



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

# LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,  
Unidad Morelia

Regeneración de *Abies religiosa* en la  
Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca

# TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

CLAUDIA GUERRERO VIZCAINO

DIRECTOR DE TESIS: DR. DIEGO RAFAEL PEREZ SALICRUP

MORELIA, MICHOACÁN

MAYO, 2016



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**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

---

# LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,  
Unidad Morelia

Regeneración de *Abies religiosa* en la  
Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca

# TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

CLAUDIA GUERRERO VIZCAINO

DIRECTOR DE TESIS: DR. DIEGO RAFAEL PEREZ SALICRUP

MORELIA, MICHOACÁN

MAYO, 2016



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES, UNIDAD MORELIA  
SECRETARÍA GENERAL  
SERVICIOS ESCOLARES

LIC. IVONNE RAMÍREZ WENCES  
DIRECTORA DE GESTIÓN ESTRATÉGICA Y PRIMER INGRESO  
ENCARGADA DEL DESPACHO DE LA DIRECCIÓN  
DIRECCIÓN GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR  
P R E S E N T E

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 05** del H. **Consejo Técnico** de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES) Unidad Morelia celebrada el día **04 de mayo del 2016**, acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el Examen Profesional de la alumna **Claudia Guerrero Vizcaino** con número de cuenta **412068975**, con la tesis titulada: "**Regeneración natural de Abies religiosa en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca**" bajo la dirección como Tutor del **Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup**.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

Presidente: Dr. Guillermo Ibarra Manríquez  
Secretario: Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup  
Vocal: Dr. Antonio González Rodríguez  
Suplente: Dr. José de Jesús Alfonso Fuentes Junco  
Suplente: Mtro. Teodoro Carión Allende

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente  
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"  
Morelia, Michoacán a, 11 de mayo del 2016.

**DR. FERNANDO ANTONIO ROSETE VERGÉS**  
SECRETARIO GENERAL

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), a la Escuela Nacional de Estudios Superiores, Campus Morelia (ENES, Morelia) y al Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), por la oportunidad de estudiar en tan maravillosas instalaciones y bajo la tutela de personas tan especiales y entregadas a la labor de la enseñanza, como lo fueron mis profesores.

Al Proyecto SEP-CONACYT2010-154434 Efecto de perturbaciones naturales y humanas en bosque de coníferas de la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca: implicaciones para el manejo del fuego, por el financiamiento para la realización de esta tesis. Así como a la beca proporcionada por el Programa de Alta Exigencia Académica (PAEA) durante el transcurso de mi licenciatura y a la Beca para Titulación de Exalumnos de Alto Rendimiento 2015 por el apoyo brindado para concluir con mis estudios.

A los miembros de mi jurado: el Dr. Diego R. Pérez Salicrup, Dr. Antonio González Rodríguez, Dr. Guillermo Ibarra Manríquez, Dr. José de Jesús Fuentes Junco y al Dr. Teodoro Carlón Allende por sus valiosas aportaciones en el desarrollo de esta tesis.

## **AGRADECIMIENTOS PERSONALES**

El reconocer a todas las personas que estuvieron presentes durante el desarrollo no sólo de esta tesis sino de mi licenciatura, bastaría para escribir toda una enciclopedia...

A mis papás Jorge L. Guerrero Medina y Claudia A. Vizcaíno Paz, por formarme como persona y siempre alentarme a concluir mis proyectos. A mis hermanos Jorge Artemio y Ana Maritza, por ser mis compañeros de vida y por siempre estar ahí para brindarme un abrazo.

A mi asesor de tesis el Dr. Diego R. Pérez Salicrup, por el tiempo dedicado a la elaboración de esta tesis, pero más allá de eso por la confianza, el apoyo y el trabajo brindado a lo largo de mi licenciatura, el cual me permitió concluir mis estudios.

