis* (Rushforth & Narave) Silba.; *Abies colimensis* Rushforth & Narave.; *Abies glauca* Roetzl ex Gordon.; *Abies glaucescens* Roetzl.; *Abies hirtella* (Kunth) Lindl.; *Abies tlapalcatuda* Roetzl.; *Picea glaucescens* (Roetzl) Gordon.; *Picea hirtella* (Kunth) Loudon.; *Picea religiosa* (Kunth) Loudon.; *Pinus hirtella* Kunth.; *Pinus religiosa* Kunth.; *Pinus religiosa* var. *minor* Parl. (CONAFOR, 2009; CONABIO, 2010).

Nombres comunes (México): Abeto, acshoyatl, árbol de navidad, axoyatl, bansú, ocopetla, oyamel, oyametal, pinabete, pino navideño, thúcum, ueyomel, xolócotl (Rzedowski, 2006; CONAFOR, 2009).

Forma biológica: Árbol corpulento, hasta de 40 (60) m de alto, cuyo tronco tiene un espesor de 0.90-1.80 m en su parte basal, envuelto por una corteza áspera y poco agrietada en los jóvenes, profundamente en los árboles más viejos, de color café-rojizo, grisácea; ramas extendidas o ligeramente ascendentes y verticiladas, que se acortan gradualmente hasta formar una copa cónica: de ramillas en cruz, de color que varía de castaño oscuro a moreno violáceo; hojas alternas, lineares, derechas o algo falcadas, subdísticas, torcidas en la base, de 20 a 30 mm de largo por 1.5 mm de ancho, ápice agudo y córneo, base torcida, de color verde oscuro en el haz y glaucas en el envés. Planta monoica fructificante, con inflorescencias masculinas oblongas, de 12 a 14 mm de largo por 5 mm de ancho, de color violáceo, al principio protegidas por mucha resina; inflorescencias femeninas en forma de conillos subcilíndricos, de 7 cm de largo, con las brácteas rojizas de margen rasgado blanco y translúcido; llevan en el centro una banda longitudinal. Los conos maduros son erguidos, cilíndrico-oblongos, resinosos, de 10 a 16 cm de largo por 4 a 6 cm de ancho, casi sésiles con escamas cuneadas de 28-35 mm, redondeadas y eroso-dentículadas con brácteas salientes de punta triangular aguda. Las semillas cuneado-oblongas y resinosas de 9 a 10 mm de largo por 5 mm de ancho, lisas, de color castaño brillante, el ala mide 22 a 25 mm de largo por 10 a 15 mm de ancho (Rzedowski y Rzedowski, 2005; Rzedowski, 2006).

Distribución: Presente en México: Chiapas, Ciudad de México, Guanajuato, Hidalgo, México, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Michoacán, Jalisco, Morelos Guerrero, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco, Tlaxcala y Veracruz, hasta Guatemala (CONAFOR, 2009; UICN, 2014). Se localiza en altitudes de 2800 m a 4000 m, siendo los 3800 m su altitud óptima, a temperatura media anual de 15 °C y con precipitaciones medias anuales mayores a 1000 mm. Los suelos donde se encuentran mayores masas forestales son jóvenes de origen volcánico, y presentan geoformas pedregosas con pendientes pronunciadas. Por lo regular se establecen en suelos profundos del tipo Histosol, Inceptisol, Espodosol y Andosol de texturas arenosas y arcillo-arenosas, bien drenados, húmedos, ricos en materia orgánica (hasta 70%) y con un pH de 5 a 7 (Rzedowski y Rzedowski, 2005; CONAFOR, 2009).

Su uso principal es ornamental como árbol de navidad, además sus ramas son utilizadas para la elaboración de artesanías o en ceremonias religiosas. A pesar de que la madera carece de las propiedades necesarias para ser utilizada en la fabricación de muebles, se usa regularmente para cajas, cajones, marcos, cercas y palos de escoba. Por el contrario, su pulpa es de muy buena calidad para la elaboración de papel en general (CONAFOR, 2009) (Figura 3).

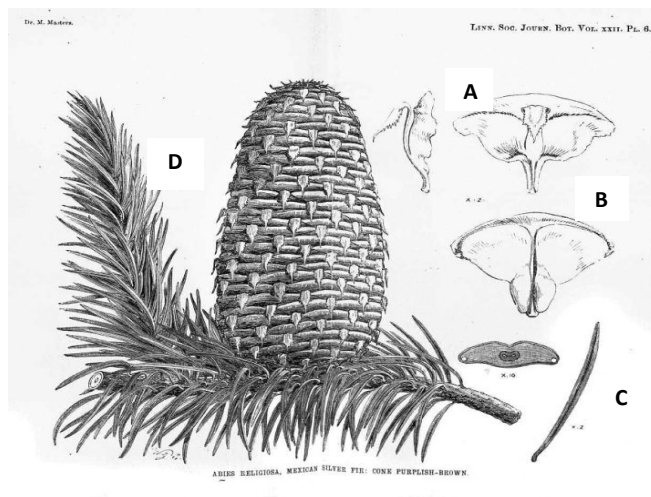


Figura 3. *Abies religiosa*. A. Semilla alada (haz), B. Semilla alada (envés), C. Acícula, D. Rama con cono femenino (ilustración por Smith, 1986; recuperado de Missouri Botanical Garden).

Descripción de las especies nodrizas

Los criterios para seleccionar las especies arbustivas bajo las cuales fueron reintroducidas las plantas de *A. religiosa*, fueron los siguientes: 1) que las especies fueran nativas y 2) que estuvieran ampliamente distribuidas y fueran abundantes en las zonas de borde de bosque e incendiada.

***Baccharis conferta* H.B.K. (Asteraceae)**

Sinonimia: *Baccharis orizabaensis* Sch.Bip. ex Hempel; *Baccharis orizabaensis* Sch.Bip. ex Klatt; *Baccharis resinosa* Kunth; *Baccharis xalapensis* Kunth (Rzedowski y Calderón, 1979).

Nombres comunes (México): azoyate, ba-chi, base, bashe, dabashi, escoba, escobilla, hierba del carbonero, jarilla, kanda chilaco, karakuata, meste, popotl, tepopote, tepopotl (CONAFOR, 2009).

Forma biológica: Arbusto erecto a semiprostrado ramoso, glutinoso, de 0.5 a 2.7 m de alto, tallo, ramas y ramillas glabros; hojas subpecioladas, láminas romboides a angostamente romboides, de 0.4 a 2.5 cm de largo por 0.2 a 1.3 cm de ancho, ápice agudo a subobtusado, márgenes enteros o más frecuentemente con 1 a 4 dientes de cada lado, base cuneada, por lo general uninervada; cabezuelas aglomeradas en los extremos de las ramillas, subsésiles; las masculinas con involucre semiesférico a semiacampanado, de 3 a 5 mm de alto por 3 a 3.5 mm de ancho, brácteas dispuestas en 3 series, oblanceoladas a ovadas u oblongoovales, agudas, débilmente uninervada, glabras, flores amarillas de 18 a 32, corolas de 4 a 5 mm de largo, pubérulas en el tubo, cerdas del vilano 16 a 20, de 3 a 4 mm de largo; cabezuelas femeninas con involucre semiacampanado, de 4 a 5.5 mm de alto por 2.5 a 4 mm de ancho, brácteas dispuestas en 3 series, ovadas a oblanceolado-ovadas, agudas, apenas uninervias, glabras, flores 28 a 48, corolas de 2.1 a 5 mm de largo, pubérulas, ápice con dientes no claramente marcados, aquenios de 1 a 1.5 mm de largo, con 10 costillas, glabros, cerdas del vilano 28 a 42, de 4 a 6 mm de largo (Rzedowski y Rzedowski, 2005).

Distribución: Se localiza en Chiapas, Ciudad de México, Hidalgo, Morelos, México, Puebla, San Luis Potosí, Tlaxcala, Michoacán, Veracruz y Oaxaca (UICN, 2014).

Requerimientos ambientales: Se encuentra en un rango entre 1900 y 3000 m, en climas de semisecos a templados. Su abundancia incrementa en terrenos desforestados, de cultivo, perturbados y en claros de los bosques de *Abies religiosa*, de *Quercus* y de *Pinus*. Regularmente presentes en suelos profundos y areno-arcillosos (Rzedowski y Rzedowski, 2005)

***Ribes ciliatum* H.B.K. (Grossulariaceae)**

Sinonimia: *Ribes ciliatum* Humb. et Bonpl.; *Ribes ciliatum* Humb. & Bonpl. ex Roem. & Schult.; *Ribes ciliatum* Humb. & Bonpl. ex Roem. & Schult., 1819 (Rzedowski y Calderón, 1979).

Nombres comunes (México): Capulincillo, ciruelillo, ciruelillo medicinal, cuajieyehuatl, saracuacho (CONAFOR, 2009).

Forma biológica: Arbusto de 2 a 6 m de alto esparcidamente ramificado, pubescente y glanduloso-pubescente en las partes tiernas; corteza con frecuencia exfoliante; hojas ligeramente redondeadas; peciolo de más o menos el mismo largo que la lámina, ésta ovada a orbicular, de 3 a 9 cm de largo y de ancho, 3 (ó 5)-lobada, con los lóbulos agudos, borde fina e irregularmente dentado, base cordada, haz glabrado o con pelos glandulosos dispersos, envés escasa o densamente glanduloso-pubescente y de color más claro que el haz; racimos péndulos, hasta de 12 cm de largo, con alrededor de 10 flores pubescentes, blanco-verdosas o rosadas, sobre pedicelos de 4 a 8 mm de largo, brácteas obovado-oblongas u oblongo-lanceoladas, glanduloso-pubescentes, a veces ciliadas, generalmente más largas que los pedicelos; hipantio de 4 a 8 mm de largo, lóbulos del cáliz oblongos a lanceolados, de 3 a 5 mm de largo; pétalos más cortos que los lóbulos del cáliz; ovario glabro o glanduloso-pubescente; baya globosa (por lo común llamada grosella), glabra o con pelos glandulosos dispersos, negra, de unos 8 mm de diámetro (Rzedowski y Rzedowski, 2005).

Distribución: Centro y sur de México; registrada en la región montañosa del sur del Valle de México: Iturbide a Tlalpan y Milpa Alta; Texcoco a Amecameca, hasta Guatemala y Costa Rica. (Rzedowski y Rzedowski, 2005).

Requerimientos ambientales: Se localiza entre 2500 y 4000 m, en climas templados y fríos. Por lo regular asociado a matorrales, bosques de encinos o coníferas o en pradera alpina cerca de los arroyos (Rzedowski, 2006).

3. Trabajo de campo y diseño experimental

Se delimitaron tres zonas de acuerdo con las siguientes características: la primera denominada Zona Incendiada (ZI) por la ocurrencia de un incendio forestal hace 15 años con una superficie de 7379m², la segunda denominada Zona dentro de Bosque (ZB) bajo el supuesto de que no ha ocurrido un incendio forestal recientemente con una superficie de 6040m², y la tercera denominada Zona Borde de Bosque (ZBB) con una superficie de 6340m², y a 50 m del borde de bosque. Posteriormente, en cada zona se caracterizaron algunas variables ambientales (edáficas, temperatura, humedad y luz) así como la caracterización florística, y la reintroducción experimental de plantas de *Abies religiosa*.

4. Caracterización de las zonas de estudio

Con el fin de caracterizar los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, se delimitaron cuatro cuadros de muestreo de 25 x 25 m (625 m²) en cada una de las zonas seleccionadas (ZI, ZB y ZBB). Adicionalmente, en cada cuadro de muestreo se registró la densidad de plántulas de *A. religiosa* observadas al inicio del proyecto. Cada cuadro de muestreo se ubicó a una distancia de al menos 100 m de los otros cuadros y en cada uno se recolectó material vegetal de las especies presentes para su posterior identificación en el laboratorio de Dinámica de Comunidades en la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México. Posteriormente, para determinar el grado de completitud de las especies registradas en la

caracterización, se realizó una curva de acumulación de especies utilizando el estimador no paramétrico de Chao 2 (Moreno, 2001).

Además, en los cuadros de muestreo se estimó la frecuencia y se registró la altura, diámetro a la base y a la altura de pecho de cada especie, posteriormente con los parámetros anteriores se calcularon la dominancia, la frecuencia y densidad relativas de cada especie, y con estas variables se calculó el Valor de Importancia Relativo (VIR) de las especies en cada zona. Finalmente, se procedió a calcular el índice de diversidad de Shannon-Wiener y los índices de similitud de Jaccard y Morisita (Mostacedo y Fredericksen, 2000; Moreno, 2001), así como se elaboró una matriz de distancias y su ordenación por zona de muestreo mediante el método de agrupación de Ward, a partir de la transformación de la abundancia de cada especie a distancia euclidiana (Guisande et al., 2013).

Muestreo de suelo

Se realizó la caracterización físico química del suelo en cada zona (ZB, ZBB y ZI), tomando ocho submuestras de un kilogramo en cada una (mediante zig-zag) a una profundidad de 20 a 30 centímetros del horizonte superficial, para posteriormente mezclarlas y obtener un kilogramo de muestra (muestra compuesta). Este procedimiento se replicó otras dos veces con el fin de obtener tres muestras compuestas por zona (Cuevas et al., 2012). Cada muestra se etiquetó y se colocó en una bolsa negra para su traslado al Laboratorio de ecología de poblaciones vegetales en el Instituto de Ecología, en donde se dejaron secar por 48 horas a temperatura ambiente. Una vez secas, las muestras se llevaron a analizar al Departamento de edafología de la Universidad Autónoma de Chapingo, para determinar los parámetros de pH, Nitrógeno (método de Kjeldahl), Materia orgánica (método de Walkley-Black), Fosforo (método de Olsen), Potasio, Calcio y Capacidad de Intercambio Catiónico (acetato de amonio a pH 7) y Textura (método de Boyoucos).

Registro ambiental

En cada sitio se colocaron cuatro sensores HOBO Pro v2, los cuales fueron programados para registrar la temperatura y la humedad relativa del aire cada 15 minutos produciendo un dato promedio diario durante un año.

Por otra parte, la incidencia lumínica fue registrada en cada sitio en temporada de lluvias y secas a partir de la toma de fotografías hemisféricas mediante una cámara Coolpix 990 marca Nikon equipada con un lente de pescado y colocada a una altura de 60 cm de la superficie del suelo. Se tomaron 10 fotografías por sitio, siempre orientadas al Norte y con una distancia de separación mayor a los 50 m entre cada foto. Finalmente, el análisis de las fotografías se realizó por medio del software libre Gap Light Analyzer v2 (GLA).

5. Desempeño de la plantación

Se plantaron un total de 900 plantas de *A. religiosa* de dos años de edad en julio del 2013 proporcionadas por la Regional 1 que pertenece a la Comisión de Recursos Naturales de la Ciudad de México (Cuadro 1).

Cuadro 1. Talla al inicio del estudio de las plantas de *A. religiosa* (media \pm 2 SD) plantadas en la Zona dentro de Bosque (ZB), Zona Borde de Bosque (ZBB) y Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

	ZB	ZBB con arbusto	ZBB sin arbusto	ZI con arbusto	ZI sin arbusto
Altura (cm)	34.20 \pm 5.85	35.12 \pm 8.42	33.82 \pm 5.72	34.63 \pm 9.87	34.55 \pm 9.45
Área basal (mm ²)	18.01 \pm 4.36	19.43 \pm 7.12	17.10 \pm 6.91	18.34 \pm 7.91	17.91 \pm 8.08

En la zona incendiada y zona borde de bosque (ZI y ZBB) se reintrodujeron 120 plantas de *A. religiosa*. Con la finalidad de probar si existe una facilitación por parte de los arbustos en cada zona, se plantaron 60 plantas de *A. religiosa* bajo arbustos y 60 plantas en sitios abiertos (2 zonas x 2 condiciones x 3 cuadros x 60 plantas= 720 plantas). En la zona dentro de bosque

(ZB) sólo se reintrodujeron 60 plantas en cada cuadro (1 zona x 3 cuadros x 60 plantas= 180 plantas) (Figura 4).

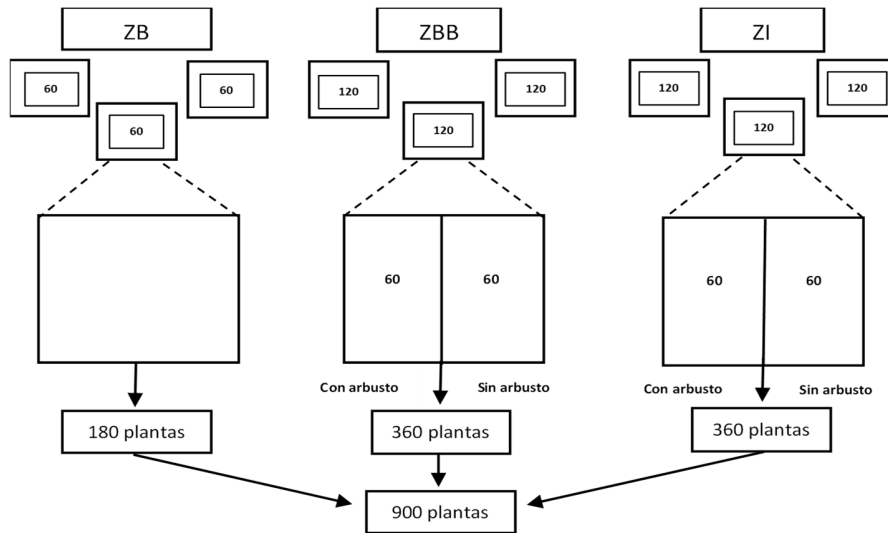


Figura 4. Descripción del diseño para realizar las reintroducciones de plantas de *A. religiosa* en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

El área donde se reintrodujeron las plantas estuvo en función de la disponibilidad de arbustos nativos encontrados y se les dio un espaciamiento de 3 m con un diseño en tresbolillo. La reintroducción se hizo en cepas de aproximadamente 30 x 20 cm, coincidiendo con la base del tallo y evitando que la raíz quedara expuesta.

Para evaluar el crecimiento de las plantas reintroducidas, se midió la altura y el diámetro del tallo trimestralmente de junio del 2013 a noviembre del 2014. La altura se midió con una cinta métrica desde la base del tallo hasta la yema apical más alta. Para estimar el área basal se utilizó un vernier digital tomando medidas del diámetro del tallo a la misma altura (5 cm del suelo). El cálculo del área basal (AB) se realizó mediante la fórmula $AB = (\pi/4) \cdot d^2$, en donde: d= diámetro y $\pi = 3.1426$.

Para evaluar la supervivencia de las plantas, se registró la mortalidad para estimar el porcentaje de supervivencia de los individuos mensualmente desde junio del 2013 a noviembre del 2014. Para considerar que una planta estaba muerta, tomamos en cuenta los siguientes criterios: marchitamiento, pérdida de vigor (color y turgencia) y ausencia de rebrotes, durante dos censos consecutivos (dos meses). Posteriormente, a las plantas consideradas muertas se les asignó una de las siguientes categorías para explicar el suceso; desecación: cuando la planta mostró pérdida de vigor, desenterramiento: cuando se encontró fuera del área de plantación, aplastamiento: cuando se encontró aplastada por cualquier objeto y otras causas: cuando no se atribuyó la muerte a ninguna de las categorías anteriores.

6. Análisis de datos

Antes de aplicar las pruebas estadísticas se realizó un análisis exploratorio de las variables ambientales; temperatura, humedad relativa, incidencia lumínica y parámetros fisicoquímicos del suelo, así como las variables que definieron el desempeño de las plantas de *A. religiosa* reintroducidas; altura, área basal y supervivencia, para determinar si cumplían con los supuestos de normalidad de los datos y homogeneidad de varianzas, para su posterior análisis paramétrico o no paramétrico cuando estos supuestos no se cumplieron.

En el caso de la temperatura y humedad relativa se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía (zona) para evaluar las diferencias entre las zonas, y cuando se encontraron diferencias significativas se realizó la prueba post-hoc de Tukey (Guisande et al., 2013). Así mismo, con los valores obtenidos de las fotos hemisféricas y de los parámetros físico-químicos del suelo se realizó un análisis de varianza de factores múltiples (MANOVA), para analizar las diferencias entre las variables ambientales entre zonas; cuando se encontraron diferencias significativas se hicieron comparaciones post-hoc mediante la prueba de Tukey.

Para los análisis estadísticos que relacionan las variables de respuesta del desempeño (supervivencia y crecimiento) de las plantas de *A. religiosa*, se agruparon los datos por zona (ZB, ZBB y ZI) y condición (con arbustos/sin arbustos); ZB, ZBB-con arbusto, ZBB-sin arbustos, ZI-con arbustos y ZI-sin arbustos.

En el caso de la supervivencia, se graficó el estimador de Kaplan-Meier (Marques de Sá, 2007), que permite visualizar el tiempo que los individuos permanecen vivos en determinado periodo, dicho estimador se define mediante la función:

$$\hat{S}(t) = \prod_{t_i < t} \frac{n_i - d_i}{n_i}.$$

donde $S(t)$ es la función de supervivencia, \prod mayúscula (**II**) es el producto sucesivo (multiplicación sucesiva), n_i es el número de individuos supervivientes, t_i es el tiempo inicial, d_i es el número de individuos muertos y $t_i < t$ es el periodo de estudio, entre t_i hasta el final del periodo.

Además, con el fin de evaluar el efecto de las zonas y las condiciones sobre la supervivencia de las plantas de *A. religiosa*, en la función de Kaplan-Meier se utilizó la prueba no paramétrica de rangos logarítmicos (log-rank test) (Guisande et al., 2013).

El crecimiento de las plantas se evaluó mediante la tasa relativa de crecimiento (TRC) del área basal y la altura (Harper, 1977), según la siguiente fórmula:

$$TRC = (\ln H_f - \ln H_i) / (t_f - t_i)$$

donde H_i y H_f corresponden a las variables de crecimiento (área basal y altura) al inicio y final del experimento; t_i y t_f hacen referencia al tiempo inicial y final de las mediciones.

Los valores de TRC de altura y área basal fueron analizados mediante un MANOVA al tener dos variables del desempeño simultáneamente (altura y área basal), posteriormente, al encontrarse diferencias estadísticas significativas se realizó una prueba post-hoc de Tukey.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el paquete SPSS 22.

V. Resultados

1. Caracterización de las zonas de estudio

Composición florística

Se registró un total de 44 especies distribuidas en 32 géneros y 21 familias (Anexo). En la ZB se encontró un mayor número de especies en comparación con la ZBB y la ZI, siendo esta última la que presentó el menor número de especies (Cuadro 2). Sin embargo, en la ZB y la ZI se registró el mismo número de familias y de géneros (Anexo).

Cuadro 2. Número de especies, géneros y familias en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Zonas	Familias	Géneros	Especies
ZB	21	29	37
ZBB	11	14	19
ZI	11	14	16

De acuerdo al índice de Shannon la ZB fue la más diversa ($H' = 3.16$) que la ZBB ($H' = 2.36$) y la ZI ($H' = 1.93$). Sin embargo, la diversidad de especies en las tres zonas es relativamente alta debido a que los valores son cercanos a la diversidad máxima esperada (H'_{max}). El valor de equidad (J') indicó que la distribución de las especies en la ZB (0.88) tiende a ser la más homogénea que en la ZBB y ZI (Cuadro 3).

Cuadro 3. Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y equitatividad (J') en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

	ZB	ZBB	ZI
H'	3.16	2.36	1.93
H'_{max}	3.61	3.17	2.77
$J' = H'/H'_{max}$	0.88	0.74	0.70

La diversidad de especies observadas en el Parque Nacional Desierto de los Leones y su comparación con el estimador no paramétrico de Chao 2 indicó que sólo se representó el 77.5% de las especies esperadas (Figura 5).

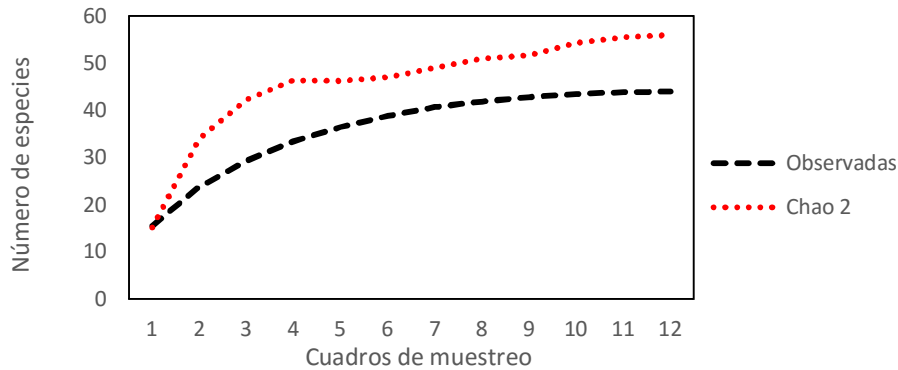


Figura 5. Curva de acumulación de especies observadas y esperadas en el Parque Nacional Desierto de los Leones. La línea negra muestra el número de especies observadas y la línea roja el número de especies esperadas (Chao 2).

En la ZB, la familia mejor representada en el estrato arbóreo fue Pinaceae con el 50 %, seguida de Betulaceae y Cupresaceae con 25% respectivamente. En el estrato arbustivo la familia Asteraceae contribuyó con 33% de las especies y Grossulariaceae con el 22%. De igual manera, la familia Asteraceae representó el 33% de las especies en el estrato herbáceo seguida de la familia Labiatae con el 12% (Figura 6). En el caso de la ZBB, el estrato arbóreo estuvo representado totalmente por la familia Pinaceae, mientras que en el estrato arbustivo y herbáceo Asteraceae con el 50% y 27% respectivamente (Figura 7). Finalmente, en la ZI el estrato arbóreo estuvo representado por las familias Betulaceae y Pinaceae con un 50% cada una. En el estrato arbustivo la familia Asteraceae con 37% y Grossulariaceae 25%, mientras que en el estrato herbáceo las familias Fabaceae y Poaceae contribuyeron con el 57% de las especies (Figura 8).

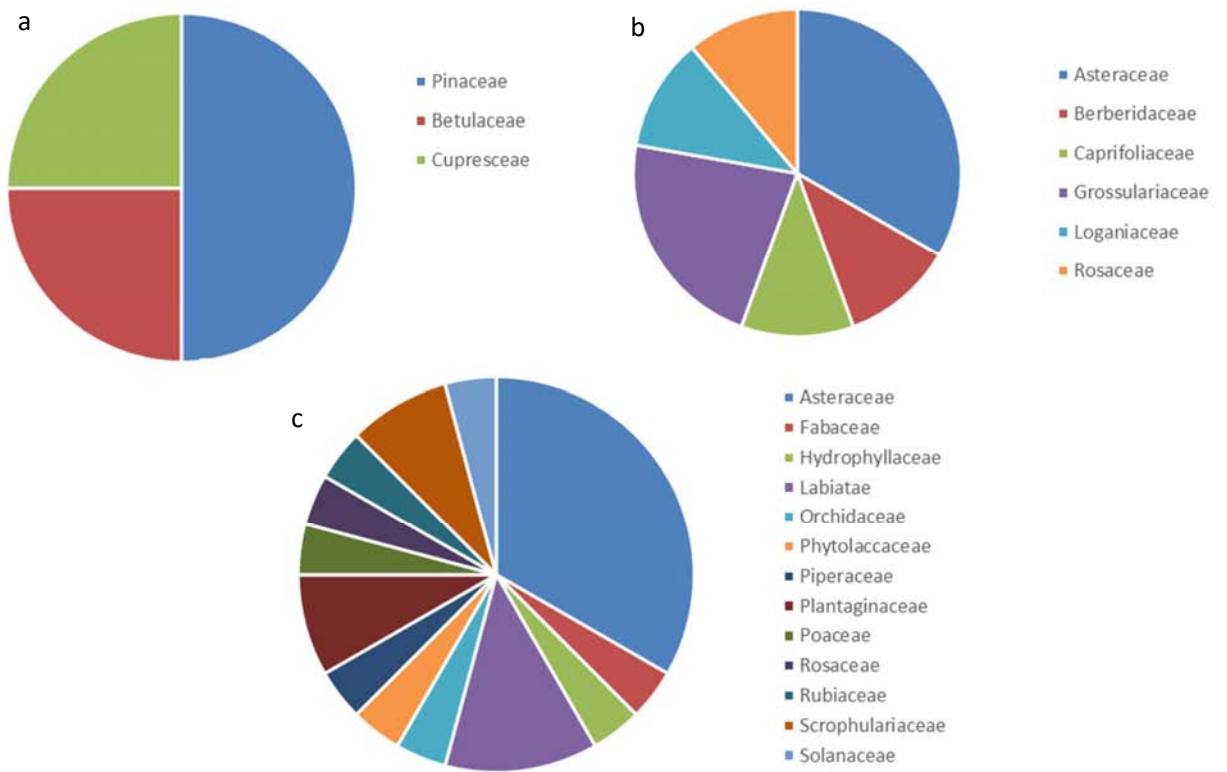


Figura 6. Familias encontradas en la Zona dentro de Bosque (ZB) por estrato: a) arbóreo b) arbustivo y c) herbáceo en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

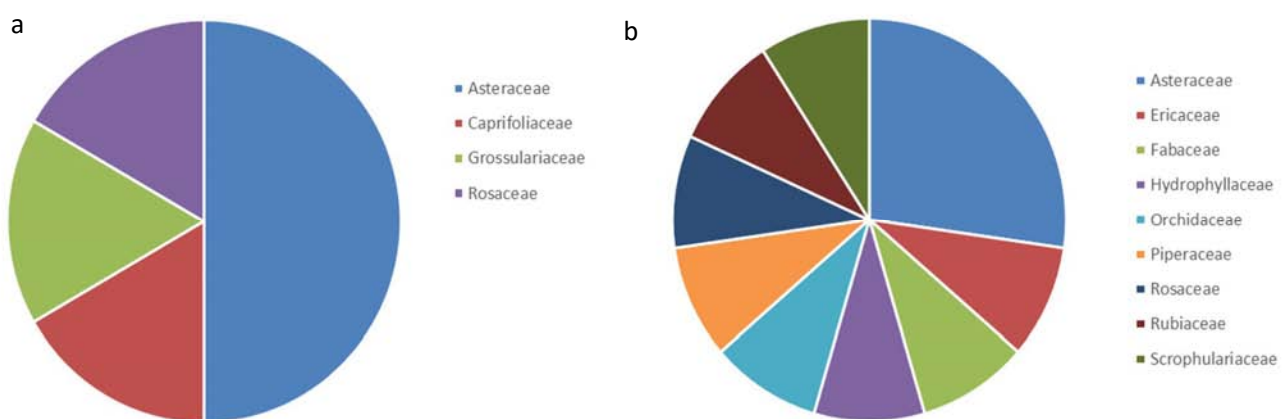


Figura 7. Familias encontradas en la Zona Borde de Bosque (ZBB) por estrato: a) arbustivo y b) herbáceo en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

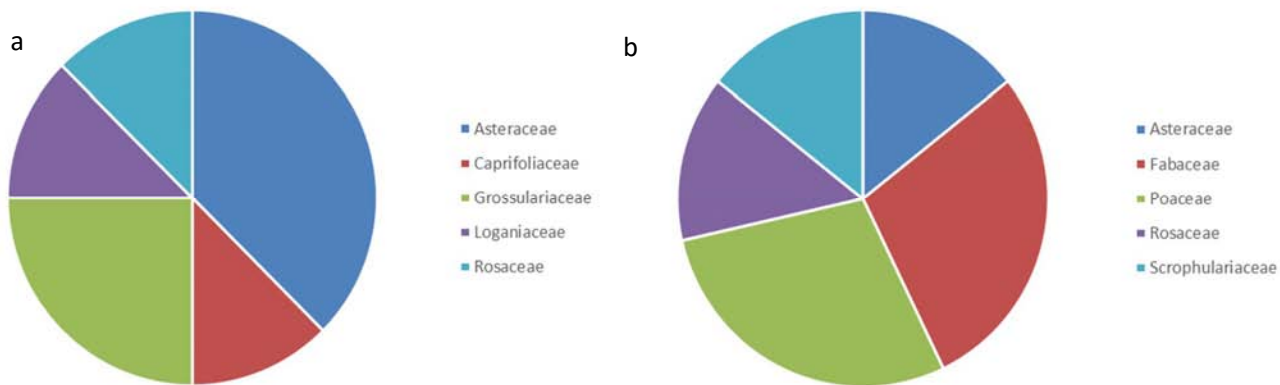


Figura 8. Familias encontradas en la Zona Incendiada (ZI) por estrato: a) arbustivo y b) herbáceo en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Los géneros con mayor representatividad en la ZB fueron *Senecio* y *Ribes*, mientras que en la ZBB lo fueron *Pinus*, *Senecio* y *Ribes*. Por el contrario, en la ZI no hubo géneros representativos. Los géneros ampliamente distribuidos que se encontraron en mayores densidades en los cuadros de muestreo para dichas áreas fueron: *Ribes*, *Festuca*, *Brachypodium*, *Lupinus*, *Penstemon* y *Senecio*. Aproximadamente 85% de las especies encontradas fueron típicas del bosque de *Abies*, con excepción de *Lupinus monatus*, *Stevia monardifolia*, *Phytolacca icosandra*, *Plantago linearis*, *P. australis* y *Taxacum officinale*. A su vez, sólo el 23% de las especies fueron compartidas en las tres zonas; *Ribes ciliatum*, *R. affine*, *Acaena elongata*, *Baccharis conferta*, *Buddleja cordata*, *Festuca amplissima*, *Lupinus campestris*, *Senecio cinerarioides* y *Symphoricarpos microphyllus*.

El índice de similitud de Jaccard mostró mayor número de especies compartidas según su presencia-ausencia entre la ZBB y la ZI, mientras que el índice de Morisita mostró mayor similitud de especies en función de su abundancia entre la ZB y la ZBB (Cuadro 4).

Cuadro 4. Índices de similitud de especies en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones. Índice de Jaccard: Ij; Índice de Morisita: Im.

	ZB	ZBB	ZI
ZB	-	74.17 _{Im}	5.99 _{Im}
ZBB	42 _{Ij}	-	32.85 _{Im}
ZI	32 _{Ij}	48 _{Ij}	-

En el caso del análisis de agrupamiento de acuerdo a la presencia-ausencia y abundancia de las especies en cada zona, se formaron tres grupos con mayor similitud; el primer grupo que presentó mayor similitud fue entre los cuadros de muestreo ZI-2 y ZI-4 que corresponden a la zona incendiada, el segundo grupo conformado por los cuadros ZBB-2 y ZBB-3 en el borde de bosque y finalmente el tercer grupo por los cuadros ZB-2 y ZB-4 dentro de bosque. Además, se observó que la zona dentro de bosque y el borde tuvieron mayor similitud que con la zona incendiada, siendo esta última la más disímil (Figura 9).

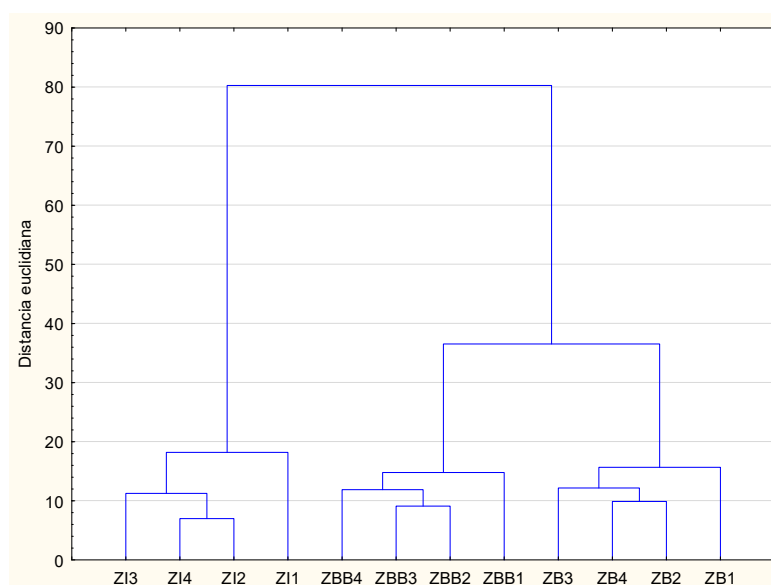
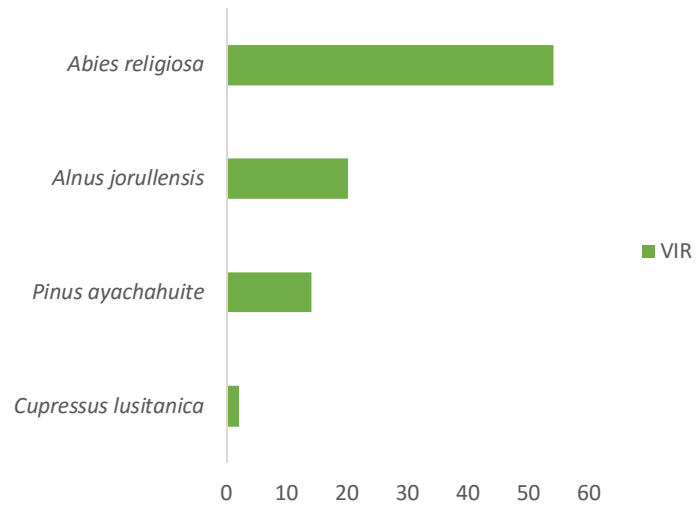


Figura 9. Análisis de agrupamiento de los cuadros de muestreo por zona utilizando el algoritmo de distancia euclidiana. Se muestra la similitud entre zonas de acuerdo a la composición y abundancia de las especies en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

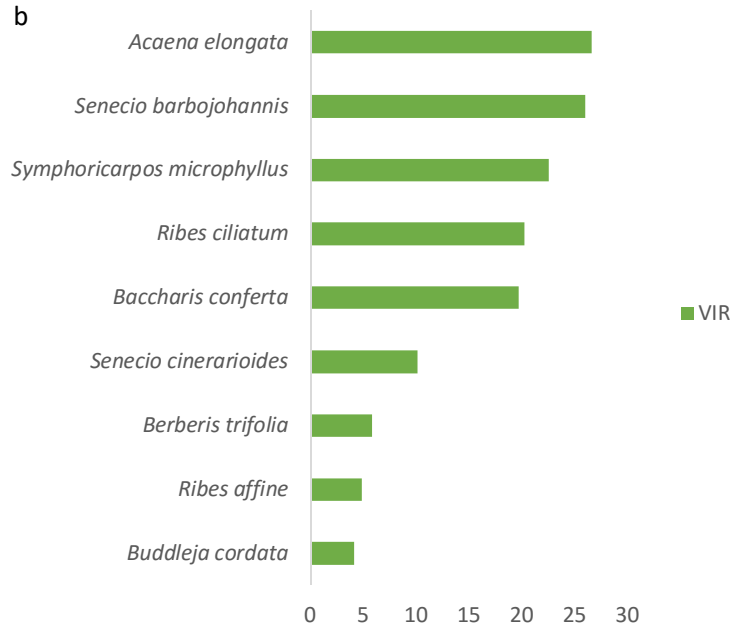
En el caso de la estratificación vertical, en la ZB se diferenciaron tres estratos: el arbóreo, representado por individuos con alturas entre los 5 y 60 m (20% del total), arbustivo con individuos de 1 m a 5 m (66% del total) y herbáceas con alturas menores a 1 m (14% del total). En la ZBB también se identificaron tres estratos, aunque el componente arbóreo tuvo menor altura en comparación con la ZB. En el estrato arbóreo se encontraron individuos con alturas entre 3 m y 8 m (11% del total), el arbustivo con individuos de 1 m a 2 m (44% del total) y herbáceas con individuos menores a 1 m (45% del total). Finalmente, en la ZI también se identificaron tres estratos; el arbóreo con alturas entre 5 m y 10 m, el arbustivo con individuos de 1.5 m a 2 m (50% del total) y herbáceas con alturas menores a 1 m (50% del total). Por otra parte, la densidad de plántulas observada en la ZB fue $64 \pm 7/25 \text{ m}^2$, en la ZBB $32 \pm 4/25 \text{ m}^2$ e inexistentes en la ZI.