A los miembros de mi jurado. Al Dr. Guillermo Ibarra Manríquez por sus acertadas y minuciosas correcciones, así como por el tiempo en el mejoramiento de este trabajo; al Dr. Antonio González Rodríguez por siempre creer en mí; al Dr. Teodoro Carlón por su apoyo a lo largo de la tesis y al Dr. José de Jesus Fuentes Junco por sus valiosos comentarios.

Al Dr. Pablo F. Jaramillo López, por todo su apoyo e interés en esta tesis. Así como a mis amigos Pedro, Mau, Leo y Franco por acompañarme al campo.

A todos los comisariados de los ejidos y las comunidades visitadas por su autorización y desinteresado apoyo para realizar los muestreos en campo. También al personal de la Dirección de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, en especial al Biol. Felipe Martínez Mesa director de la RBMM, por los permisos y facilidades brindadas.

A los miembros del Laboratorio de Ecología del Manejo de Recursos Forestales, que más que compañeros han sido amigos. En especial agradezco infinitamente la ayuda de Teo en la elaboración de este trabajo, por su ayuda con SIG, con la redacción, pero sobre todo por las pláticas amenas; a Leo por siempre animarme y

regalarme sus dulces cuando me sentía cansada; a Lalito por sus valiosas y acertadas aportaciones.

A todos mis compañeros y amigos de la licenciatura ya que sin su incondicional apoyo y amistad, terminar esta tesis nunca hubiera sido posible. En especial a mis amigas Merkel y Julia, quienes a pesar de la distancia siempre han sabido estar presentes. También a mis amigos Regina, Marlene, Vane y Gonzalo por su bellísima amistad, a Mariana, Clarita, Cons y Fer. A todos gracias, por hacer de mi licenciatura algo único, especial y maravilloso que llevaré siempre en mi corazón.

Al Dr. Víctor Jaramillo, a la Dra. Ek Del Val, al Dr. Antonio González Rodríguez, a la Dra. Bárbara Ayala y al Dr. Hernando Rodríguez Correa por siempre creer en mí.

A mis abuelos Jorge y Esthela, por estar siempre al pendiente de mi, por los abrazos, el trabajo, el amor y los regaños. A mis abuelos Lulú y Bruno por preocuparse siempre por mi y estar al pendiente de mi desarrollo personal. A mis tías, que han sido para mí unas grandes hermanas. En especial a Jani, por todo el apoyo que me ha brindado, por el cariño infinito y por ser parte fundamental en mi vida. También a Licha, por preocuparse por mi formación académica.

A mis amigos de Uruapan Leslie, Flor, Kari, Henry, Héctor, Carlos, Xico y Yedani, así como a mi amigo Uziel, por ser un apoyo infinito en mi vida, sin su cariño y amistad todo sería más difícil.

A Jesús Alberto Mendoza Barona por todo el cariño, la comprensión y el apoyo.

# Índice

<b>Índice de figuras</b> .....	<b>8</b>
<b>Índice de tablas</b> .....	<b>9</b>
<b>Resumen</b> .....	<b>10</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>12</b>
<b>Introducción</b> .....	<b>14</b>
Objetivos.....	24
Hipótesis.....	25
<b>Materiales y métodos</b> .....	<b>25</b>
Área de estudio.....	25
Generación de cartografía .....	28
Análisis estadísticos para explorar la influencia de los factores biofísicos sobre la regeneración natural de <i>A. religiosa</i> .....	34
<b>Resultados</b> .....	<b>36</b>
Cartografía de claros.....	36
Confiabilidad de la cartografía de claros.....	37
Características generales de los sitios de muestreo.....	41
Caracterización de la regeneración natural de <i>Abies religiosa</i> .....	43
Análisis de la influencia de los factores biofísicos sobre la regeneración natural de <i>A. religiosa</i> .....	43
Patrones de distribución espacial de <i>A. religiosa</i> en los sitios.....	46
<b>Discusión</b> .....	<b>49</b>
<b>Conclusiones</b> .....	<b>57</b>
<b>Bibliografía</b> .....	<b>59</b>
<b>Anexo</b> .....	<b>66</b>



## Índice de figuras

<b>Figura 1.</b> Ubicación de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.....	27
<b>Figura 2.</b> Histogramas de la distribución de las frecuencias absolutas de los claros, para cada categoría de tamaño de claros (N = 498).....	40
<b>Figura 3.</b> Densidad de individuos promedio por hectárea, en las diferentes categorías de tamaño. Las barras representan el error estándar. Los valores asociados de $P < 0.05$ se muestran con asteriscos (*) sobre las barras y valores de $P < 0.01$ se muestran con doble asterisco (**). .....	43
<b>Figura 4.</b> Histograma de la densidad de individuos muertos promedio por hectárea, en las diferentes categorías de tamaño de los individuos. Las barras representan el error estándar. Los valores asociados de $P < 0.05$ se muestran con asteriscos (*) sobre las barras. ....	44
<b>Figura 5.</b> Coeficientes de dispersión promedio (log 10), obtenido en claros para las categorías de plántulas (A) y brinzales I (B), en las diferentes escalas (1 m <sup>2</sup> , 2 m <sup>2</sup> , 4 m <sup>2</sup> , 8 m <sup>2</sup> y 16 m <sup>2</sup> ). .....	46
<b>Figura 6.</b> Coeficientes de dispersión promedio (log 10), obtenidos para plántulas (A) y brinzales I (B) bajo el dosel del bosque, en las diferentes escalas de análisis (1 m <sup>2</sup> , 2 m <sup>2</sup> , 4 m <sup>2</sup> , 8 m <sup>2</sup> y 16 m <sup>2</sup> ). .....	47
<b>Figura 7.</b> Regresiones lineales del número de individuos promedio en plántulas (A), brinzales I (B), brinzales II (C) y latizales (D), del borde al centro de los claros. Los valores asociados de $P < 0.05$ se muestran con asteriscos (*).....	48
<b>Figura 8.</b> Bosque de A. religiosa en el Ejido el Rosario. Abril del 2015 .....	66
<b>Figura 9.</b> Claro dentro del bosque de A. religiosa con señales de extracción forestal. Municipio de Donato Guerra, Abril 2015.....	66
<b>Figura 10.</b> Registro de datos en los sitios. Mayo, 2015.....	67
<b>Figura 11.</b> Cicatrices de incendio en un fuste de A. religiosa. Marzo, 2015 .....	67
<b>Figura 12.</b> Plántula de A. religiosa.....	67
<b>Figura 13.</b> Acículas de A. religiosa con crecimiento. ....	67
<b>Figura 14.</b> Cartografía de claros en bosque de A. religiosa en la RBMM .....	68

<b>Figura 15.</b> Ejemplo de clasificación supervisada de claros, a partir de imagen SPOT 2013. ....	69
--	----

<b>Figura 16.</b> Cartografía de sitios de muestreo. ....	70
---	----

## **Índice de tablas**

<b>Tabla 1.</b> Número de sitios muestreados para cada categoría de tamaño de los claros y la orientación de ladera. ....	31
---	----

<b>Tabla 2.</b> Variables registradas para cada categoría de tamaño de los individuos de <i>A. religiosa</i> . ....	34
---	----

<b>Tabla 3.</b> Estadísticas descriptivas para cada categoría obtenida a partir de la clasificación supervisada del bosque de <i>A. religiosa</i> de dosel continuo dentro de la RBMM. ....	36
---	----

<b>Tabla 4.</b> Matriz de confusión para la evaluación de la clasificación supervisada, muestra los valores obtenidos para cada clase. ....	37
---	----

<b>Tabla 5.</b> Valores de precisión obtenidos para la cartografía de claros dentro del bosque de <i>A. religiosa</i> de dosel continuo dentro de la RBMM. ....	37
---	----

<b>Tabla 6.</b> Estadísticas descriptivas de los claros, para cada categoría de tamaño. ....	39
--	----