Con respecto a los valores de importancia relativa en la ZB, *A. religiosa* presentó el más alto en el estrato arbóreo (VIR=54), *Acaena elongata* (VIR=26) y *Senecio barbojohannis* (VIR=25) en el estrato arbustivo, y *Alchemilla procumbens* (VIR=47) en el estrato herbáceo (Figura 10); en la ZBB *A. religiosa* (VIR=40) en el estrato arbóreo, *Ribes ciliatum* (VIR=41) y *Baccharis conferta* (VIR=27) en el estrato arbustivo, y *Festuca amplissima* (VIR=41) y *Alchemilla procumbens* (VIR=39) en el herbáceo (Figura 11); en la ZI *Pinus ayacahuite* (VIR=14) en el estrato arbóreo, *Senecio cinerarioides* (VIR=29), *Ribes ciliatum* (VIR=15) y *Baccharis conferta* (VIR=11) en el estrato arbustivo, y *Brachypodium mexicanum* (VIR=77) y *Penstemon campanulatus* (VIR=34) para el estrato herbáceo (Figura 12). Las especies usadas como plantas nodriza *Baccharis conferta* y *Ribes ciliatum*, ocuparon los sitios dos (VIR=27) y uno (VIR=41) de valor de importancia en la ZBB, tres (VIR=11) y dos (VIR=15) en la ZI, y cinco (VIR=19) y cuatro (VIR=20) en la ZB, respectivamente. Finalmente, las plántulas de *A. religiosa* presentaron mayor valor de importancia en la ZB (VIR=23) que en la ZBB (VIR=22).

a



b



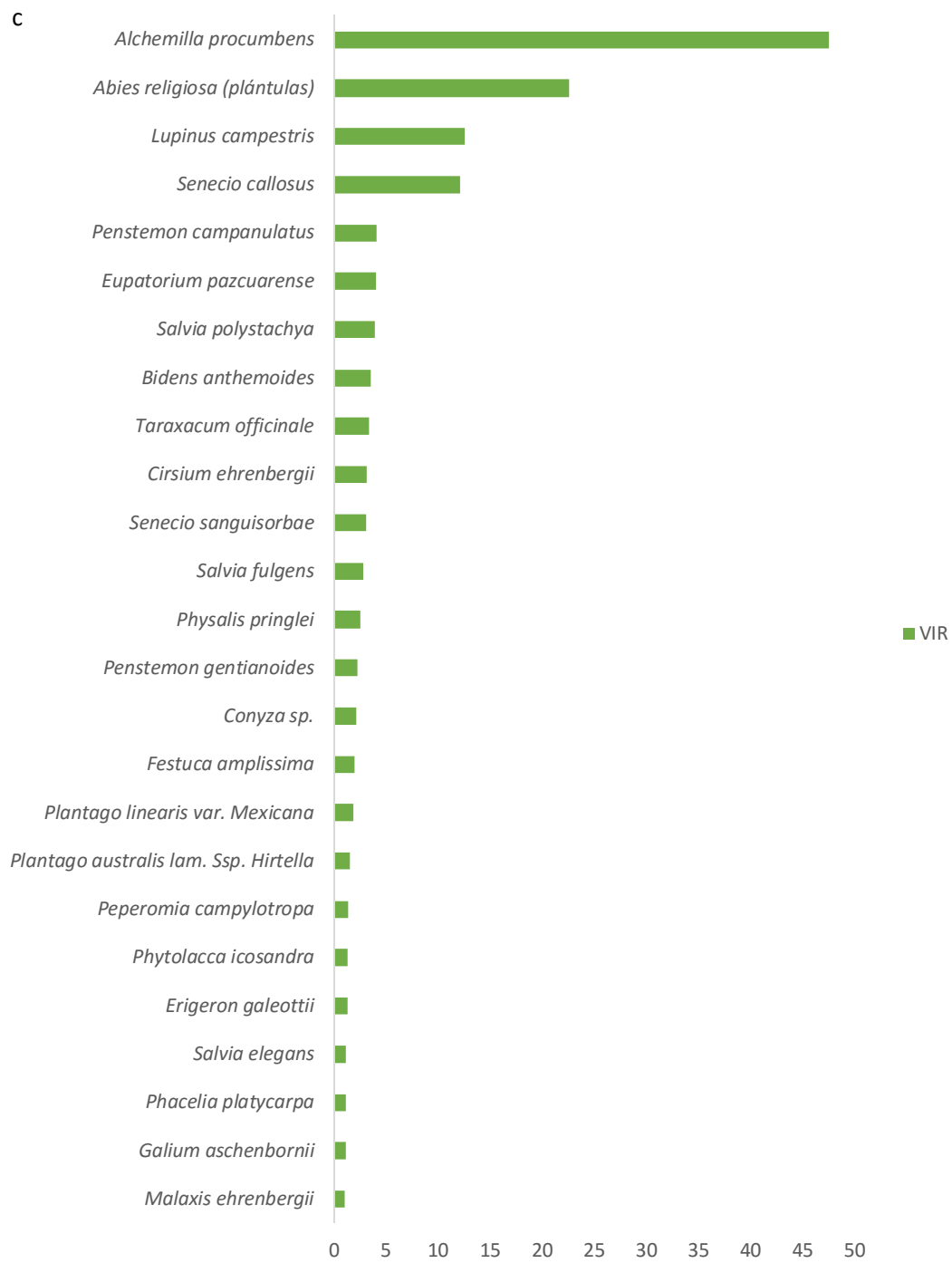


Figura 10. Valor de importancia de las especies por estrato: a) arbóreo b) arbustivo y c) herbáceo en la Zona dentro de Bosque (ZB) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

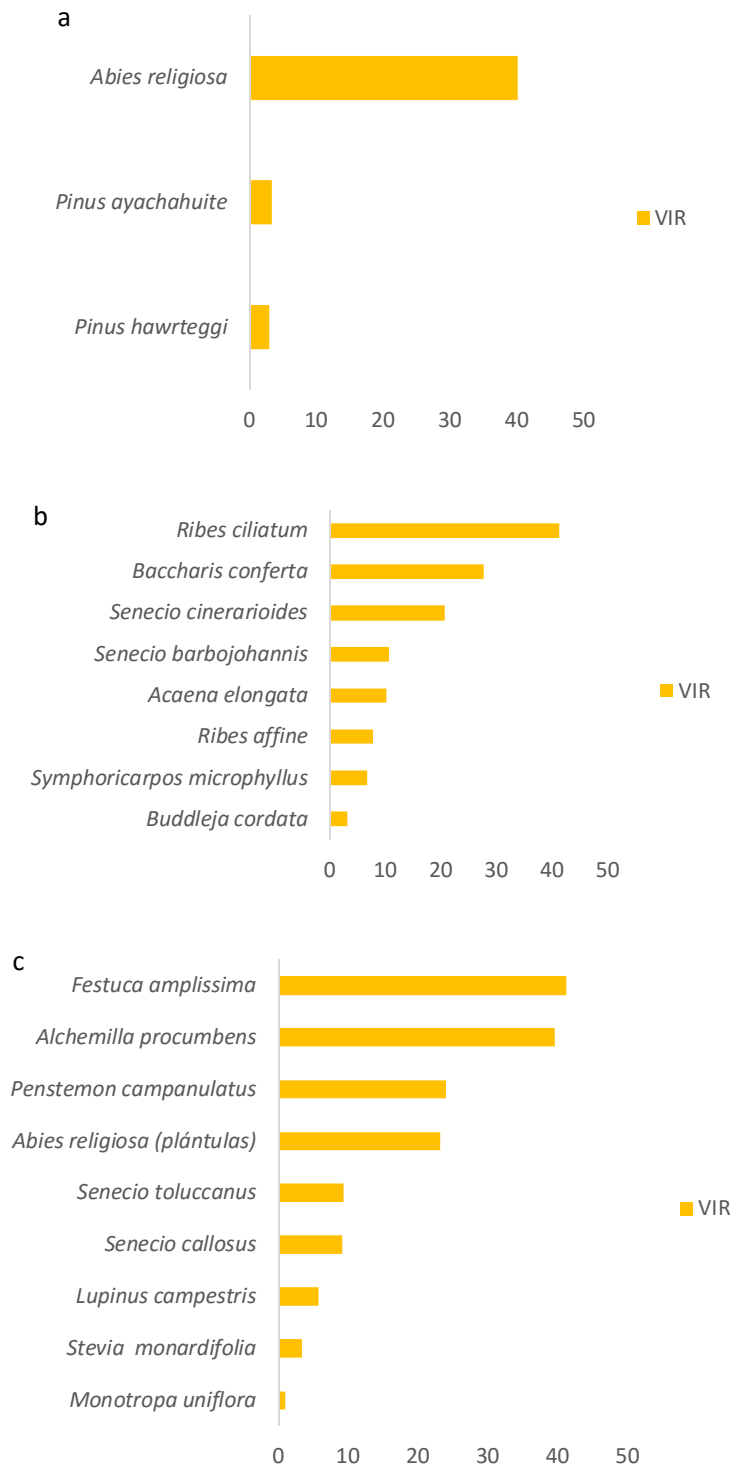


Figura 11. Valor de importancia de las especies por estrato: a) arbóreo b) arbustivo y c) herbáceo en la Zona Borde de Bosque (ZBB) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

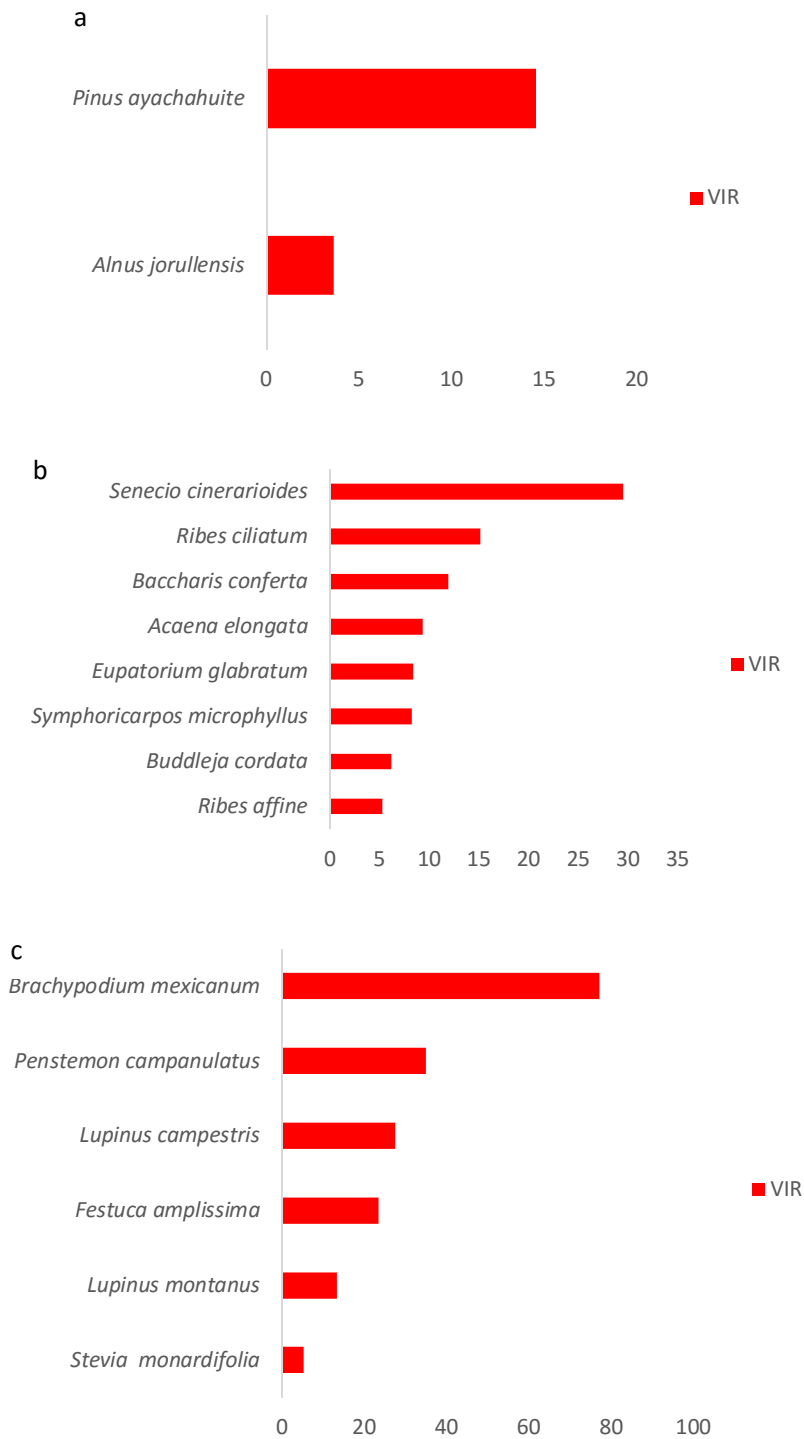


Figura 12. Valor de importancia de las especies por estrato; a) arbóreo b) arbustivo y c) herbáceo en la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Temperatura y humedad relativa

La temperatura media mensual registrada de febrero a noviembre del 2014 en la ZB, la ZBB y la ZI fue similar, sin embargo, las dos últimas zonas tuvieron temperaturas medias más parecidas entre sí que con la ZB. Sin embargo, se observaron variaciones en los registros de temperaturas máximas y mínimas; la temperatura máxima en la ZI fue mayor entre febrero y finales de abril respecto las otras dos zonas, siendo la ZB la que presentó los menores valores de temperatura máxima, seguida de la ZBB. Con respecto a la temperatura mínima, la ZI presentó temperaturas por debajo de los cero grados en el periodo de febrero a mayo (-2.87°C), y en el mismo período se registraron las temperaturas mínimas para la ZB y la ZBB, que fueron superiores a las de la ZI (Figura 13). Entre junio y noviembre las temperaturas mínimas más altas se registraron en la ZB.

El ANOVA no mostró diferencias significativas en la temperatura media mensual en las tres zonas (temperatura: $F_{(2,24)}=0.219$; $p=0.806$). Sin embargo, sí mostró diferencias significativas en las temperaturas máxima y mínima (temperatura máxima: $F_{(2,24)}=30.98$; $p=0.001$ y temperatura mínima: $F_{(2,24)}=9.32$; $p=0.001$). La prueba de Tukey permitió observar que las temperaturas máximas en la ZB fueron menores que en la ZBB y ZI ($ZB < ZBB < ZI$). Con respecto a la temperatura mínima la ZI tuvo menores temperaturas que la ZBB y ZB ($ZI < ZBB < ZB$).

Con respecto a la humedad relativa media mensual se observó que la ZB tuvo el valor más alto. Sin embargo, entre febrero y abril se presentaron los valores más bajos entre las tres zonas (ZB: 20.1%, ZBB: 18.3% y ZI: 10.2%). En cambio, los valores máximos fueron observados entre junio y agosto, cuando la ZB presentó una humedad relativa ligeramente mayor (99.45%) que la ZBB y ZI (99% y 97.85% respectivamente) (Figura 11). No se encontraron diferencias significativas en la humedad relativa media y mínima entre las tres zonas (humedad relativa media: $F_{(2,24)}=0.34$; $p=0.967$ y humedad relativa mínima: $F_{(2,24)}=0.686$; $p=0.514$), pero sí en la humedad relativa máxima ($F_{(2,24)}=4.53$; $p=0.023$), siendo la ZBB la que presentó los menores valores y ZB los mayores ($ZBB < ZI < ZB$).

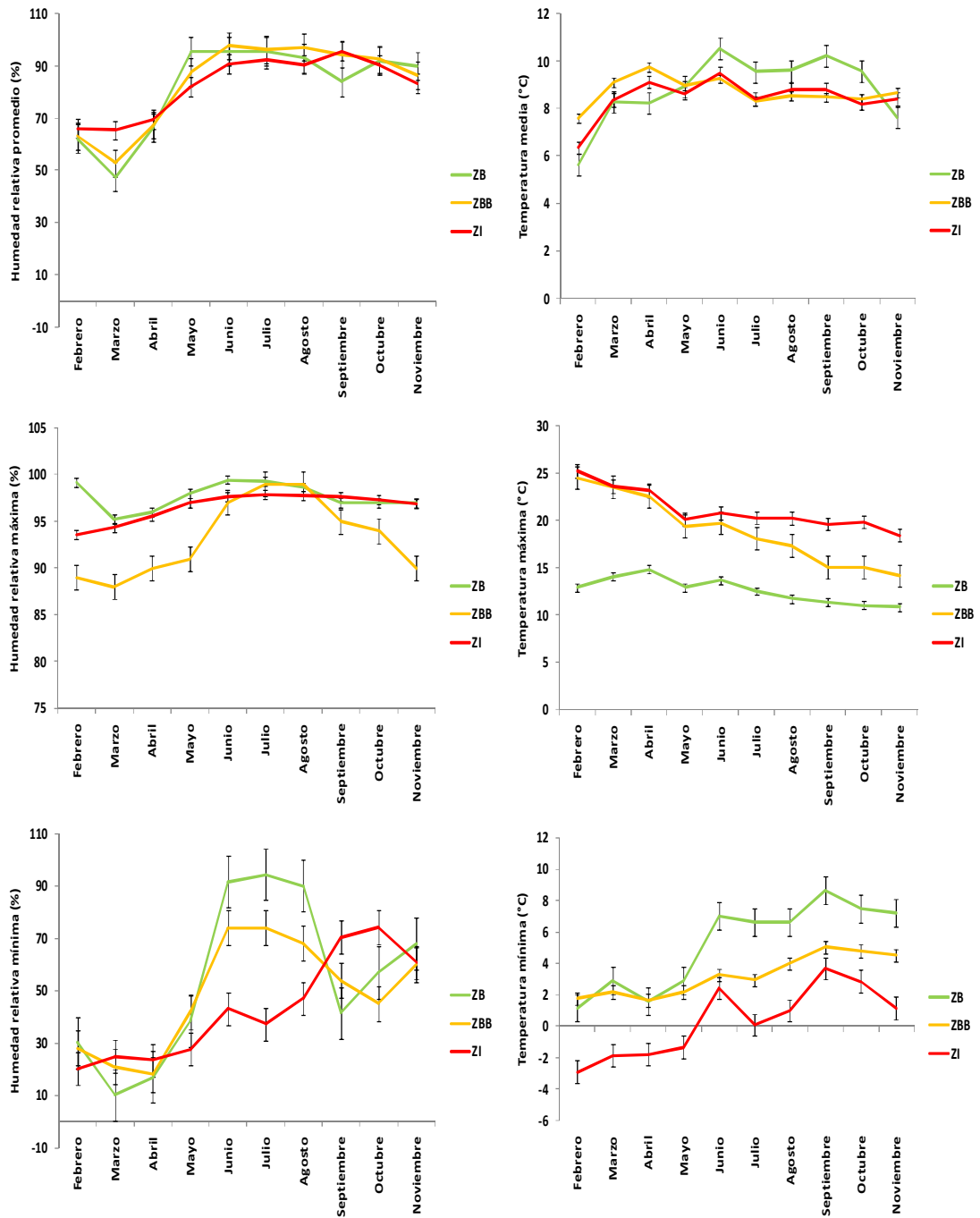


Figura 13. Temperatura y humedad relativa media, máxima y mínima mensuales (± 2 SD) en la Zona dentro del Bosque (ZB; línea verde), la Zona Borde de Bosque (ZBB; línea amarilla) y la Zona Incendiada (ZI; línea roja) en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Parámetros físico-químicos del suelo

Los parámetros físicos del suelo como la humedad, densidad aparente, densidad real y porosidad mostraron una ligera variación entre las zonas. La ZB tuvo los mayores valores para humedad (29 %), seguida de la ZI (26.7 %) y los menores valores los tuvo la ZBB (24.9 %). Con respecto a la densidad aparente y la densidad real, la ZI tuvo los mayores valores (0.83 g/cm³ y 5.1g/cm³, respectivamente), mientras que la ZB mostró los menores en la densidad aparente (0.68g/cm³) y la ZBB en la densidad real (2.5g/cm³). Además, la mayor porosidad fue registrada en la ZI (80.5 %) y la menor en la ZBB (71.3 %) (Figura 14).

Con respecto a la clase textural, la proporción predominante en la ZB, ZBB y ZI fue la arena (55%, 53% y 48% respectivamente), seguida por el limo, que en la ZI presentó un mayor porcentaje (34%) respecto a la ZB y ZBB (30% y 28%, respectivamente). Las arcillas representaron la menor proporción en las tres zonas, siendo la ZB la que mayor contenido de arcillas presentó (18%) con respecto a la ZBB y ZI (16 % y 15%, respectivamente). Finalmente, las clasificaciones para las tres zonas, de acuerdo con las proporciones de las clases texturales, fueron parecidas en las tres zonas; ZB (franco), ZBB (franco arcillo arenoso) y ZI (franco arenoso) (Figura 14).

A pesar de la variación, el MANOVA no mostró diferencias significativas en las propiedades físicas de los suelos de las tres zonas (humedad en el suelo: $F_{(2,9)}=.203$; $p=0.822$, densidad aparente: $F_{(2,9)}=1.33$; $p=0.331$, densidad real: $F_{(2,9)}=1.58$; $p=2.79$, porosidad: $F_{(2,9)}=1.93$; $p=0.224$, arena: $F_{(2,9)}=1.34$; $p=0.329$, limo: $F_{(2,9)}=1.21$; $p=0.422$ y arcilla: $F_{(2,9)}=2.41$; $p=0.171$).

Por otra parte, los parámetros químicos como pH, Materia Orgánica (M.O.), Nitrógeno (N), Fósforo (P), Potasio (K), Calcio (Ca) y Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) mostraron una tendencia similar. En el caso del pH, la ZB y ZBB fueron moderadamente ácidas (5.76 y 5.83, respectivamente) y la ZI (5.53) resultó fuertemente ácida. La M.O. fue extremadamente rica en las tres zonas, pero ligeramente mayor en la ZB (18.62%) seguida de la ZBB (16.91%) y ZI (12.5%). El contenido de Nitrógeno total fue extremadamente rico en la ZB (0.63%) y ZBB (0.57%) y rico para la ZI (0.39%). Contrariamente, en las tres zonas

el contenido de Fósforo asimilable fue bajo, siendo la ZB la que menor proporción de Fósforo presentó (2.64 ppm), después la ZI (4.35 ppm) y finalmente la ZBB (4.75 ppm). En el caso de las bases intercambiables, el Potasio intercambiable, fue moderado en todas las zonas; ZB (0.38 meq/100gr), ZBB (0.30 meq/100gr) y ZI (0.20 meq/100gr), a diferencia del Calcio intercambiable que fue medio para la ZB (12.8 meq/100gr) y ZBB (13.04 meq/100gr) y bajo para la ZI (3.06 meq/100gr). A su vez, la Capacidad de Intercambio Catiónico total fue alta para la ZB (45 meq/100gr) y ZBB (40 meq/100gr) y baja para la ZI (33 meq/100gr) (Figura 15); todos los criterios de clasificación fueron tomados de Muñoz (2013).

Finalmente, el MANOVA no mostró diferencias significativas en las propiedades químicas de los suelos entre las zonas (pH: $F_{(2,9)}=1.24$; $p=.354$, M.O.: $F_{(2,9)}=2.2$; $p=.191$, N: $F_{(2,9)}=2.08$; $p=0.205$, P: $F_{(2,9)}=2$; $p=0.216$ y K: $F_{(2,9)}=3$; $p=0.125$), con excepción del Ca: $F_{(2,9)}=4.76$; $p=0.048$ y la CIC: $F_{(2,9)}=4.83$; $p=0.046$. La prueba de Tukey mostró que el contenido de Ca no difirió entre la ZB y ZBB, pero fue significativamente menor en la ZI. En el caso de la CIC de igual manera no difirió entre la ZB y ZBB, pero fue menor en la ZI.