<b>Tabla 7.</b> Registro de las variables de señales de disturbio en los claros, altitud (m) y superficie (ha) de los claros, por categoría de tamaño y exposición de ladera. ....	41
--	----

<b>Tabla 8.</b> Valores obtenidos a partir del modelo de regresión lineal, para la relación entre el número de individuos promedio en los claros y la distancia al centro del transecto, con una escala de análisis de 4m <sup>2</sup> . ....	47
---	----

## Resumen

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) es un Área Natural Protegida, localizada en los estados de Michoacán y Estado de México. El tipo de vegetación dominante es bosque de coníferas, con monodominancia de *Abies* a partir de los 3150 m de elevación, y codominancia con *Pinus pseudostrobus* de 2850 a 3150 m. Dentro de los bosques de *Abies religiosa* en la RBMM, ocurren disturbios como incendios forestales, extracción forestal, plagas y enfermedades, así como cambio de uso de suelo, los cuales crean claros en el dosel del bosque. Las características de los claros pueden depender del tipo de disturbio que los genera, su magnitud y severidad. Los claros modifican las condiciones bióticas y abióticas de los sitios, lo cual crea las condiciones que intervienen en el éxito o fracaso de la regeneración natural. Para generar un plan de manejo integral de los bosques de *A. religiosa* y asegurar su conservación, se requiere conocer la dinámica de la regeneración natural de *A. religiosa* en claros del bosque. Es por ello que este estudio tuvo como finalidad caracterizar los claros en el dosel del bosque en la RBMM, y cuantificar la regeneración natural de *Abies religiosa* que se da tanto bajo el dosel de bosque, como en claros de diferente tamaño. Para caracterizar los claros en la RBMM se utilizaron herramientas de SIG y técnicas de PR para generar una cartografía de claros, lo que permitió algunas de las características de los claros en cuanto a tamaño, ubicación espacial, altitud y orientación de ladera. Para evaluar la regeneración natural de *A. religiosa*, se realizó un muestreo en 45 sitios en claros previamente identificados. En los sitios se cuantificó la densidad de individuos de *A. religiosa*, su distribución espacial, así como de señales de disturbio en los sitios. Se encontró que existe evidencia de regeneración natural exitosa de *A. religiosa* que es mayor en claros que debajo del dosel del bosque, sin que ésta se vea influida por el tamaño, la exposición de ladera y la altitud en que se encuentran los claros.

Dentro de la RBMM, se observó que el principal disturbio relacionado a la apertura del dosel continuo del bosque de *A. religiosa* es la extracción forestal, en ocasiones en combinación con algún otro disturbio. En los claros se encontró una

densidad mayor de individuos en las categorías de tamaño más jóvenes (plántulas, brinzales I y brinzales II) que bajo el dosel del bosque. Las plántulas de *A. religiosa* muestran una distribución agregada, posiblemente como consecuencia de su mecanismo de dispersión (por viento). En las categorías de tamaño de brinzal I y II, se encontró un efecto negativo de la distancia al centro de los claros sobre el número de individuos promedio.

La estructura poblacional del bosque de *A. religiosa* presenta estadios de desarrollo en condición juvenil (plántulas, brinzales y latizales) que sugieren que la población de *A. religiosa* en claros se encuentra en proceso de recuperación. Lo anterior, en conjunto con las señales de aprovechamiento forestal, puestas de manifiesto por la presencia de tocones en 39 de los sitios, pueden indicar que bajo ciertas condiciones de aprovechamiento que crean claros en el dosel del bosque hay una adecuada regeneración natural de *A. religiosa*, por lo que no es necesario emprender estrategias de restauración posteriores a eventos de disturbio.

## **Abstract**

The Monarch Butterfly Biosphere Reserve (MBBR) is a Natural Protected Area, located between the states of Michoacan and Mexico. The dominant vegetation type is coniferous forests with monodominant *Abies religiosa* stands from 3150 m of elevation, and codominated with *Pinus pseudostrobus* from 2850 to 3150 m. Inside the MBBR *Abies religiosa* forest experiences disturbances such as fires, logging, plagues and diseases, as well as land use and cover change, which create gaps in the forest canopy. The characteristics of the gaps may depend on the disturbance which originated it, its severity and magnitude. Gaps modify the biotic and abiotic site conditions, which in turn influence the success or failure of natural regeneration. To generate an integral management plan of *A. religiosa* and ensure its conservation, we must gain a better understanding about the natural regeneration dynamics after disturbance events. The main objective of this study was to characterize canopy gaps and quantify the natural regeneration occurring under forest canopy as well as in canopy gaps of different size. I employed Remote Sensing and Geographic Information Systems to generate cartography of canopy gaps, and then analyzed features like size, spatial location, altitude and aspect. To evaluate *A. religiosa* natural regeneration I sampled 45 canopy gaps of different sizes. In these gaps I quantified *A. religiosa* individual density, their spatial arrangement and the biophysical site conditions like site altitude and aspect, as well as disturbance signals. The results of this study suggest the existence of successful natural regeneration which is higher in canopy gaps than under the forest canopy forest, with no influence by gap size, aspect and site elevation.

Inside the MBBR, logging was the main disturbance associated to canopy gap formation, sometimes in combination with other disturbances. In canopy gaps the density of natural regeneration in the smaller size classes (seedlings, brinzal I and brinzal II) was higher than under canopy forest. Seedlings showed an aggregated pattern, possibly as consequence of their dispersal mechanism. In the

brinjal I and II categories we found a negative relationship of the distance from the edge to the mean number of individuals. The *A. religiosa* forest's population structure presents stages in condition of youth development (seedling, brinjal and latizal) which suggest that *A. religiosa* populations in canopy gaps are found in recovery process. These results suggest that conditions associated to canopy gaps created by logging do not limit natural regeneration of *Abies religiosa*, so reforestation practices are not needed..

## **Introducción**

La regeneración natural es el proceso mediante el cual se produce el establecimiento de nuevos individuos sin ayuda de la intervención humana. En el caso de las plantas, este proceso se da a partir de los propágulos, generalmente semillas que caen y germinan o por propagación vegetativa, lo que permite que se recupere la cubierta vegetal luego de un evento de disturbio (Serrada, 2003). La regeneración natural también puede definirse como la suma de procesos que resulta en el reemplazo de un individuo por otro de la misma especie, a partir de un disturbio (Runkle, 1981). La regeneración natural promueve la recuperación de la funcionalidad, estructura, diversidad y complejidad de las comunidades y ecosistemas luego de disturbios (Brandani et al., 1988).

El proceso de la regeneración natural se ve afectado por factores bióticos y abióticos. Dentro de los abióticos se encuentran la disponibilidad de agua y nutrientes, la temperatura, la humedad atmosférica, la humedad del suelo, la precipitación, la intensidad lumínica, el tipo de suelo, la orientación de laderas y la topografía (Grubb, 1977; Oliver y Larson, 1996; Pérez, 2006; Vieira y Scariot, 2006; Carlón-Allende et al., 2015). Entre los factores bióticos que afectan el éxito de la regeneración natural se encuentran procesos demográficos, la estructura genética, así como la dispersión y herbivoría, tanto de semillas como plántulas (Serrada, 2003; Vieira y Scariot, 2006). Lo anterior se encuentra definido bajo el concepto de “nicho de regeneración”, que es la suma de factores para que la sustitución de un individuo maduro por otro de la próxima generación, tenga una alta probabilidad de éxito, con todos los procesos y características que esto conlleva (Grubb, 1977).