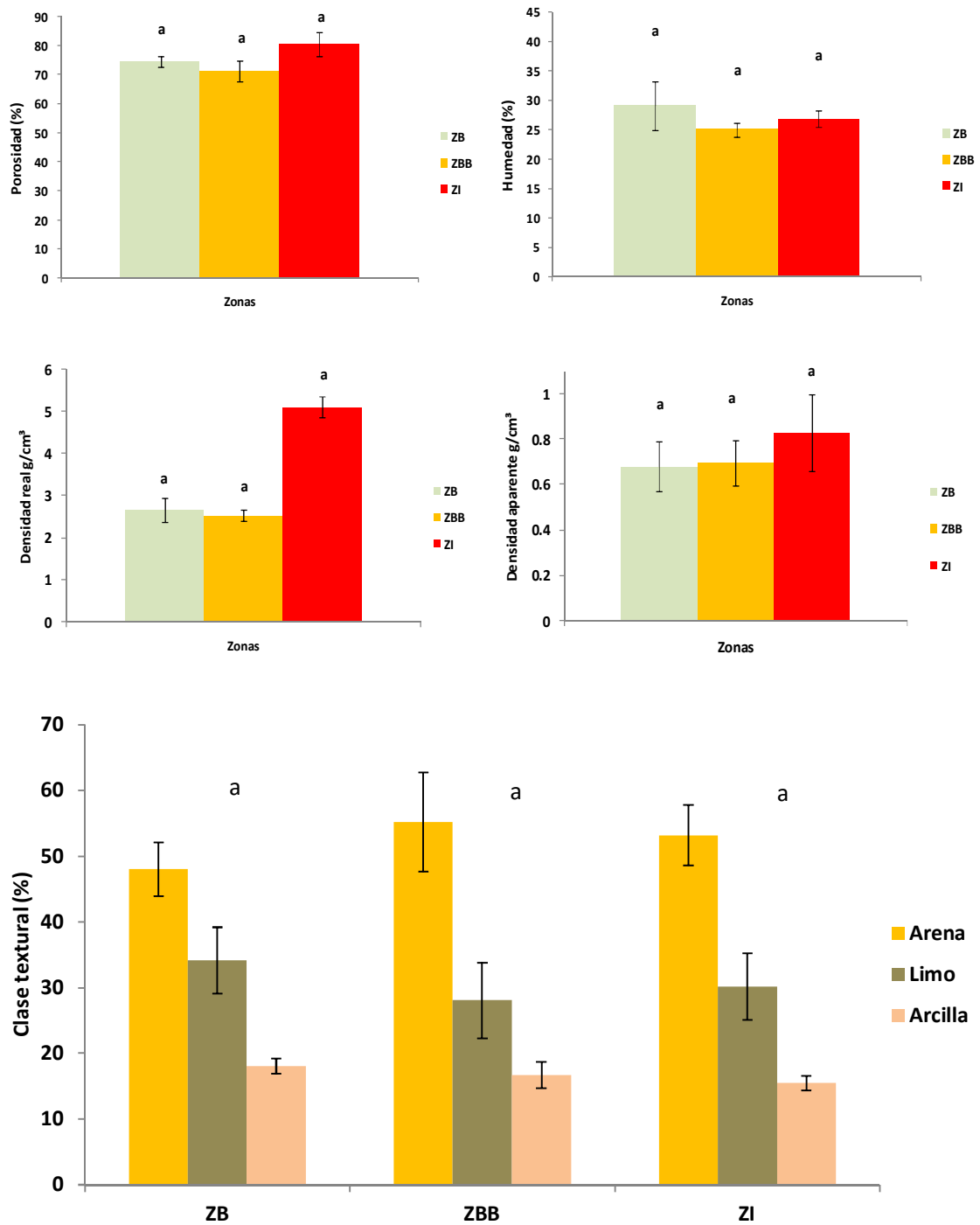


Figura 14. Parámetros físicos de los suelos (± 2 SD) en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones. Letras distintas indican diferencias significativas entre zonas.

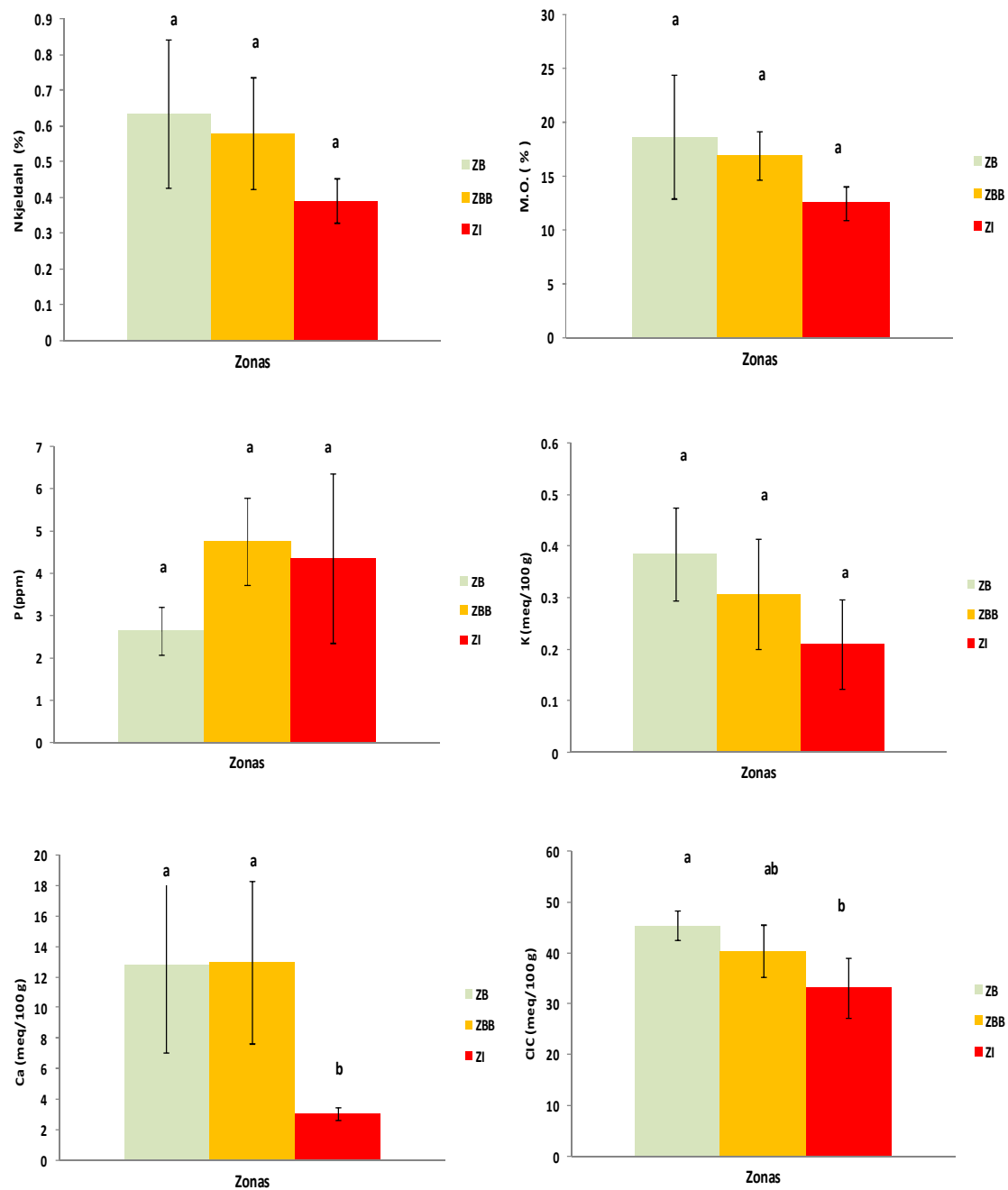


Figura 15. Parámetros químicos de los suelos (± 2 SD) en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones. Letras distintas indican diferencias significativas entre zonas.

Incidencia lumínica

El registro de las variables lumínicas en temporada seca mostró que como era de esperarse, la apertura del dosel fue mayor en la ZI (77%) seguido de la ZBB (20.7%) y la ZB (15.7%). De igual modo, la radiación directa, difusa y total fueron mayores en la ZI (20.28, 18.72 y 39 mol m⁻² d⁻¹, respectivamente) y menores en la ZBB y ZB (9.44, 6.81 y 16.26 mol m⁻² d⁻¹ y 5.98, 4.96 y 10.94 mol m⁻² d⁻¹, respectivamente). Por el contrario, y como era de esperarse, el valor del índice de Área Foliar fue más alto en la ZB (2 m² d⁻¹) que en la ZBB y ZI (1.77 m² d⁻¹ y 0.04 m² d⁻¹, respectivamente) (Figuras 16 y 17).

Por otra parte, los registros en temporada de lluvias fueron semejantes a los de la temporada seca: la apertura del dosel fue mayor en la ZI (77.12 %) seguido de la ZBB (19.23 %) y la ZB (14.12 %). De igual modo, la radiación directa, difusa y total fueron mayores en la ZI (20.1, 21.3 y 43 mol m⁻² d⁻¹, respectivamente) y menores en la ZBB y ZB (12.34, 8.12 y 20.3 mol m⁻² d⁻¹ y 8.57, 5.2 y 14.12 mol m⁻² d⁻¹, respectivamente; Figuras 16 y 17).

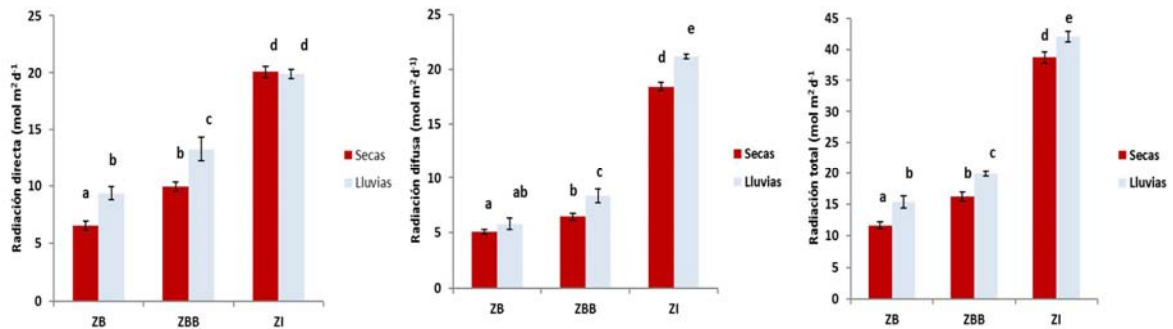
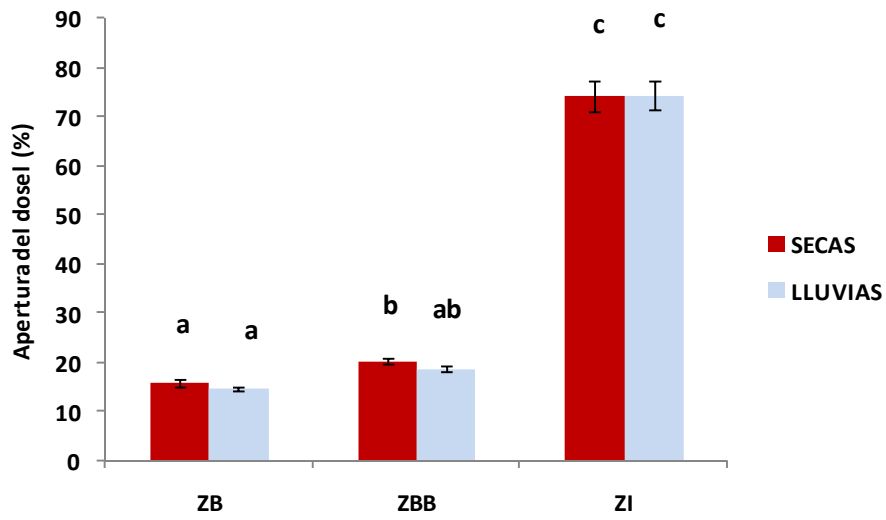


Figura 16. Parámetros lumínicos: radiación directa, radiación difusa y radiación total (± 2 SD) en temporada seca y lluviosa en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones. Letras distintas indican diferencias significativas entre zonas.

a)



b)

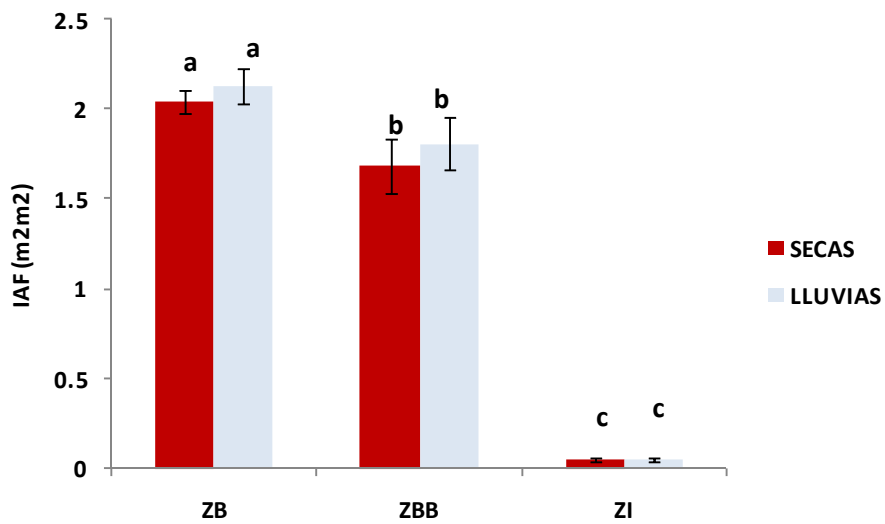


Figura 17. Parámetros lumínicos en las temporadas seca y lluviosa de a) apertura del dosel y b) índice de área foliar (± 2 SD) en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones. Letras distintas indican diferencias significativas entre zonas.

Finalmente, el MANOVA mostró diferencias significativas en todos los parámetros evaluados entre las tres zonas (IAF: $F_{(2,24)}= 994$; $p= < 0.001$, Apertura de dosel: $F_{(2,24)}=2649$; $p= < 0.001$, Radiación directa: $F_{(2,24)}= 852$; $p= < 0.001$, Radiación difusa: $F_{(2,24)}= 1057$; $p= < 0.001$ y Radiación total: $F_{(2,24)}= 2897$; $p= < 0.001$). Con respecto a las temporadas sólo se encontraron diferencias en los tipos de radiación (Radiación directa: $F_{(1,24)}= 67$; $p= < 0.001$, Radiación difusa: $F_{(1,24)}= 113$; $p= < 0.001$ y Radiación total: $F_{(1,24)}= 134$; $p= < 0.001$). En el caso de diferencias debidas a la interacción entre zona y temporada sólo se mostraron en la radiación directa y radiación difusa ($F_{(2,24)}= 20$; $p= < 0.001$ y $F_{(2,24)}= 1840$; $p= < 0.001$, respectivamente).

Posteriormente, el análisis de Tukey mostró que la ZI tuvo los menores valores de IAF mientras que la ZB los mayores. La apertura del dosel, fue mayor en la ZI seguida de la ZBB y ZB, que tuvo los menores valores. En el caso de la radiación, la menor radiación directa se presentó en la ZB en temporada seca y la mayor en la ZI, sin diferir entre temporadas. La radiación difusa fue menor en la ZB sin diferir entre temporadas y la mayor en la ZBB en temporada lluviosa. Finalmente, la radiación total fue menor en la ZB en temporada seca mientras que la mayor fue en la ZBB en temporada lluviosa (Cuadro 5).

Cuadro 5. Parámetros lumínicos (media \pm 2 SD) en temporada seca y lluviosa en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) en el Parque Nacional Desierto de los Leones. Letras distintas indican diferencias entre zonas.

VARIABLE	TEMPORADA	ZB	ZBB	ZI
Apertura del dosel (%)	seca	15.78 \pm .72 a	20.71 \pm .69 b	77 \pm 1.58 c
	lluviosa	14.12 \pm .48 a	19.23 \pm .47 ab	77.12 \pm 2.9 c
IAF (m2m2)	seca	2 \pm .06 a	1.77 \pm .15 b	0.04 \pm .01 c
	lluviosa	2.13 \pm .09 a	1.81 \pm .14 b	0.04 \pm .01 c
Radiación Directa (mol m2 d1)	seca	5.98 \pm .39 a	9.44 \pm .40 b	20.28 \pm .52 d
	lluviosa	8.57 \pm .56 b	12.34 \pm 1.03 c	20.1 \pm .38 d
Radiación Difusa (mol m2 d1)	seca	4.96 \pm .19 a	6.81 \pm .31 b	18.72 \pm .39 d
	lluviosa	5.2 \pm .52 ab	8.12 \pm .23 c	21.3 \pm .62 e
Radiación Total (mol m2 d1)	seca	10.94 \pm .51 a	16.26 \pm .74 b	39 \pm .92 d
	lluviosa	14.12 \pm .97 b	20.3 \pm .39 c	43 \pm .82 e

2. Desempeño de *Abies religiosa*

Supervivencia

De las 900 plantas de *A. religiosa* reintroducidas, sobrevivió el 85.9% (773 individuos) durante 16 meses de observación (480 días). La ZB tuvo el mayor éxito con 90 % de supervivencia (162 individuos) de los 180 individuos plantados, seguida por la ZBB con 86.2 % (310 individuos) y la ZI con 83.62 % (301 individuos) (Figura 18). Sin embargo, la prueba de Log Rank no mostró diferencias significativas entre la supervivencia ($X^2= 3.81$; $p= 0.148$) (Cuadro 6).

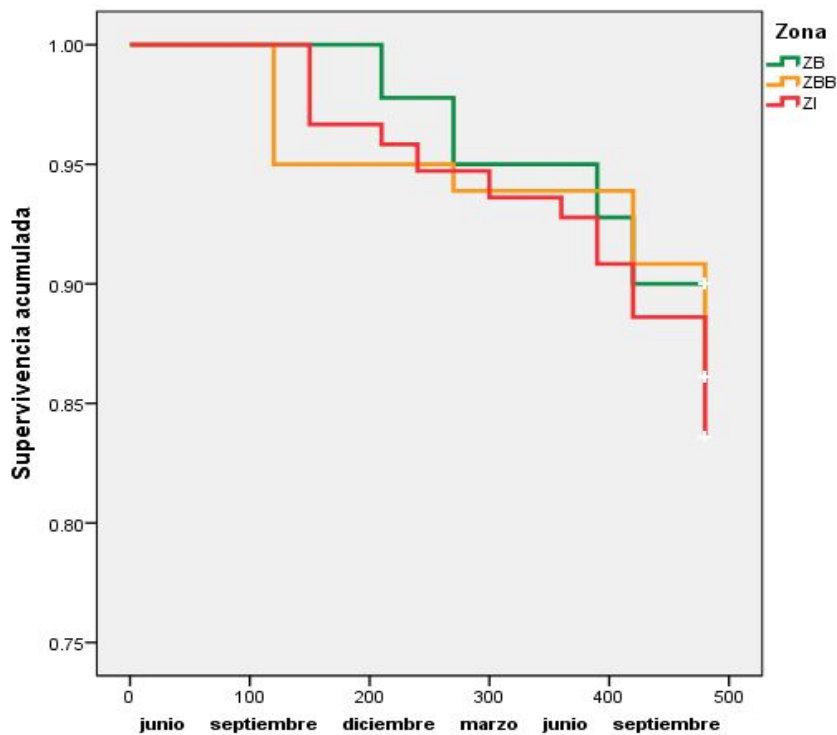


Figura 18. Función de supervivencia de Kaplan-Meier de *A. religiosa* en la Zona dentro de Bosque (ZB; línea verde), la Zona Borde de Bosque (ZBB; línea amarilla) y la Zona Incendiada (ZI; línea roja) en el Parque Nacional Desierto de los Leones durante el periodo de estudio.

Cuadro 6. Prueba de rangos logarítmicos de las curvas de supervivencia en las tres zonas de estudio.

	Chi-cuadrado	gl	Sig.
Log Rank (Mantel-Cox)	3.815	2	0.148

En la ZBB, las plantas reintroducidas bajo arbustos mostraron una supervivencia de 89.4% (161 individuos) mientras que las plantas en sitios abiertos tuvieron un 82.8% (149 individuos). En el caso de la ZI, las plantas bajo arbustos tuvieron una supervivencia de 88.3% (159 individuos), contrariamente, las plantas en sitios abiertos tuvieron un 78.9% (142 individuos) (Figura 19). Finalmente, la prueba de Log rank mostró diferencias en la supervivencia de las plantas que fueron plantadas bajo arbustos y la de las plantadas en sitios abiertos, siendo mayor bajo arbustos ($X^2= 12.07$; $p= 0.007$) (Cuadro 7).