En los ecosistemas forestales dominados por árboles la disponibilidad de luz que llega al sotobosque, junto con la disponibilidad de agua y nutrientes, son los principales recursos que rigen el proceso de regeneración de las especies (Coomes y Grubb, 2003; Pérez, 2006). En las primeras etapas de la vida de un árbol puede haber una fuerte competencia intra e interespecífica por dichos recursos (Ponge et al., 1998), por lo que las tasas de mortalidad y de crecimiento,

en gran medida influyen en el camino de la regeneración natural para los árboles juveniles (Messier et al., 1999).

Una parte importante en la dinámica de los ecosistemas forestales dominados por árboles y de su desarrollo, son los disturbios (Attiwill, 1994; Franklin et al., 2002). Los disturbios pueden ser una de las principales fuerzas moldeadoras del desarrollo, estructura y funciones de los bosques (Attiwill, 1994). Estos se definen como eventos relativamente discretos en el tiempo, que modifican temporalmente la estructura de un ecosistema, comunidad o población, así como la disponibilidad de recursos y las condiciones del ambiente físico (White y Pickett, 1985).

Los disturbios pueden ocurrir por causas naturales o antropogénicas (Pérez-Salicrup, 2005). Algunos ejemplos de disturbios naturales incluyen a los incendios, huracanes, plagas, y la caída de árboles o ramas (Oliver y Larson, 1996). Algunos de los disturbios antropogénicos son el aprovechamiento forestal, y el cambio de uso de suelo con fines agrícolas, urbanos o de ganadería (Brandani et al., 1988; Kuuluvainen, 1994). Los disturbios pueden ser descritos en términos de frecuencia, magnitud, e intervalo de retorno, así como por la cantidad de biomasa o individuos removidos, el tamaño y forma del área perturbada y el suelo removido (Oliver y Larson, 1996). La importancia de un disturbio y la frecuencia con que se presenta, difiere de un ecosistema a otro y todo esto tiene efectos espacio-temporales sobre la regeneración, crecimiento y supervivencia de los árboles (Kuuluvainen, 1994). Las poblaciones vegetales dentro de los ecosistemas, poseen la capacidad de regenerarse naturalmente y/o volver al estado anterior a un evento de disturbio, en condiciones donde los efectos del disturbio no rebasen su capacidad para reestablecerse. A esta capacidad se le conoce como “resiliencia” (Holling, 1978; Ives, 1995; Gunderson, 2000).

Los disturbios generalmente resultan en cambios temporales en la estructura original de un rodal; y dependiendo del tipo de disturbio y su intensidad, definen la generación de claros de diferentes dimensiones y características (Grubb, 1977; Kuuluvainen, 1994). Los claros son aperturas en el dosel ya sea por



disturbios naturales o antrópicos y que tienen como límite la copa de los árboles que forman el bosque de dosel continuo adyacente (Runkle, 1981; Brokaw, 1982; Gómez-Pompa y Del Amo, 1985).

Los claros son importantes para los procesos ecológicos que mantienen y permiten la diversidad biológica (Albanesi et al., 2005), pero aún hay mucho por investigar sobre la relación existente entre claros de diferente tamaño y la capacidad de regeneración de bosques (Gray y Spies, 1996), particularmente en los bosques de coníferas en latitudes tropicales (Sáenz-Ceja, 2015). El entendimiento de la dinámica espacial y temporal de los claros es fundamental para el manejo adecuado y la conservación de los ecosistemas forestales, ya que influye en el desarrollo natural de las estructuras de edad madura de los bosques (Gray y Spies, 1996). Los claros inducen variación en las condiciones microclimáticas de los sitios, como en las temperaturas del aire y del suelo, contenido de humedad, en la disponibilidad de recursos como agua, luz, espacio y nutrientes (Canham, 1990; Gray y Spies, 1996; Pérez, 2006; Vilhar et al., 2015). Todo lo anterior, crea las condiciones que influyen en el éxito o fracaso de la regeneración y el establecimiento de las especies vegetales (Brandani et al., 1988; Gray y Spies, 1996; Dobrowalska y Veblen, 2008). Los claros pueden explicar en gran medida la distribución espacial y temporal de la dinámica de la regeneración natural, así como los patrones de la misma (Grassi et al., 2004; Vilhar et al., 2015).