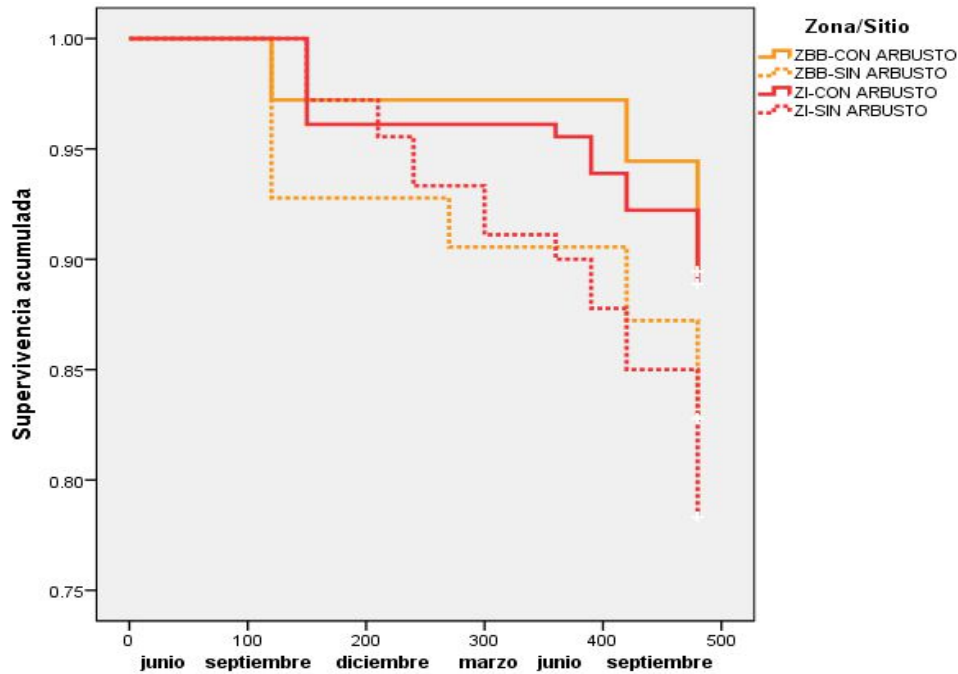


Figura 19. Función de supervivencia de Kaplan-Mier de plantas *A. religiosa* reintroducidas bajo nodriza (líneas continuas) y sin nodriza (líneas punteadas) en la Zona Borde de Bosque

(ZBB; líneas amarillas) y la Zona Incendiada (ZI; líneas rojas) en el Parque Nacional Desierto de los Leones durante el periodo de estudio.

Cuadro 7. Prueba de rangos logarítmicos de las curvas de supervivencia de las plantas reintroducidas bajo arbustos y sin arbustos en las tres zonas de estudio.

	Chi-cuadrado	gl	Sig.
Log Rank (Mantel-Cox)	12.073	4	0.007

Con respecto a las causas de muerte, en la ZB la principal causa de mortalidad fue el aplastamiento (56 %), seguido de causas sin identificar (22 %), desecación (17 %) y desenterramiento (6 %). La principal causa de muerte fue fácilmente identificada y está asociada a la presencia de vacas, ya que en esta zona se concentra el ganado lo que no sucede en las otras dos zonas. En la ZBB, la principal causa de muerte fue la desecación (40), seguida de causas desconocidas (24%), aplastamiento (20%) y desenterramiento (16%). Finalmente, en la ZI la desecación fue también la principal causa de mortalidad (59%), seguida del aplastamiento (20%), causas desconocidas (17%) y desenterramiento (3%) (Figura 20). La desecación tanto en la ZBB como en la ZI está relacionada con la apertura de dosel.

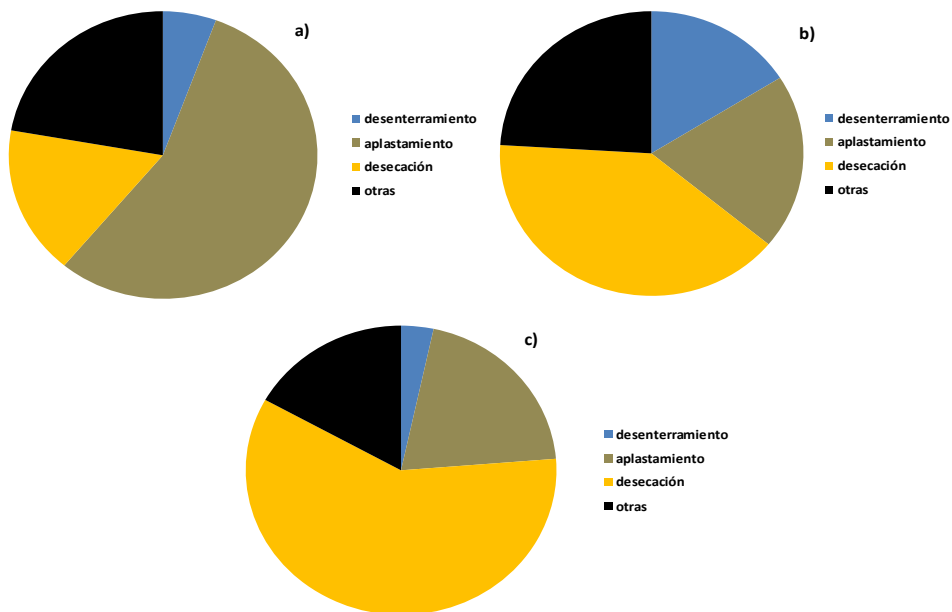


Figura 20. Principales causas de muerte de plantas de *Abies religiosa* reintroducidas en: a) zona dentro de bosque; b) zona borde de bosque; c) zona incendiada en el Parque Nacional Desierto de los Leones.

Crecimiento

El crecimiento en altura y área basal de las plantas de *A. religiosa* mostraron diferencias significativas de acuerdo con la zona donde fueron reintroducidas. La mayor altura se registró en la ZB (48.03 ± 12.42 cm) seguida de la ZI (30.38 ± 7.16 cm) y ZBB (28.50 ± 9.02 cm). Además, las plantas en la ZBB y ZI decrecieron respecto a su altura inicial (34.47 ± 7.07 cm y 34.59 ± 9.66 cm, respectivamente) (Figura 21). En cuanto al incremento en área basal, la ZB presentó la misma tendencia que la altura al tener el mayor valor de área basal (52.95 ± 26.74 mm²), seguida de la ZBB (30.94 ± 11.19 mm²) y la ZI (30.05 ± 13.58 mm²) (Figura 22).

Por otra parte, las plantas de *A. religiosa* reintroducidas bajo arbustos en la ZI y ZBB presentaron mayores valores de altura (33.05 ± 8.56 y 31.91 ± 8 cm, respectivamente) respecto a las plantas que no fueron reintroducidas bajo arbustos (27.71 ± 9.48 y 25.09 ± 6.31 cm), siendo la ZI la que tuvo mayor altura (Figura 21). Por otra parte, las áreas basales de las plantas reintroducidas bajo arbustos presentaron mayores valores en la ZBB que en la ZI (36.17 ± 10.58 y 33.87 ± 17.41 mm², respectivamente), que las que fueron reintroducidas en sitios abiertos en la ZI y ZBB (26.23 ± 9.75 y 25.70 ± 11.81 mm², respectivamente) (Figura 22).

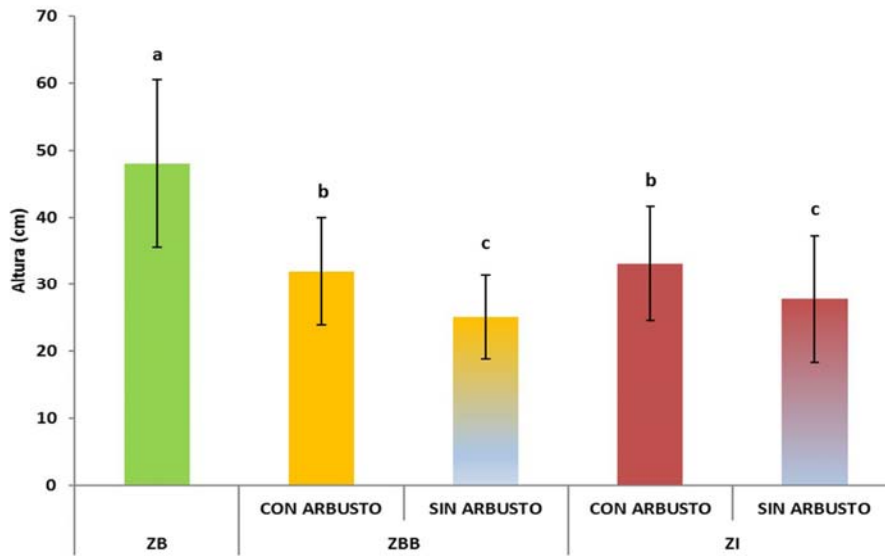


Figura 21. Crecimiento en altura (media ± 2 SD) de las plantas de *Abies religiosa* plantadas bajo arbustos (barras uniformes) y sin arbustos (barras degradadas) en la Zona dentro de Bosque (ZB; barra verde), la Zona Borde de Bosque (ZBB; barras amarillas) y la Zona Incendiada (ZI; barras rojas) en el Parque Nacional Desiertos de los Leones. Letras distintas indican diferencias significativas entre zonas.

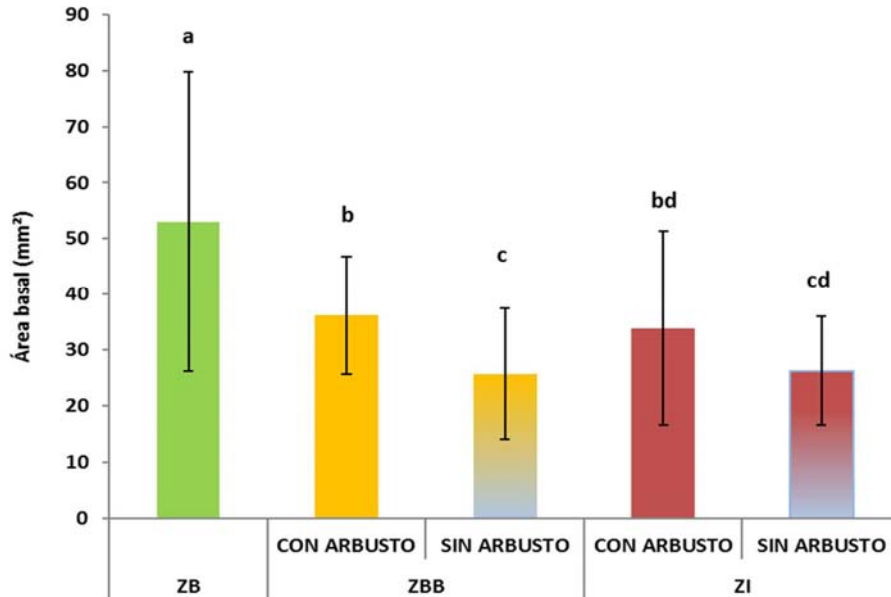


Figura 22. Crecimiento en área basal (media ± 2 SD) de las plantas de *Abies religiosa* plantadas bajo arbustos (barras uniformes) y sin arbustos (barras degradadas) en la Zona dentro de Bosque (ZB; barra verde), la Zona Borde de Bosque (ZBB; barras amarillas) y la Zona Incendiada (ZI; barras rojas) en el Parque Nacional Desiertos de los Leones. Letras distintas indican diferencias significativas entre zonas.

El MANOVA mostró diferencias significativas tanto en la TCR en altura ($F_{(4,768)}= 69.16$; $p= <0.001$) como en la TCR en área basal ($F_{(4,768)}= 33.04$; $p= <0.001$). La prueba de Tukey para ambas variables (altura y área basal), mostró que la ZB tuvo mayores TRC comparada con las otras dos zonas (ZBB y ZI) con o sin arbustos. A su vez, las TRC de ambas variables fueron mayores en las plantas reintroducidas bajo arbustos que las plantas en sitios abiertos independientemente de la zona (Cuadro 8).

Cuadro 8. Tasas relativas de crecimiento (TRC) de altura y área basal (media ± 2 SD) de las plantas de *Abies religiosa* plantadas bajo arbustos y sin arbustos en la Zona dentro de Bosque (ZB), la Zona Borde de Bosque (ZBB) y la Zona Incendiada (ZI) de junio 2013 a noviembre 2014 en el Parque Nacional Desierto de los Leones. Letras distintas indican diferencias significativas entre zonas.

	ZB	ZBB con arbusto	ZBB sin arbusto	ZI con arbusto	ZI sin arbusto
TRC altura (cm cm ⁻¹ mes ⁻¹)	0.0250 \pm .004 ^a	-0.0049 \pm .005 ^b	-0.0212 \pm .007 ^c	-0.0041 \pm .007 ^b	-0.0169 \pm .009 ^c
TRC área basal (mm ² mm ² ⁻¹ mes ⁻¹)	0.0665 \pm .003 ^a	0.0454 \pm .001 ^b	0.0199 \pm .008 ^c	0.0393 \pm .010 ^{bd}	0.0265 \pm .009 ^{cd}

VI. Discusión

1. Caracterización de las zonas de estudio

Composición florística

La riqueza de especies fue mayor en la ZB (37), seguida por la ZBB (20) y finalmente la ZI que presentó el menor número de especies (16), en total se registraron 44 especies. En general, la diversidad de especies en el PNDL es menor que en otros bosques puros de *Abies* en diferentes estados de la República Mexicana; por ejemplo, Cisneros-Lepe (2005) reportó 64 especies en bosques de *A. religiosa* en Jalisco, Narave-Flores (1985) reportó 122 especies en el Cofre de Perote, Veracruz, Encina-Dominguez et al. (2008) reportaron 73 especies en sierra de Zapalinamé, Coahuila, y en otros bosques mixtos con *Abies* (cuadro 9). La baja riqueza de especies en el PNDL en comparación con otros bosques posiblemente esté relacionada con las perturbaciones constantes en la zona y a la declinación del bosque (Alvarado et al., 1993), especialmente por las elevadas concentraciones de ozono y la disminución del contenido de agua en los suelos, lo que reduce las probabilidades de establecimiento para muchas especies (Alvarado y Hernández-Tejada, 2002). Sin embargo, también debe considerarse que el esfuerzo de colecta fue menor en el presente estudio, lo que explica el número de especies encontradas.

Cuadro 9. Comparación de la riqueza florística entre otros bosques mixtos de *Abies* en la República Mexicana (Modificado y extraído de Guerrero-Hernández et al., 2014).

	Localidad	Fuente	Gradiente altitudinal (m)	Especies
1	Reserva de la biósfera mariposa Monarca, Estado de México y Michoacán	Cornejo-Tenorio et al., 2003	2,400-3,300	225
2	Sierra de Monte Alto, Estado de México	Osorio-Rosales, 1984	2,950-3,500	172
3	Sierra del Ajusco, Distrito Federal	Nieto, 1995	2,970-3,500	66
4	Sierra Chichinautzin, Distrito Federal	Velazquez y Cleef, 1993	3,000-3,550	78
5	Parque Nacional Izta-Popo, Estado de México, Puebla y Morelos	Almeida-Leñero, 1997	2,800-3,600	104
6	Parque Nacional Zoquiapan, Estado de México y Puebla	Vega-Aviña, 1982	3,150-3,500	70
7	Cerro Tláloc, Estado de México	Sánchez-Gonzalez, 2004	3,100-3,500	138
8	Sierra de Calpulalpan, Tlaxcala	Ramírez-Ramírez, 1992	2,800-3,810	75
9	Sierra de Tlaxco-Tequesquitta, Tlaxcala	Ramírez-Ramírez, 1992	2,800-3,810	114
10	Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala	Ramírez-Ramírez, 1992	2,800-3,810	113
11	Parque Nacional El Chico, Hidalgo	Hernández-Rosales, 1995	2,600-3,086	77
12	Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz	Narave, 1985	3,000-3,500	122
13	Arroyo el Infierno, Pueblo Nuevo, Durango	García-Arévalo, 2008	2,500-2,750	199
14	Sierra de Zapalinamé, Coahuila	Encina-Dominguez et al., 2008	2,668-3,025	73
15	Sierra de San Carlos, Tamaulipas	Briones, 1991	1,300-1,400	60
16	Juanacatlán, Macota, Jalisco	Guerrero-Hernández et al, 2014	2,100-2,400	290
17	Parque Nacional Desierto de los Leones, Distrito Federal	Presente trabajo	2,900-3-500	44

Se ha reportado que los bordes de bosque son áreas que proveen una variedad importante de microclimas y condiciones edáficas muy diversas, posibilitando el establecimiento de especies vegetales (Peña-Becerril et al., 2005), e incrementando la diversidad de especies. Contrariamente, en la ZBB no se observó un aumento en el número de especies, sólo se registró la dominancia de cinco familias que representan la mayor parte de la diversidad en esta zona. Es probable que el menor número de familias y especies registradas en esta zona se deba a los cambios generados por el incendio de copa severo que ocurrió cerca de la zona borde, favoreciendo la dominancia de especies que colonizan ambientes perturbados por incendios (Rodríguez-Trejo, 2014), tales como: *Baccharis conferta*, *Senecio barbojohannis*, *S. callosus*, *S. cinerarioides*, *S. toluccanus*, *Ribes affine*, *R. ciliatum*.

El menor número de especies en la ZI que en la ZB posiblemente se deba a las modificaciones generadas después de ocurrido el incendio de copa severo, ya que al excluir un gran número de especies arbustivas y herbáceas se cambian las condiciones microambientales de la zona favoreciendo a unas pocas especies que toleran las nuevas condiciones ambientales generadas (Brown y Smith, 2000; Bond et al., 2005; Rodríguez-Trejo, 2014). Sin embargo, también puede deberse a la altitud, debido a que a mayores altitudes en el bosque de *Abies* se ha observado que el sotobosque se vuelve menos diverso (Rodríguez-Trejo, 2014), lo que concuerda con la altitud presentada en la ZI. El incendio de copa severo de 1998 causó la muerte total del arbolado adulto, cambiando drásticamente la estructura y composición de la zona, lo que permitió la dominancia de especies como *Brachypodium mexicanum* y *Penstemon campanulatus*. Además, la muerte del arbolado adulto de *A. religiosa* cambió las condiciones microambientales que permitían desarrollarse a especies típicas del interior del bosque (en su mayoría plantas herbáceas). El incremento en la temperatura y la radiación, debidos a la apertura del dosel y la formación de claros, propicia una mayor mineralización de nitrógeno (Van de Vijver et al., 1999), favoreciendo la aparición de plantas leguminosas (Muniz da Silva y Batalha, 2008), lo anterior se observó con un aumento en el número de especies de este grupo como *Lupinus campestris* y *L. montanus*, en la ZI.

A pesar de que no se cuenta con referencias extensas sobre el valor de importancia relativo de muchas especies en el PNDL, los resultados obtenidos en el presente trabajo son diferentes

a los reportados por Sierra (1991) quien estudió la composición y riqueza de especies arbóreas y arbustivas en el PNDL. Este autor reporta valores de importancia relativa que contrastan con los obtenidos en este trabajo, excepto los de *A. religiosa* (VIR= 54.6) y *Cupressus lusitanica* (VIR= 1.6) que son cercanos a los reportados en el presente estudio (VIR= 54 y VIR= 2, respectivamente). Los valores de importancia de *Buddleja cordata* (VIR= 2.31), *Ribes ciliatum* (VIR= 0.9), *Alnus jorullensis* (VIR= 0.8) y *Berberis trifolia* (VIR= 0.3), son menores a los encontrados en el presente trabajo para las mismas especies, que fueron: *Buddleja cordata* (VIR= 4.05), *Ribes ciliatum* (VIR= 20.21), *Alnus jorullensis* (VIR= 20.11) y *Berberis trifolia* (VIR= 5.78). En la ZB se encontró un número más elevado de especies herbáceas y plántulas de *A. religiosa* que la ZBB y ZI, probablemente debido a que el bosque proporciona mejores condiciones microambientales para el establecimiento de especies umbrófilas. En la ZBB, *A. religiosa* (VIR = 40) fue desplazada como la especie con mayor valor de importancia relativo, permitiendo que *Ribes ciliatum* (42) y *Festuca amplissima* (41) sean las especies más importantes. Además, en esta zona se observó un número intermedio de plántulas y brinzales de *Abies*, probablemente relacionado con la menor densidad del arbolado adulto de *A. religiosa*, propiciando una mayor incidencia lumínica (Oliver y Larson, 1996). La ausencia de plántulas y brinzales de *A. religiosa* en la ZI, a pesar de que la probabilidad de llegada de propágulos también debió ser mayor, quizás se deba a los efectos del incendio de copa severo ocurrido en 1998, ya que las poblaciones de *A. religiosa* en la ZI fueron eliminadas (mortalidad total del arbolado adulto) impidiendo la regeneración natural por la carencia de fuentes de semillas locales. Sin embargo, en la periferia de la ZI se encuentran algunos brinzales provenientes del borde de bosque, pero debido a las condiciones ambientales, la sucesión se detuvo por el incremento de especies más competitivas como *Brachypodium mexicanum*, *Penstemon campanulatus* y *Senecio cinerarioides*. Resultados similares fueron reportados por Richardson et al. (2014), quienes observaron que la regeneración y el establecimiento de plántulas de especies sucesionales tardías es suprimido por la aparición de especies oportunistas después de un incendio.

Temperatura y humedad relativa

Las temperaturas mensuales medias, máxima y mínima registradas en las zonas de estudio, especialmente en la ZBB y en la ZI, no presentan diferencias respecto a las temperaturas características de los bosques de *Abies* (Gómez, 2003). Sin embargo, la ZI presentó tanto las menores temperaturas mínimas (-2.8 °C) como las mayores temperaturas máximas (25.2 °C). Esta variación tan amplia es explicable, pues no hay vegetación arbórea que amortigüe los cambios.

Las bajas y las altas temperaturas afectan el crecimiento de las plantas, ya que inciden en procesos fisiológicos como la fotosíntesis, la actividad enzimática, la absorción de nutrientes, la división y la elongación celular, y provocan decoloración, marchitamiento y muerte de los tejidos jóvenes, sobre todo en estados juveniles (Alvarado et al., 2007). Por lo tanto, es probable que durante el periodo de febrero a mayo en la ZI se limite el desempeño de las plantas por las altas temperaturas que reducen la humedad del suelo e incrementan la probabilidad de desecación de las plántulas y brinzales de *Abies*, etapas en las que son más susceptibles a morir por la pérdida de agua (Rodríguez-Laguna et al., 2015).

A pesar de que la humedad relativa máxima en la ZBB difiere de la registrada dentro de bosque, los porcentajes de humedad relativa promedio en las tres zonas pueden ser considerados altos y constantes (50% - 90%) en el periodo de estudio. Por otra parte, a pesar de que Valenzuela et al. (2004) describen a los árboles de *A. religiosa* como acoplados a humedades relativas altas en el aire y el suelo, Kramer (1983) señala que a humedades relativas altas y temperaturas bajas las plantas sufren estrés hídrico por un déficit de presión de vapor inferior a cero, lo que reduce crecimiento. Dichas condiciones se observaron a partir de noviembre hasta finales de abril en la ZI.

Parámetros físico-químicos del suelo

Las propiedades fisicoquímicas en los suelos de las tres zonas (ZB, ZBB y ZI) no mostraron diferencias significativas, con excepción de la CIC y Ca. A pesar de esto, las variaciones encontradas en la Materia Orgánica, pH, N, P, K, porosidad, densidad y humedad en cada zona son determinantes para el desarrollo de las plantas de *A. religiosa*. Con base en lo

anterior y al comparar los resultados de las propiedades fisicoquímicas del suelo con los valores óptimos de suelo para el desarrollo de *A. religiosa* obtenidos por López (1993), la ZB cuenta con las mejores características, seguida de la ZBB y finalmente la ZI (cuadro 10).

En las tres zonas de estudio, la densidad aparente y densidad real del suelo fueron bajas, mientras que la porosidad fue alta. Estas condiciones, aunadas a la clase textural dominada por arenas y limo en las tres zonas puede proporcionar buenas condiciones para el desarrollo de *A. religiosa* (Larcher, 2003), ya que Madrigal (1964) observó que las características físicas del suelo como drenaje, profundidad, textura, estructura y contenido de humus influyen en el establecimiento, desempeño y supervivencia de plántulas y brinzales de esta especie.

A pesar de que no se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de arena, arcilla y limo en los suelos de las tres zonas, el porcentaje de arena es mayor al de arcilla en la ZI que en las otras dos zonas. El incremento en la proporción de arena en suelos incendiados es un evento que también fue descrito por Nardoto y Bustamante (2003), Hubbert et al. (2006) y Capulin et al. (2009), y se explica por la fusión de la arcilla en arena a partir de la transformación del hierro y aluminosilicatos después de un incendio, acentuándose entre mayor sea la pendiente que presenten los sitios (Giovannini y Lucchesi, 1997 y Duriscoe y Wells, 1982).

Los incendios tienen diferentes efectos indirectos sobre las partículas del suelo, especialmente las arcillas, ya que en ciertos tipos de vegetación como pastizales y savanas la proporción de arcillas aumenta después de ocurrir un incendio (Spera et al., 2000; Rhoades et al., 2004). En cambio, en otros tipos de vegetación, después de un incendio, esta proporción disminuye (Hubbert et al., 2006), como en el presente estudio.

Las diferencias encontradas en la CIC y Ca en el suelo de la ZI, no tienen relación directa con el incendio, sin embargo, hay una relación indirecta, debido a la mayor proporción de arena generada durante el disturbio, lo que redujo la capacidad de saturación de bases en el suelo, y también permite explicar el bajo contenido del Ca en el mismo (Hernández, 1997). La reducción en estos parámetros fisicoquímicos en el suelo (Cuadro 10) puede ser atribuida,

además de la clase textural, a la combinación de otros factores en la ZI, como la pendiente, la nula presencia del estrato arbóreo y a la temporada de lluvias, lo que incrementa el arrastre de bases intercambiables como el Ca.

En este estudio los valores de humedad en los suelos en las tres zonas fueron menores que los encontrados en un bosque de *A. religiosa* en el Parque Nacional el Chico, Hidalgo (Angeles-Cervantes, 2010). Por lo que es probable que el alto contenido de arena en los suelos dificulte la retención de humedad.

Con respecto a las propiedades químicas del suelo, a pesar de que la ZB contó con las mejores características en M.O., N, P, Ca, CIC para el desarrollo de *A. religiosa* según López (1993), tuvo deficiencias en la concentración de K (al igual que las otras dos zonas), ya que los valores encontrados son menores que los reportados en otros estudios hechos en el PNDL (Castro, 1998) (cuadro 10). Los valores encontrados de P y Ca son más bajos que los reportados en años recientes (Castro, 1998) (cuadro 9). Las deficiencias de K y P en las tres zonas, especialmente en la ZI, podrían conllevar a dificultades en el establecimiento de *A. religiosa*, ya que limitan el desempeño de plantaciones de *A. religiosa* (López, 1993). El pH del suelo muestra una tendencia en la disminución de los valores en años recientes en las tres zonas (cuadro 10), al igual que en el estudio realizado por Saavedra-Romero et al. (2003), quienes atribuyen dicho descenso a la lluvia ácida (Alarcón y García, 1990) especialmente en los meses de agosto a octubre. En este contexto, la obtención de nutrientes, así como su solubilidad se reduce cuando se incrementa la acidez del suelo y las concentraciones de aluminio son altas, dificultando el crecimiento de las plantas de *A. religiosa* (Muniz da Silva y Batalha, 2008).

Las concentraciones de M.O. y N en los suelos de las tres zonas siguieron un patrón similar (ZB>ZBB>ZI). Una de las probables causas del incremento en la materia orgánica, así como en el nitrógeno del suelo dentro de bosque, se debe a la mayor caída de materiales leñosos y herbáceos en los bosques de *Abies* (Perry, 1994). Con respecto a esto, estudios llevados a cabo por Rodríguez-Trejo y Sierra-Pineda (1995), al evaluar la carga de combustibles en los bosques de la Ciudad de México, encontraron que la declinación del bosque, aunado al bajo

saneamiento forestal en el Parque Nacional Desierto de los Leones, permite la acumulación promedio de 63.4 t/ha, e incluso en algunos parajes se llega a 163.7 t/ha. El 60% de esta carga es aportada por el componente arbóreo.

La fertilidad de los suelos puede disminuir por los incendios (Fassbender y Bornemisza, 1987), ya que la materia orgánica y el nitrógeno disminuyen considerablemente en función de la intensidad del incendio (Maycotte et al., 2002). Los valores de materia orgánica y nitrógeno reportados por Castro (1998) a la fecha (de 1984 al 2014) muestran una disminución progresiva (cuadro 10), sin estar relacionados directamente con los incendios, sino con otro u otros procesos en el PNDL.

Los incendios de copa severos cambian las propiedades físico químicas de los suelos (Fulé et al., 2004; Rodríguez-Trejo, 2008; Rodríguez-Laguna et al., 2015), y sus efectos pueden presentarse a largo plazo, afectando el ciclo de nutrientes en el ecosistema, el crecimiento de la vegetación, la microbiota del suelo y los procesos de erosión (Wan y Luo, 2001). Sin embargo, en el presente trabajo no se encontraron diferencias significativas en la mayor parte de los parámetros físico químicos y las reducciones en las variables analizadas en la ZI probablemente estuvieron relacionadas con el incendio de copa severo que ocurrió hace 15 años. Estos resultados se contraponen con los obtenidos por Johnstone et al. (2004) y Johnstone y Chapin (2006), quienes registraron un aumento en la disponibilidad de N, P y Ca en suelos afectados por incendios severos.

Además, en esta zona se observa un aumento en el aporte de M.O. y N en los suelos en años recientes, lo que resultaría en la recuperación de los valores de esas variables a sus valores antes del incendio. Sin embargo, nuestros resultados muestran que actualmente existe una deficiencia en elementos como K, P y Ca en el PNDL que no están relacionados directamente con la ocurrencia de los incendios, si no con factores de otro tipo (cuadro 10).

Cuadro 10. Características químicas del suelo en el Parque Nacional Desierto de los Leones en diferentes años, extraído de Castro (1998); referentes físico-químicos del suelo para bosques de *A. religiosa*, extraído de López(1993).

Variables	Presente estudio			Castro (1998)		López(1993)	
	Zonas			Año 1984	Año 1993	Óptimos	Deficientes
Físicas	Zona de Bosque	Zona Borde de Bosque	Zona Incendiada	Físicas		Físicas	
Humedad (%)	29±2.4	24.9±4.4	26.7±5.9				
Densidad Aparente	0.68±0.06	0.69±0.02	0.83±0.10				
Densidad Real	2.6±0.16	2.5±0.40	5.1±1.90				
Porosidad (%)	74.5±1.11	71.3±3.46	80.5±4.55				
Arena (%)	48.04±2.36	55.22±4.37	53.22±2.66				
Limo (%)	34.14±2.91	28.05±3.33	30.14±2.91				
Arcilla (%)	18.05±0.66	16.72±1.15	15.48±0.62				
Clasificación	Franco	Franco arcillo arenoso	Franco arenoso				
Químicas	Zona de Bosque	Zona Borde de Bosque	Zona Incendiada	Químicas		Químicas	
pH	5.76±0.17	5.83±0.16	5.53±0.03	5.94	5.48	6.43	6.24
Materia orgánica (%)	18.62±3.32	16.91±1.29	12.49±0.93	20.68	13.06	8.01	4.64
N kjeldhal (%)	0.634±0.11	0.5794±0.0905	0.3909±0.03	0.54	0.52	0.4	0.23
P Olsen (ppm)	2.64±0.33	4.75±0.594	4.35±1.16	26.6	2.78	3.38	3.78
K (meq/100gr)	0.3843±0.05	0.3072±0.06	0.2099±0.05	0.66	3.54	0.82	0.55
Ca (meq/100gr)	12.84±3.31	13.04±3.06	3.06±0.23	19.02	13.5	11.1	7.27
CIC (meq/100gr)	45.46±1.69	40.43±3.00	33.26±3.40	51	39.2	29.06	22.74

Incidencia lumínica

La apertura de dosel observada fue la que esperábamos, debido a que está relacionada con la densidad del follaje de cada zona, siendo la ZB la que tuvo menor apertura, seguida de la ZBB (aunque los valores fueron semejantes a los de la zona dentro de bosque) y finalmente la mayor apertura de dosel se presentó en la ZI, debido a que carece de arbolado adulto y, por ende, no hay un dosel más o menos continuo. A su vez, los valores de IAF estuvieron relacionados con la apertura de dosel, con los mayores valores en la ZB, tanto en temporada de secas como de lluvias (2 y 2.1 m² d⁻¹ respectivamente). Esta relación también fue descrita por Bautista (2013) quien observó que a mayor apertura del dosel los valores de IAF son menores.

González et al. (1991) mencionan que el establecimiento de plantas de *Abies* se ve afectado por la intensidad de luz, ya que a aperturas de dosel superiores a 42%, las densidades de plántulas y brinzales disminuyen, lo que sugiere que al presentar una apertura de dosel superior a 70%, en la ZI el desarrollo de las plantas reintroducidas de *A. religiosa* se vio limitado. Por el contrario, la ZB y ZBB tienen las condiciones de luz ideales para el establecimiento, crecimiento y supervivencia de las plantas de *A. religiosa*, ya que en ambas

la apertura del dosel fue menor a 20%, condiciones ideales para una especie sucesional tardía y tolerante a la sombra como *A. religiosa* (Blanco-García et al., 2011).

Por otra parte, cuando ocurre un incendio se generan claros que permiten un mayor paso de luz al sotobosque. Sin embargo, la respuesta del género *Abies* a estas condiciones es muy variable ya que especies como *A. faxoniana* (Taylor y Zisheng, 1988) *A. grandis* (Antos y Habeck, 1981), *A. lasiocarpa* (Agee y Smith, 1984) y *A. magnifica* (Scholl y Taylor, 2006) tienen un buen crecimiento y supervivencia en claros. Asimismo, el estudio de Lara-González et al. (2009) muestra una mayor regeneración y crecimiento de *A. religiosa* en claros que en el sotobosque. Estos resultados contrastan con los obtenidos en el presente trabajo, ya que el mejor desempeño de las plantas reintroducidas se presentó dentro de bosque y en el borde de bosque. Resultados similares fueron encontrados por Figueroa-Rangel y Moreno (1993), Challenger y Caballero (1998) y García (2000), quienes reportan que el desempeño y establecimiento de *Abies* mejora bajo condiciones de poca iluminación y con densidades menores o iguales a 86 árboles adultos por hectárea.

Las variaciones en la intensidad de la radiación tienen consecuencias ecológicas sobre las plantas, porque afectan su fotosíntesis, morfología, tolerancia a la sombra, crecimiento y supervivencia (Kimmins, 2004). A pesar de que la luz transmitida por el dosel es un factor importante en el desarrollo de muchas plantas, también es cierto que a intensidades elevadas puede causar la insolación y posteriormente la muerte de los individuos (Larcher, 2003). Un claro ejemplo fue reportado por Gordon (1970) en especies como *Abies concolor* y *A. magnifica*, ya que este autor encontró que conforme aumentó la intensidad de luz, la supervivencia y el establecimiento de plántulas y brinzales se afectó negativamente, probablemente a causa de estrés hídrico. Por lo tanto, suponemos que la radiación y por consiguiente la temperatura encontradas en la ZI pueden ser un factor que explique el menor desempeño de las plantas de *A. religiosa* reintroducidas.

2. Desempeño de *Abies religiosa*

Supervivencia

La supervivencia de cualquier especie arbórea depende fuertemente de los factores ambientales y microambientales de las zonas donde es reintroducida, principalmente en los primeros cinco años posteriores a la reforestación (González et al., 1991). En general, la supervivencia de las plantas es mayor en zonas donde las plantas estén menos expuestas al estrés ambiental (Machinski y Hanskins, 2012). A pesar de que no se encontraron diferencias significativas en la supervivencia de las plantas de *A. religiosa* entre las zonas, al final del estudio la supervivencia fue mayor en la ZB (90%), seguida de la ZBB (86%) y finalmente la ZI (83%). La supervivencia ligeramente mayor encontrada en la ZB coincide con los resultados encontrados por Castillo-Argüero et al. (2014), quienes observaron que la mayor proporción de plantas vivas de *A. religiosa* se localizan bajo vegetación y que la mayor mortalidad se registra en zonas abiertas. Independientemente de la zona, la supervivencia registrada fue alta, sobre todo si la comparamos con los resultados de Navarro-Sandoval (2013), quien reportó supervivencias entre 10% y 60% en brinzales de *A. religiosa* bajo el dosel de bosque.

La temperatura y la humedad relativa sólo pueden explicar la muerte de las plantas de *A. religiosa* ocurridas entre febrero y a mediados de mayo, ya que este periodo está marcado por valores extremos en la temperaturas máxima y mínima y en la humedad relativa mínima. Estas variables están fuera de los intervalos normales de temperatura y humedad reportadas en los bosques de *A. religiosa* (Madrigal, 1964), acentuándose especialmente en la ZI.

Por otra parte, las plantas de *A. religiosa* reintroducidas bajo *Baccharis conferta* y *Ribes ciliatum* en la ZBB y ZI mostraron una mayor supervivencia (significativa) que las plantas que no fueron reintroducidas bajo estos arbustos. El potencial de *Baccharis conferta* como nodriza de *A. religiosa* también ha sido documentado por Rodríguez-Laguna et al. (2015) en El Chico Hidalgo, por Snook (1993) en la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca, Michoacán y por Sánchez-Velásquez et al. (2011) en el Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz.

A la fecha, no se ha reportado que *Ribes ciliatum* funcione como facilitador para *A. religiosa*. Sin embargo, Rodríguez-Laguna et al. (2015) encontraron 12 especies arbustivas que permiten la regeneración natural de *A. religiosa* en México, entre las que se encuentra *Ribes affine*. Por otro lado, en China Wang y Wu (2011) reportan que *Ribes glaciale* es un arbusto que tiene un efecto amortiguador sobre las características microambientales y al mismo tiempo un efecto de isla al incrementar la concentración de ciertos nutrientes (Materia Orgánica y Nitrógeno total) bajo su cobertura, proporcionando mejores sitios para el reclutamiento y germinación de especies arbustivas y arbóreas de la zona a pesar de no ser una leguminosa.

Los resultados de supervivencia obtenidos en la ZI difieren de los obtenidos por Ángeles-Cervantes y López-Mata (2009), quienes encontraron un mayor número de plantas vivas en zonas afectadas por incendios moderados (80%). También Kruger y Reich (1997) reportan que *Quercus rubra*, en zonas afectadas por incendios severos tuvo una supervivencia mayor (65%) que en zonas dentro de bosque (40%).

La principal causa de mortalidad en la ZBB y ZI fue la desecación. Esto concuerda con lo que reportan varios autores, que mencionan que las plantas de *Abies* son extremadamente sensibles a la falta de agua durante los primeros cinco años después de la germinación (Rodríguez-Trejo, 2014; González et al., 1991).

La causa de muerte de varias plantas en las tres zonas no pudo ser identificada claramente (otras causas de muerte), aunque existe la posibilidad de que esté influenciada por la combinación de las condiciones edáficas y de temperatura, humedad y exposición a la radiación solar en las diferentes zonas, e incluso con el vigor de las plantas antes de la reintroducción (Benavidez-Meza et al., 2011). Sin embargo, varios autores mencionan que un factor clave en la declinación de los bosques de *Abies* en el PNDL es la contaminación atmosférica, específicamente por las elevadas concentraciones de ozono que son distribuidas por medio de masas de aire del centro de la ciudad a la zona sur del valle de México (Alvarado et al., 1993; Alvarado y Hernández-Tejada, 2002; Martínez, 2005). Es probable, entonces,

que la causa de muerte de las plantas de *A. religiosa* esté relacionada con baja tolerancia al ozono, sobre todo en etapas iniciales de crecimiento. Sin embargo, es necesario realizar estudios posteriores para poder contar con datos concluyentes para la zona de estudio en particular.

El desenterramiento también fue causa de muerte de las plantas reintroducidas, sobre todo en la ZBB donde se presentaron las mayores pendientes. Este se intensificó en la temporada de lluvias debido a la porosidad y elevado contenido de arena de los suelos en las tres zonas. Esto concuerda con resultados obtenidos por Oudkerk et al (2003), quienes reportan que la mayor supervivencia de plantas reintroducidas se encuentra alejada de zonas con pendientes, al minimizar el impacto que causa el deslizamientos de suelo en ciertas zonas.

En el caso de las plántulas de *A. religiosa* observadas en el presente estudio, el mayor número de plántulas en la ZB corrobora los requerimientos umbrófilos para la regeneración y establecimiento de esta especie (Sánchez-Velásquez et al., 1991; Sánchez-Velásquez, 2011), ya que se ha descrito como una especie sucesional tardía (Blanco-García et al., 2011). En cambio, a pesar de que en la ZBB el número de plántulas de *A. religiosa* fue considerablemente menor que dentro de bosque, se observó que la mayoría de las plántulas crecieron bajo especies arbustivas como *Ribes ciliatum*, *Baccharis conferta* y *Senecio cinerarioides*, este hecho refuerza la idea de la importancia que tiene el estrato arbustivo sobre el establecimiento de especies sucesionales tardías y tolerantes a la sombra como *A. religiosa* (Blanco- García et al., 2011). En la ZI no se observaron plántulas de *A. religiosa*, lo que contradice lo descrito por Ángeles-Cervantes y López-Mata (2009), que atribuyen el incremento en la regeneración de esta especie a las zonas afectadas por incendios.

A pesar de que la dispersión de *A. religiosa* es anemócora y los árboles adultos de las zonas ZB y ZBB fungen como fuentes de semillas locales, la nula presencia de plántulas en la ZI puede ser explicada por dos factores principales que imposibilitan su regeneración y establecimiento en esta zona: 1) el estadio de desarrollo (semilla y plántula); debido a que los estadios juveniles de varias especies arbóreas muestran menores probabilidades de supervivencia y establecimiento (Galatowitsch, 2012), como ejemplo se tiene el estudio

realizado por Cecon et al. (2015) quienes observaron a través de un meta análisis que el 72% de las especies reintroducidas por siembra directa tienen menores probabilidades de éxito, además de observar que el tamaño de la semilla, su resistencia a sequías y su viabilidad en el banco de semillas es determinante en el establecimiento, y 2) la incidencia de luz; la mayor cantidad de luz que incide en la zona incendiada, aunado al menor número de especies arbóreas y arbustivas que dentro del bosque y en el borde reduce la probabilidad de establecimiento de las plántulas de *A. religiosa* en microambientes óptimos, sobre todo al considerar la susceptibilidad de esta especie a la desecación (Ángeles-Cervantes, 2010; Rodríguez-Laguna et al., 2015).

Crecimiento

Las plantas reintroducidas en la ZB mostraron mayor incremento tanto en la altura como en el área basal que las de la ZBB y ZI. Ya que *A. religiosa* es una especie tolerante a la sombra, que requiere altos valores de humedad en el aire y en el suelo, así como una exposición indirecta a la radiación solar (Blanco-García et al., 2011), condiciones imperantes dentro de bosque. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por otros autores, que mencionan que *A. religiosa* muestra una mayor regeneración en condiciones de bosque cerrado, así como mejor desempeño de plántulas y brinzales en tales condiciones (Figuroa-Rangel y Moreno, 1993; Challenger y Caballero, 1998; García, 2000).

Sin embargo, también es cierto que *A. religiosa* puede establecerse en claros dentro del bosque (González et al., 1991; Lara-González et al., 2009), lo cual pudo corroborarse en la ZBB y ZI. Aunque se observó un decremento en la altura de las plantas reintroducidas debido a la pérdida de las partes superiores del tallo, nuestros resultados concuerdan con los de Cabrera et al. (1998) quienes atribuyen la reducción en la talla de plantas de *Quercus* al estrés hídrico. A pesar de que no se observó un incremento en la altura de las plantas de *A. religiosa* reintroducidas en la ZBB y ZI, el área basal sí se incrementó, por lo que es probable que aumentara también la biomasa subterránea, como se menciona en otras especies (Tinus, 1996; Chávez, 2012).

Se observó un incremento en el área basal en las tres zonas, pero en este parámetro el mayor crecimiento también fue en la ZB. El crecimiento en área basal de las plantas en la ZI, es similar al reportado por Gilbert et al. (2003) con *Quercus prinus* y *Q. coccinea* en zonas incendiadas, ya que ambas especies mostraron incrementos en altura y diámetro basal en zonas afectadas por incendios. La respuesta diferencial entre estas especies radica en la tolerancia al estrés hídrico, ya que el género *Quercus* es resistente a condiciones de baja humedad y disponibilidad de agua (Vásquez-Yanes et al., 1999), en cambio *A. religiosa* se desarrolla en condiciones de alta humedad y es susceptible a la desecación (Ángeles-Cervantes, 2010), por lo tanto, la exposición constante a la luz en la zona incendiada explicaría su disminución en relación a la altura (Chapin III et al., 2014).

Por otra parte, las plantas reintroducidas bajo *Baccharis conferta* y *Ribes ciliatum* en la ZBB y ZI mostraron mayores incrementos en altura y área basal que las que no fueron reintroducidas bajo estos arbustos. La facilitación ejercida por arbustos nativos en el desempeño de plantas de *A. religiosa* ha sido documentada en otros estudios por Blanco-García et al. (2011), quienes observaron un efecto positivo sobre la altura y diámetro de plantas de *A. religiosa* en función del porcentaje de cobertura de *Lupinus elegans*. Asimismo, Sánchez-Velásquez et al. (2011) encontraron mayores incrementos en la altura de *A. religiosa* cuando crece bajo *B. conferta*.

Consideraciones para la reintroducción de *A. religiosa* en el Parque Nacional Desierto de los Leones

La zona dentro de bosque contó con las condiciones edafológicas, lumínicas, de humedad relativa, temperatura y pendiente, que permitieron un mejor desempeño en términos de crecimiento (altura y área basal) y de supervivencia de las plantas de *A. religiosa*. Sin embargo, también se observó que las plantas en la ZBB como en la ZI tuvieron una buena supervivencia, así como incrementos en su área basal, a pesar de los decrementos en su altura (debido a la época de secas).

La ZBB y ZI son áreas que requieren otro tipo de manejo si se planea realizar plantaciones en el futuro, debido a que las condiciones ambientales pueden representar restricciones que

disminuyen cuando las plantas son plantadas bajo arbustos. Esto refuerza las conclusiones de varios estudios sobre la importancia de las plantas nodriza en el proceso de disminuir el estrés ambiental (Kitzberger et al., 2005; Urretavizcaya et al., 2012), por lo que han sido utilizadas como herramienta en proyectos de conservación y restauración para mejorar las condiciones ambientales, en especial disminuir la radiación y la temperatura, evitando la desecación de las plantas bajo sus copas (Castro et al., 2002; Bruno et al., 2003).

Las grandes extensiones de tierra impactadas por incendios severos e intensos, en donde prevalecen condiciones de escasa disponibilidad de agua y alta radiación, son sitios donde difícilmente se recupera el bosque (Kitzberger et al., 2005). Sin embargo, la elevada densidad de especies arbustivas (nodrizas) brindan condiciones de amortiguamiento que propician el restablecimiento de las poblaciones a partir de las reforestaciones, recuperando así las zonas degradadas al llevarlas a un estado alternativo.

De esta manera, a pesar de los efectos destructivos que los incendios severos pueden ocasionar a corto plazo sobre los bosques de *A. religiosa*, es posible que los cambios que éstos generan en la estructura y distribución de especies sean aprovechados por plántulas o brinzales de *Abies*, siempre y cuando sobrevivan árboles adultos después del disturbio. Numerosos estudios demuestran la importancia del estrato arbustivo después de un incendio, debido a que proporcionan micrositos adecuados para el desarrollo de especies arbóreas, lo que resulta en una mayor supervivencia (Oudkerk et al., 2003). Además, Ángeles-Cervantes y López-Mata (2009) mencionan que los estratos arbustivo y herbáceo nativos no representan ninguna competencia potencial durante la sucesión para la regeneración natural de *A. religiosa*.

La evaluación del efecto de la cobertura de arbustos nativos (*Baccharis conferta* y *Ribes ciliatum*) en el desempeño de plantas reintroducidas de *A. religiosa*, mostró un efecto de facilitación en la ZBB y ZI. Por tal motivo, las especies arbustivas abundantes después de un incendio, como *Baccharis conferta* y *Ribes ciliatum*, pueden ser utilizadas como una herramienta en la restauración del bosque de *Abies*. Cabe resaltar que otras especies arbustivas también podrían servir como plantas nodriza para *A. religiosa*, como *Lupinus*

montanus y *L. campestris*, especies capaces de proporcionar refugio y un efecto de isla de nutrientes a la especie que es reintroducida.

A pesar de que la supervivencia de las plantas de *A. religiosa* fue similar en las tres zonas, se puede observar que cada zona tiene diferentes presiones de selección. Por esta razón, debe tenerse especial cuidado en la ZBB y ZI durante los meses de febrero a mayo, cuando se presentan los valores mínimos y máximos de temperatura, los más bajos en humedad relativa y los mayores de radiación, ya que pueden incrementar la mortalidad de plantas *Abies*, sobre todo si se considera que la mayor causa de muerte en estas zonas fue debido a la desecación. Además, la clase textural arcillo arenosa de los suelos incrementa la mortalidad de las plantas reintroducidas en la ZBB durante la temporada de lluvias (junio a agosto) debido al desenterramiento, ya que el elevado contenido de arena en el suelo lo hace susceptible a deslaves.

Por lo tanto, en la ZBB y ZI, donde algunas condiciones ambientales pueden crear restricciones en el establecimiento, supervivencia y crecimiento de plantas de *A. religiosa*, es recomendable el uso de especies nodriza en las reintroducciones. Este sería un método útil no sólo para repoblar las áreas afectadas por el incendio, sino para cualquier área degradada en el bosque de *Abies*.

Por otra parte, en el presente estudio no se evaluó el efecto diferencial que pueden tener las especies nodriza sobre el desempeño de *A. religiosa*, por sus dimensiones (altura y cobertura) y arquitectura del follaje, ya que estas características también influyen en el desempeño de la especie reintroducida. Por esta razón, de realizarse futuras reintroducciones de *A. religiosa* mediante el uso de plantas nodriza, se aconseja abordar el efecto diferencial de las especies nodriza.

VII. Conclusiones

- Las tres zonas mostraron valores similares de humedad relativa media y mínima, y temperatura media, pero la humedad relativa máxima y la temperatura máxima y mínima fueron diferentes entre zonas.
- Las tres zonas presentaron diferencias significativas en las variables de incidencia lumínica (radiación total, directa, difusa, apertura de dosel e índice de área foliar), pero no variaron con la temporada (secas y lluvias).
- Los parámetros fisicoquímicos de las tres zonas mostraron diferencias significativas en las concentraciones de Ca y CIC, pero no en pH, humedad, densidad, porosidad, textura, M.O., N, P y K.
- No se encontraron diferencias significativas en la supervivencia de las plantas de *A. religiosa* entre las tres zonas, que fue alta en todas (80-90%).
- Las plantas de *A. religiosa* bajo arbustos nativos presentaron diferencias significativas en la supervivencia y crecimiento, que fueron mayores a las plantadas en sitios abiertos.
- Dentro del bosque se presentaron mayores valores de altura y área basal, seguida por la zona borde de bosque y finalmente la zona incendiada. Sin embargo, cabe recalcar que en las tres zonas se registró crecimiento en el área basal.
- La zona dentro de bosque presentó un mayor número de plántulas que la zona borde de bosque, y fueron nulas en la zona incendiada.
- La regeneración y establecimiento de *A. religiosa* en la zona incendiada está limitado por la mayor incidencia de luz en comparación a la zona dentro de bosque y borde, y el estadio de la planta.

- La principal causa de muerte de las plantas de *A. religiosa* dentro del bosque fue el aplastamiento, mientras que en las zonas borde de bosque e incendiada fue la desecación.
- Este estudio muestra que se puede restablecer la población de *A. religiosa* en la zona incendiada, especialmente cuando la cobertura arbustiva es densa.

VIII. Literatura citada

- Agee, J. K. 1993. Fire ecology of pacific northwest forests. Island Press. 505 pp.
- Agee, J.K. y Smith L. 1984. Subalpine tree reestablishment after fire in the Olympic mountains, Washington. Ecology 65:810–819.
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., González-Tagle, M.A., Aguirre-Calderón, O.A. y Treviño-Garza, E.J. 2012. Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. Revista Mexicana de Biodiversidad 83:1208-1214.
- Alarcón, A. y García, Y. 1990. Estudio de la corteza de árboles como indicadores de contaminación por lluvia ácida en el parque cultural y recreativo Desierto de los Leones. Informe de Servicio Social del 2 de marzo de 1987 al 23 de agosto de 1988. Carrera de Biología. Departamento del Hombre y su Ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana. Plantel Xochimilco. 50 pp.
- Alvarado, R. D., Saavedra, R. L., Hernández, M. F. y Cibrián, D. T. 2007. Agentes Abióticos, Causantes de Estrés y Muerte. En: Cibrián T., D., D. Alvarado R. y S. E. García D. (eds.) Enfermedades forestales de México. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Estado de México, México. 10-61 pp.
- Alvarado, D. y Hernández-Tejada, T. 2002. Decline of sacred fir in the Desierto de los Leones National Park. Urban Air Pollution and Forests 156: 243-260.
- Alvarado, D., Bauer, L. y Galindo, A. 1993. Decline of sacred fir (*Abies religiosa*) in a forest park south of Mexico City. Environmental Pollution 80: 115-121.
- Álvarez-Moctezuma, J.G., Ortiz-Reyes, A.D., Sahagún-Castellanos, J. y Peña-Lomelí, A. 2012. Perfiles de rapid asociados con la resistencia a la intensidad luminosa alta en brinzales. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 3:71-86.
- Ángeles-Cervantes, E. y López-Mata, L. 2009. Supervivencia de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* bajo diferentes condiciones postincendio. Boletín de la Sociedad Botánica de México 84: 25-33.

- Ángeles-Cervantes, E. 2010. Efectos ecológicos de los incendios forestales sobre el bosque de Oyamel. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México. 130 pp.
- Antos, J. A. y Habeck, J.R. 1981. Successional development in *Abies grandis* (Dougl.) forbes forests in the Swan Valley, Western Montana. Northwest Science 55:26-39.
- Barney, R. J. 1984. Characteristics of fireline blasted with linear explosive: initial test Results. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 8 pp.
- Bautista, S. C. 2013. Estructura del bosque y arquitectura de brinzales de *Abies religiosa* en Tlaxco, Tlaxcala. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México. 91 pp.
- Benavidez-Meza, H.M, Guzman, G.M., López, L.S., Morfin, F.C., Fernández, G.D., Garza, L. M. y Martínez, F.N. 2011. Variabilidad en el crecimiento de plántulas de ocho procedencias de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schlecht. et Cham., en condiciones de vivero. Madera y Bosques 17(3):83-102.
- Bertness, M.D. y Callaway, R.M. 1994. Positive interactions in communities. Trends in Ecology and Evolution 5: 191–93.
- Blanco-García, A., Sáenz-Romero, C., Martorell, C., Alvarado-Sosa, P. y Lindig-Cisneros, R. 2011. Nurse-plant and mulching effects on three conifer species in a mexican temperate forest. Ecological Engineering 37(6):994-998.
- Blondel, B. M. y Fernandez, C.I. 2012. Efectos de la fragmentación del paisaje en el tamaño y frecuencia de incendios forestales en la zona central de Chile. Conservación Ambiental 2(1): 7-16.
- Bond, W.J., Woodward, F.I. y Midgley, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. New Phytologist 165: 525-538.
- Bonfil, C y Soberón, J. 1999. *Quercus rugosa* seedling dynamics in relation to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape. Applied Vegetation Science. 2: 189-200.
- Bradshaw, A.D. 1996. Underlying principles of restoration ecology. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 53(1): 3-9.

- Brown, K y Smith, K. 2000. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora. United State Department of Agriculture. Forest service. 257 pp.
- Bruno, J. F., Stachowicz, J. J. y Bertness, M. D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* 18(3): 119-125.
- Cabrelli, D., Rebottaro, S. y Effron, D. 2006. Caracterización del dosel forestal y del microambiente lumínico en rodales con diferente manejo, utilizando fotografía hemisférica. *Quebracho* 13:17-25.
- Cabrera, L. G., Mendoza, P.E., Peña, V., Bonfil, C. y Soberon, J. 1998. Evaluación de una plantación de encinos (*Quercus rugosa* Neé) en el Ajusco medio, Distrito Federal. *Agrociencias* 32: 149-156.
- Callaway, R. y Walker, L. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78:1958-1965.
- Calvo, L., Santalla, S., Valbuena, L., Marcos, E., Tarrega, R. y Luis-Calabuig, E. 2008. Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecology*. 197:81-90.
- Cantoral H. Maria T. (1986). Comunidades liquénicas epífitas en *Abies religiosa* (H:B:K) Cham y Schi. como indicadores de contaminación atmosférica en el Parque Cultural Desierto de los Leones. Tesis de Biólogo. Escuela de Estudios Profesionales Iztacala. UNAM. D.F. P: 58.
- Capulin, G., Caballero, L.M. y Zarate, R.R. 2009. Cambios en el suelo y vegetación de un bosque de pino afectado por incendio. *Terra Latinoamericana*. 28: 79-87.
- Castillo-Arguero, S., Martínez-Orea, Y. y Barajas-Guzmán, G. 2014. Establecimiento de tres especies arbóreas en la Cuenca del Río Magdalena, México. *Botanical Sciences* 92(2): 309-317.
- Castro, C.V., Raúl Eyzaguirre P. R. y Ceroni, S. A. 2006. Survival of *Melocactus peruvianus* Vaupel and *Haageocereus pseudomelanostele* subsp. *aureispinus* (Rauh&Backeberg) Ostolaza. *Plants at Umarcata Hill, Chillón River Valley, Lima*. *Ecología Aplicada* 5: 61-66.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A. y Gómez, J. M. 2002. The Use Of Shrubs As Nurse Plants: A New Technique For Reforestation In Mediterranean Mountains. *Restoration Ecology* 10: 297-305.

- Castro, S. J. M. (Noviembre de 1998). Estudio de los suelos forestales del Desierto de los Leones Distrito Federal. North American Science Symposium: Toward A Unified Framework For Inventorying And Monitoring Forest Ecosystem Resources. Guadalajara, Mexico. Proceedings RMRS-P-12. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, USA. 533 p.
- Ceccon, E., González, E. J. y Martorell, C. 2015. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. *Land degradation & development* 27(3): 511-520.
- Challenger, A. y Caballero, J. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. México, D. F.: CONABIO.
- Chapin III, F.S., Hollingsworth, T.N. y Hewitt, R.E. 2014. Fire effects on seedling establishment success across treeline: implications for future tree migration and flammability in a changing climate. U.S. Joint Fire Science Program, United States. 20 pp.
- Charron, I., y Greene, D.F. 2002. Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1607–1615
- Chávez, G.E. 2012. Evaluación del efecto de borde y zonas abiertas sobre el crecimiento y supervivencia de especies dominantes del bosque de la Barranca de Tarango. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas. UNAM. México, D.F. 91 pp.
- Cisneros-Lepe A. 2005. Estructura, composición florística y diversidad de los bosques de Abies en el Estado de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. Atlán de Navarro Jalisco. 101 pp.
- Cochrane, M. A. 2009. Tropical fire ecology: climate change, land use and ecosystem dynamics. Springer y Praxis publishing. Chichester. 695 pp.
- COCODER (Comisión Coordinadora Para el Desarrollo Rural). (1993). Plan de Manejo del Parque Cultural y Recreativo Desierto de los Leones. 1ª. Versión. Departamento del Distrito Federal. México. P: 105.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2010. Capital Natural de México, disco1. disco compacto.

- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2009. Fichas técnicas para la reforestación. En: <http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/temas-forestales/reforestacion/fichas-tecnicas>.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal).1999. Forest Fires Report. CONAFOR. México, D.F., 20 pp.
- CONAFOR(Comisión Nacional Forestal).2013. Boletín de incendios forestales en México temporada 2013. México, D.F., 21 pp.
- Creech, M., L. Kirkman and L. Morris. 2012. Alteration and recovery of slash pile burn sites in the restoration of a fire-maintained ecosystem. *Restoration Ecology* 20 (4): 505-516.
- Cuevas, G. R., Salvador, C. G. y Barrios, J. A. 2012. Manual de Prácticas: Campo y Laboratorio de Edafología. Universidad Autónoma de Chiapas, Facultad de Ciencias Agrícolas, México. 47 pp.
- De Bano, L.F., Neary, D.G. y Folliot, P.F. 1998. *Fire Effect On Ecosystems*. John Willey and Sons, New York, USA. 333 pp.
- Doerr, S. y Cerdà, A. 2005. Fire effects on soil system functioning: new insights and future challenges. *International Journal of Wildland Fire* 14(4): 339–342.
- Duriscoe, D.M. y Wells, W. 1982. Effects of fire on certain physical properties of selected chaparral soils. En: Conrad, C.E., Oechel, W.C. (Eds.), *Proceedings. Symposium, Dynamics And Management Of Mediterranean-Type Ecosystems*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-58. Pacific Southwest Forest and Range and Experiment Station, Berkeley, CA, p. 594.
- Encina-Domínguez, J. A., Encina, F.J., Mata, D.E. y Valdés R.J. 2008. Aspectos estructurales, composición florística y caracterización ecológica del bosque de Oyamel de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 83: 13-24.
- Encino-Ruíz, L., Linding-Cisneros, R., Gómez-Romero, M. y Blanco-García, A. 2013. Desempeño de tres especies arbóreas del bosque tropical caducifolio en un ensayo de restauración ecológica. *Botanical Sciences* 91(1): 107-114.
- Fassbender, H., y E. Bornemisza. 1987. *Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), San José, Costa Rica. 420 pp.

- Fernández, I., Morales, N., Olivares, L., Salvatierra, J., Gómez, M. y Montenegro, G. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. 149 pp.
- Figueroa-Rangel, B. y Moreno, G.S. 1993. Estructura y sucesión en poblaciones de *Abies religiosa* (Kunt.) Schlecht. et Cham. y *Abies religiosa* var. *emarginata* Loock. et Martínez ex Martínez, de la sierra de Manantlán. Jalisco. Agrociencia, Recursos Naturales Renovables 3: 49-63.
- Finegan, B. 1993. Procesos dinámicos en bosques naturales tropicales. curso de bases ecológicas para la producción sostenible. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 25 pp.
- Flores, J. y E. Jurado. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments?. *Journal of Vegetation Science* 14: 911-916.
- Fulé, P.Z., Coker, A., Heinlein, T. y Covington, W. 2004. Effects of an intense prescribed forest fire: Is it ecological restoration?. *Ecological Restoration* 12(2): 220-230.
- Galatowitsch, S. M. 2012. *Ecological Restoration*. Sinauer Associates, Inc. Massachusetts. 629 pp.
- Gálvez, J. 2002. *La Restauración Ecológica: Conceptos y Aplicaciones*. Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente (INARNA-URL). Guatemala. 26 pp.
- García, G. R. 2000. Comportamiento de la dinámica sucesional de *Abies religiosa* (HBK) Schl., et Cham., y *Pinus hartwegii* Lindl., en la estación forestal experimental Zoquiapan, Estado de México. Tesis de licenciatura. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 67 pp.
- Gilbert, N.L., Johnson, S.L. y Gleeson, S.K. 2003. Effects of prescribed fire on physiology and growth of *Acer rubrum* and *Quercus* ssp. seedlings in a oak-pine forest on the Cumberland Plateau, KY. *Journal of the Torrey Botanical Society* 130(4): 253-264.
- Gill, A.M. 1975. Fire And Australian Flora: A Review. *Austral Forest*. 38: 4-25.
- Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Sciences* 162: 479-486.

- Glasspool, I., Edwards, D. y Axe, L. 2004. Charcoal in the Silurian as evidence for the earliest wildfire. *Geology* 32 (5): 381-383.
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A., Agurauja, R., Cowell, C., Weekley, C.W., Vogg, G., Iriundo, J.M., Johnson, I., Dixon, B., Gordon, D., Magnanon, S., Valentin, B., Bjureke, K., Koopman, R., Vicens, M., Virevaire, M. y Vanderborcht, T. 2011. How successful are plant species reintroductions?. *Biological Conservation* 144:672–682.
- Gómez, G. R. 2003. Estado del conocimiento de *Abies religiosa* (HBK) Schl. et Cham). Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. México. 450 pp.
- Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J. y Baraza, E. 2004. Applying plant positive interactions to reforestation in Mediterranean mountains: A meta-Analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14: 1128-1138.
- González, G., Musalem, M., Zarate, M.A., Lara, G. y Velásquez, M.A. 1991. Estudios de germinación en Oyamel (*Abies religiosa* [H.B.K.] Schl et Cham) bajo ambientes naturales en Zoquiapan, México. *Revista Chapingo* 15:59-66.
- Gordon, D. T. 1970. Natural regeneration of white and red fir... influence of several factors. USDA Forest Service, Research Paper PSW-58. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Berkeley, CA. 32 pp.
- Guerrero-Hernandez, R., Gonzalez-Gallegos, J.G. y Castro-Castro, A. 2014. Análisis florístico de un bosque de *Abies* y el bosque mesófilo de montaña adyacente en Juanacatlán, Mascota, Jalisco, México. *Botanical Sciences* 92:541-562.
- Guisande, G.C., Vaamonde, L.A. y Barreiro, F.A. 2013. Tratamiento de datos con R, STATISTICA y SPSS. Ediciones Diaz de Santos. 997 pp.
- Guzman-Guzman, J. y Williams-Linera, G. 2006. Edge effect on acorn removal and oak seedling survival in Mexican lower montane forest fragments. *New Forests* 31:487-495.
- Hernández, M. T. M. 1997. Variación de la dinámica nutrimental edáfica. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados, Instituto de Recursos Naturales, Programa de Edafología. Montecillo, Estado de México, México. 111 pp.

- Hubbert, K.R., Preisler, H.K., Wohlgemuth, P.M., Graham, R.C. y Narog, M.G. 2006. Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral Watershed, Southern California, USA. *Geoderma* 130:284-298.
- INEGI (Instituto Nacional de estadística Geográfica e Informática) 2000a. Carta Hidrológica. Ciudad de México. E14-A39, Escala 1:50 000.
- INEGI (Instituto Nacional de estadística Geográfica e Informática) 2000b. Carta Geológica. Ciudad de México. E14-A39, Escala 1:50 000.
- INEGI (Instituto Nacional de estadística Geográfica e Informática) 2000c. Carta Carta Edafológica. Ciudad de México. E14-A39, Escala 1:50 000.
- INEGI (Instituto Nacional de estadística Geográfica e Informática) 2000d. Carta Uso de suelo. Ciudad de México. E14-A39, Escala 1:50 000.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climatic Change). 2001. *Climatic Change 2001: Impacts, adaptions and vulnerability*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 1032 pp.
- Jardel, E.J., Ramírez-Villeda, R., Castillo-Navarro, F. y Balcázar, O. E. 2003. Fire management and restoration plan in the sierra the Manatatlán Biosphere Reserve, México. 5th symposium on fire and forest meteorology.
- Johnson, E.1992. *Fire And Vegetation Dynamics*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 129 pp.
- Johnstone J., Chapin, F.S., Foote J., Kemmett S., Price K. y Viereck L. (2004). Decadal observations of tree regeneration following fire in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 267-273.
- Johnstone, J. y Chapin, F.S. 2006. Effects of soil burn severity on post-fire tree recruitment in boreal Forest. *Ecosystems* 9: 14-31.
- Jordan, P.W. y Nobel, P.S. 1981. Seedling establishment of *ferocactusacanthodes* in relation to Drought. *Ecology* 62: 901-906.
- Jungius, H. 1985. Prospects For Reintroductions. *Symposia of Ecological Society of London* 54: 47-55.

- Kasischke, E.S. y Turetsky, M.R. 2006. Recent changes in the fire regime across the north American boreal region-spatial and temporal patterns of burning across Canada And Alaska. *Geophysical Research Letters* 33(9): 1-5.
- Kimmins, J. 2004. *Forest Ecology: A foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry*. Prentice Hall. Third edition. New Jersey. 611 pp.
- Kitzberger, T., Raffaele, E., Heinemann, K. y Mazzarino, M. J. 2005. Effects of fire severity in a north Patagonian subalpine forest. *Journal of Vegetation Science*. 16: 5–12.
- Kramer, P.J. 1983. *Water Relations Of Plants*. New York: Academic Press. 489 pp.
- Kruger, E.L. y Reich, P.B. 1997. Responses of hardwood regeneration to fire in mesic forest openings. i. post-fire community dynamics. *Canadian Journal of Forest Research* 27:1822-1831.
- Lara-González, R., Sánchez-Velásquez, L. R., y Corral-Aguirre J. 2009. Regeneration of *Abies religiosa* in canopy gaps versus understory, Cofre de Perote National Park, México. *Agrociencia* 43: 739–747.
- Larcher, W. 2003. *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer-Verlag. New York. 513 pp.
- Longo, M.S., Urcelay, C. y Nouhra, E. 2011. Long term effects of fire on ectomycorrhizas and soil properties in *Nothofagus pumilio* forests in Argentina. *Forest Ecology and Management* 262: 348-354.
- López, L. M. A. 1993. Evaluación nutrimental de *Abies religiosa* en el Desierto de los Leones, D.F. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México. México. 102 pp.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función de bordes de bosques. *Ecosistemas* 13(1): 67-77.
- López-Barrera, F. y Newton, A. 2005. Edge type effect on germination of oak tree species in the highlands Of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Managment* 217: 67-79.

- López-Barrera, F., Manson, R.H., González-Espinosa, M. y Newton, A.C. 2006. Effects of the type of montane forest edge on oak seedling establishment across forest-edge-exterior gradients. *Forest Ecology and Management* 225: 234-244.
- Machinski, J. y Hanskins, K.E. 2012. *Plant Reintroduction in a Changing Climate: Promises and Perils*. Society for Ecological Restoration. Island Press 425 pp.
- Madrigal, S. X. 1964. Contribución al conocimiento de la ecología de bosques de Oyamel (*Abies religiosa* (H.B.K.), SCHL et CHAM.) en el Valle de México. Tesis Licenciatura. México, D. F. Instituto Politécnico Nacional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. 111 pp.
- Madrigal, S. X. 1967. Algunos aspectos ecológicos de los bosques de coníferas mexicanos. México y sus Bosques. *Epoca* III. 16: 11-19.
- Marques de Sa, J.P. 2007. *Applied Statistics: Using SPSS, STATISTICA, MATLAB and R*. Segunda edición. Springer. 520 pp.
- Martínez, M. 1963. *Las Pináceas Mexicanas*. 3ra edición. Mexico, D.F: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de Mexico.
- Martínez, C. A. L. 2005. El valor constitutivo del Desierto de los Leones. *Gaceta Ecológica* 75: 51-64.
- Martínez, D. R. y Rodríguez-Trejo, D. A. .2008. Forest fires in Mexico and central America. proceedings of the second international symposium on fire economics, planning, and policy: a global view. Simposio realizado en Pacific Southwest Research Station, California.
- Maunder, M. 1992. Plant reintroduction: An overview. *Biodiversity and conservation* 1:51-61.
- Maycotte M., Velásquez, C.C., Vargas, M.J., Trinidad, H.A., Musálem, S.M. y Vera, G. C. 2002. Radiación fotosintéticamente activa y propiedades físico-químicas en suelos forestales con y sin incendio. *Madera y Bosques* 8: 39-55.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington. 155 pp.
- Megan, K. G., Clarke, P. J., Price, J. N. y Reid, N. 2014. Seasonality and facilitation drive tree establishment in semi-arid floodplain savanna. *Oecología* 175: 261-271.

- Melo Gallegos, Carlos. (1978). Ensayo metodológico para la planificación del Parque Nacional Desierto de los Leones. D.F. Tesis de Maestría en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras. Colegio de Geografía UNAM. P: 162.
- Miesel, J.R., Goebel, P. C., Corace, R. G., Hix, D.M., Kolka, R., Palik, B. y Mladenoff, D. 2012. Fire effects on soils in lake states Forests: A compilation of published research to facilitate long-term investigations. *Forests*. 3: 1034-1070.
- Moench, R., 2002. Vegetative recovery after wildfire. Colorado State University Cooperative Extension. Consultado 12 de Octubre del 2013 en <http://ext.colostate.edu/PUBS/NATRES/06307.html>.
- Moench. R. 2011. Vegetative recovery after wildfire. *Forestry* 6307: 23-27.
- Montalvo, A., Williams, S., Rice, K., Buchmann, S., Cory, C., Handel, S., Nabhan, G., Primack, R. y Robichaux, R. 1997. Restoration biology: A population biology perspective. *Restoration Ecology* 5(4): 277-290.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos Para Medir la Biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 84 pp.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. S. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz, Bolivia. 92 pp.
- Muniz, da Silva, D. y Batalha, M.A. 2008. Soil vegetation relationships in cerrados under different fire Frequencies. *Plant Soil* 311:87-96.
- Murcia, C. 1995. Edge Effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2): 58-62.
- Myers, R.L. 2006. Living with fire-sustaining ecosystems & livelihoods through integrated fire management. TNC. Tallahassee, FL. 28 pp.
- Narave-Flores H. 1985. Vegetación del Cofre de Perote, Veracruz, México. *Biótica* 10:35-64.
- Nardoto, B. y Bustamante, M. M. 2003. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of central Brazil. *Pesquisa Agropecuaria. Brasileira* 38(8): 955-962.

- Navarro-Sandoval, J. L. 2013. Indicadores morfológicos y fisiológicos en *Abies Religiosa* y su capacidad predictiva del desempeño en campo. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México. 61 pp.
- Neary, D.G., Ryan, K. C. y De Bano, L. F. 2005. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.4. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 250 pp.
- Oliver, C.D. y Larson, B. C. 1996. Forest Stand Dynamics. New York, USA. McGraw-Hill. 520 pp.
- Oudkerk, L., Patorino, M. y Gallo, L. 2003 Siete años de experiencia en la restauración post-incendio de un bosque de ciprés de la Cordillera. Patagonia Forestal 9 (2):4.
- Pausas, J.G. y Keeley, J.E. 2009. A burning story: The role of fire in the history of life. Bioscience 59: 593-601.
- Peña-Becerril, J.C, Monroy-Ata, A., Álvarez-Sánchez, F.J. y Orozco-Almanza, M. 2005. Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. Tip Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas 8: 91-98.
- Perry, D.A. 1994. Forest Ecosystems. John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Pickett, S.T.A., Collins, S.L. y Armesto, J.J. 1987. Models, mechanisms and pathways of Succession. The Botanical Review. 53(3): 335-371.
- Pineda-López, R.M., Ortega, S. R., Sánchez-Velásquez, L.R., Ortiza-Ceballos, G. y Velásquez-Domínguez, G. 2013. Estructura poblacional de *Abies religiosa* (Kunth) Schldl. et Cham., en el Ejido El Conejo del Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz, México. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 19 (3): 375-385.
- Primack, R., and J. Ros. 2002. Biología de la conservación. Ariel ciencia. Barcelona, España. 375 pp.
- Pyke, A.D., Matthew, L.B. y D'Antonio, C. 2010. Fire as a restoration tool: a decision framework for predicting the control or enhancement of plants using Fire. Restoration Ecology 18(3): 274-284.

- Radeloff, V.C., Hammer, R.B. y Stewart, S.I. 2004. Rural and suburban sprawl in the U.S. Midwest from 1940 to 2000 and its relation to forest Fragmentation. *Conservation Biology* 19: 793-805.
- Raffaele, E y T.T. Veblen. 1998. Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland In Northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 9: 693-698.
- Reinhardt, E. 2001. Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior. United State Department of Agriculture. Forest service. 66 pp.
- Reyes, E. F. 1989. Diseño del jardín botánico silvestre del Parque Cultural y Recreativo Desierto de los Leones: Bases y Lineamientos. México UNAM. Facultad de Ciencias. 98 pp.
- Rhoades, C.C., Meier, A.J. y Rebertus. A.J. 2004. Soil properties in fire consumed log burnout openings In A Missouri oak savanna. *Forest Ecology and Management* 192: 277-284.
- Richardson, S.J., Holdaway, R.J. y Carswell, F.E. 2014. Evidence for arrested successional processes after fire in the Waikare River Catchment, Te Urewera. *New Zealand Journal of Ecology* 38(2): 221-229.
- Rodríguez -Trejo, D. A. y A. Sierra Pineda. 1995. Evaluación de los combustibles forestales en los bosques del Distrito Federal. *Ciencia Forestal en México* 20(77): 197-218.
- Rodríguez-Laguna, R., R. Razo-Zárate, J. Fonseca-González, J. Capulín-Grande y R. Goche-Telles. 2015. Regeneración natural post-incendio de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham, en el Parque Nacional “El Chico” Hidalgo. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 2(2): 11-22.
- Rodríguez-Trejo, D. A. 2006. Notas sobre el diseño de plantaciones de restauración. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 12(2): 111-123.
- Rodríguez-Trejo, D. A. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *Ambio* 37(7-8): 548-556.
- Rodríguez-Trejo, D. A. 2014. Incendios de la vegetación: su ecología, manejo e historia. bba. 575 pp.
- Rodríguez-Trejo, D.A. y Fulé, P.Z. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12: 23-37.

- Rzedowski, G. C. y J. Rzedowski. 2005. Flora Fanerogámica del Valle de México. INECOL, A. C. y CONABIO. Michoacán. 1406 pp.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad de México. 504 pp.
- Rzedowski, J. y G. Calderón. 1979. Flora Fanerogámica del Valle de México. Volumen II. Instituto de Ecología. S.A. México. 674 pp.
- Saavedra-Romero, L. de L., Alvarado-Rosales, D., Vargas-Hernández, J. y Hernández-Tejeda, T. 2003. Análisis de la precipitación pluvial en bosques de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schltld. & Cham., en el sur de la Ciudad de México. *Agrociencia* 37:57-64.
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, E. G., Duval, P. y Linding-Cisneros, R. A. 2012. *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for monarch butterfly conservation in Mexico. *Forest Ecology and Management*. 275: 98-106.
- Sánchez-Velásquez L.R., Pineda-López M.R. y Hernández-Martínez A. 1991. Distribución y estructura de la población de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schlecht. et Cham., en el Cofre de Perote, Estado de Veracruz, México. *Acta Botánica Mexicana* 16:45-55.
- Sánchez-Velásquez, L.R., D. Domínguez-Hernández, M.R. Pineda-López y R. Lara-González. 2011. Does *Baccharis Conferta* Shrub Act As A Nurse Plant To *Abies Religiosa* Seedling? *The Open Forest Science Journal* 4: 67-70.
- Scholl, A.E. y A.H. Taylor. 2006. Regeneration patterns in old-growth red fir-western white pine forests in the Northern Sierra Nevada, Lake Tahoe, USA. *Forest Ecology and Management* 235: 143-154.
- Senbeta, F., Beck, E. y Lüttge, U. 2002. Exotic trees as a nurse-trees for regeneration of natural tropical forest. *Trees* 16: 245-249.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. Principios de SER International sobre restauración ecológica. En: <http://www.ser.org>
- Smith, W.G. 1986. Ilustración sobre la morfología de la especie de estudio *Abies religiosa*. [Figura 5]. Recuperado de <http://plantillustrations.org/illustration>

- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2013. Normales Climatológicas 1951-2010, Servicio Meteorológica Nacional, México.
- Snook L. 1993. Conservation of the monarch butterfly reserves in México: Focus on the forest. En: Malcolm, S., and M. Zalucki (eds). *Biology and Conservation of the Monarch Butterfly*. Science Series 38, Natural History Museum of Los Angeles County. 362–375.
- Spera, S.T., Reatto, A., Correia, J.R. y Silva, J.C.S. 2000. Physical characteristics of a dark red latosol (oxisol) of the Brazilian savannas (cerrados) of planaltina under fire Action. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 35: 1817–1824.
- Taylor, A. H. y Zisheng, Q. 1988. Tree replacement patterns in subalpine *Abies-Betula* forests, Wolong Natural Reserve, China. *Vegetation* 78(3): 141-149.
- TNC (The Nature Conservancy). 2004. *Fire, Ecosystem & People*. TNC.Tallahassee, FL. 91 pp.
- Tinus, R. W. 1996. Root growth potential as an indicator of drought stress history. *Tree Physiology* 16:795-799.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. En: <http://www.iucnredlist.org>.
- UICN; PNUMA; WWF (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza; Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente; World Wildlife Fund). 1991. *Cuidar la tierra: Estrategia para el futuro de la vida*. Gland, Suiza. 285 pp.
- Urretavizcaya, F. M., Defossé, E. G. y Gonda, E. H. 2012. Effect of sowing season, plant cover, and climatic variability on seedling emergence and survival in burned *Austrocedrus chilensis* forests. *Restoration Ecology*. 20: 131-140.
- Valenzuela, R., Raymundo, T. y Palacios, M. R. 2004. Macromicetos que crecen sobre *Abies religiosa* en el eje Neovolcánico Transversal. *Polibotánica* 18:33–51
- Valiente-Banuet, A. y Ezcurra, E. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacan Valley, Mexico. *Journal of Ecology*. 79 (4): 961-971.
- Van de Vijver, C., Poot, P. y Prins H.H.T. 1999. Causes of increased nutrient concentrations in post-fire regrowth in an East African savanna. *Plant Soil* 214:173–185.

- Vázquez Yanes, C., Batis Muñoz, A., Alcocer Silva, S., Gual Díaz, M. & Sánchez Dirzo, C., 1999. Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Proyecto J-084, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vázquez-Soto, J. 1987. El saneamiento y la limpia forestal en el Desierto de los Leones. Comisión Coordinadora Para el Desarrollo Rural (COCODER). México, D. F. 24 pp.
- Wan, S., Hui, D. y Luo, Y. 2001. Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial Ecosystems: A meta-analysis. *Ecological Application* 11:1349–1365.
- Wang, Y., B. Weikai y N. Wu. 2011. Shrub island effects on a high-altitude forest cutover in The Eastern Tibetan Plateau. *Annals of Forest Science* 68:1127-1141.
- Whelan, R. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. United Kingdom. 343 pp.
- White, P. y Pickett, S. 1985. Chapter 1: Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. *the ecology of natural disturbance and patch Dynamics*. 3-13 pp.
- Zouhar, K., Smith, J., Kapler, S., Steve, B. y Matthew, L. 2008. *Wildland fire in ecosystems: fire and nonnative invasive plants*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 6. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 355 pp.

ANEXO

INVENTARIO FLORÍSTICO

Familia	Especie	Estrato	Hábito	ZB	ZBB	ZI
Asteraceae	<i>Baccharis conferta</i>	Ar	P	x	x	x
	<i>Bidens anthemoides</i>	H	A	x		
	<i>Cirsium ehrenbergii</i>	H	P	x		
	<i>Conyza sp.</i>	H	A	x		
	<i>Erigeron galeottii</i>	H	P	x		
	<i>Eupatorium glabratum</i>	Ar	P			x
	<i>Eupatorium pazcuarense</i>	H	P	x		
	<i>Senecio barbojohannis</i>	Ar	P	x	x	
	<i>Senecio callosus</i>	H	P	x	x	
	<i>Senecio cinerarioides</i>	Ar	P	x	x	x
	<i>Senecio sanguisorbae</i>	H	P	x		
	<i>Senecio toluccanus</i>	H	P		x	
	<i>Stevia monardifolia</i>	H	P		x	x
	<i>Taraxacum officinale</i>	H	P	x		
Berberidaceae	<i>Berberis trifolia</i>	Ar	P	x		
Betulaceae	<i>Alnus jorullensis</i>	A	P	x		x
Caprifoliaceae	<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	Ar	P	x	x	x
Ericaceae	<i>Monotropa uniflora</i>	H	P		x	
Cupresceae	<i>Cupressus lusitanica</i>	A	P	x		
Fabaceae	<i>Lupinus campestris</i>	H	P	x		x
	<i>Lupinus montanus</i>	H	P		x	x
Grossulariaceae	<i>Ribes affine</i>	Ar	P	x		x
	<i>Ribes ciliatum</i>	Ar	P	x	x	x
Hydrophyllaceae	<i>Phacelia platycarpa</i>	H	A	x	x	
Labiatae	<i>Salvia elegans</i>	H	P	x		
	<i>Salvia fulgens</i>	H	P	x		
	<i>Salvia polystachya</i>	H	P	x		
Loganiaceae	<i>Buddleja cordata</i>	Ar	P	x		x
Orchidaceae	<i>Malaxis ehrenbergii</i>	H	P	x	x	
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca icosandra</i>	H	P	x		
Pinaceae	<i>Abies religiosa</i>	A	P	x		
	<i>Pinus ayachahuite</i>	A	P	x	x	x
	<i>Pinus hawrteggii</i>	A	P		x	
Piperaceae	<i>Peperomia campylotropa</i>	H	P	x	x	
Plantaginaceae	<i>Plantago australis lam. Ssp. Hirtella</i>	H	P	x		
	<i>Plantago linearis var. Mexicana</i>	H	P	x		
Poaceae	<i>Brachypodium mexicanum</i>	H	P			x
	<i>Festuca amplissima</i>	H	P	x		x
Rosaceae	<i>Acaena elongata</i>	Ar	P	x	x	x
	<i>Alchemilla procumbens</i>	H	P	x	x	x
Rubiaceae	<i>Galium aschenbornii</i>	H	P	x	x	
Scrophulariaceae	<i>Penstemon campanulatus</i>	H	P	x		x
	<i>Penstemon gentianoides</i>	H	P	x	x	
Solanaceae	<i>Physalis pringlei</i>	H	P	x		

Estrato: A=Arbóreo, Ar=Arbustivo, H=Herbáceo. Hábito: P=Perenne, A=Anual.