La regeneración natural en los claros se puede llegar a ver afectada por los procesos de manejo previos a la formación del claro (Dobrowalska y Veblen, 2008; Vilhar et al., 2015). También factores como la orientación de ladera o la pendiente, afectan a la regeneración natural. En el caso de la orientación de ladera, esto se debe a que en el hemisferio norte, y conforme nos alejamos del ecuador, la radiación es mayor en laderas orientadas hacia el sur, y menor en las laderas con orientación norte. Como consecuencia, sitios en las laderas norte poseen un mayor contenido de humedad en comparación con sitios en las laderas orientadas al sur, sureste y suroeste, en las que podría haber una mayor sensibilidad de los árboles a periodos de sequía (Thomas, 2004; Carlón-Allende et al., 2015). Estas

características se relacionan directamente con la intensidad de la luz, la cual influye en la tasa de evaporación del agua (Albanesi et al., 2005; Vilhar, 2015; Carlón-Allende et al., 2015).

La apertura del dosel del bosque generalmente aumenta la disponibilidad de luz en los sitios, y de esto dependerá el tiempo en que las condiciones de los sitios sean favorables para el establecimiento y crecimiento de las plántulas (Canham et al., 1990). Lo anterior se debe a que existe una correlación positiva entre los niveles de luz y la tasa de crecimiento de las especies vegetales, la cual varía entre regiones climáticas. A su vez, los niveles de luz en los sitios están correlacionados negativamente con el contenido de humedad del suelo (Mountford et al., 2006). Los patrones de distribución espacial de la regeneración natural dentro de los claros también se encuentran en cierta medida relacionados a los requerimientos de luz de las especies (Mountford et al., 2006; Gray y Spies, 1996). Estos patrones de distribución espacial de la regeneración natural, pueden llegar a ser modificados por variaciones en la topografía y forma de los claros (Gray y Spies, 1996). Otro factor importante que afecta la distribución espacial y colonización de las plántulas son los árboles remanentes en claros, los cuales pueden incrementar la disponibilidad de semillas y ayudar al restablecimiento de las especies (Franklin et al., 2002).

El establecimiento de muchas especies de árboles se correlaciona con el tamaño de los claros y con la distribución de las plántulas dentro de los mismos (Gray y Spies, 1996). Tanto la densidad de plántulas como su tasa de crecimiento, se encuentran relacionadas al tamaño de la apertura del dosel del bosque (Grubb, 1977; Gray y Spies, 1996; Mountford et al., 2006; Dobrowalska y Veblen, 2008; Albanesi et al., 2005). Se ha documentado en bosques dominados por especies del género *Fagus* así como en bosques dominados por *A. alba* que en claros de tamaño de entre 100 m<sup>2</sup> y 250 m<sup>2</sup>, la densidad de plántulas es más alta que en claros de tamaños mayores o menores (Mountford et al., 2006; Dobrowalska y Veblen, 2008). Así mismo se ha documentado que en claros mayores a 250 m<sup>2</sup>, las plántulas que se establecen tienen una altura mayor a aquéllas que se

establecen en claros pequeños, medianos e inclusive debajo del dosel del bosque (Albanesi et al., 2005; Gray y Spies, 1996).

La importancia de los claros en los procesos de regeneración varía entre los diferentes ecosistemas. Por ejemplo en el caso de los bosques tropicales con estación seca, se ha demostrado que se requieren claros grandes para detonar el proceso de regeneración natural, aunque este proceso se ve limitado por la demanda de luz de las especies y la disponibilidad de agua, siendo esta última un factor limitante para la germinación temprana y el establecimiento de las semillas (Pinard et al., 1999; Vieira y Scariot, 2006). En los bosques tropicales húmedos los claros por caída de árboles son los sitios focales para la regeneración natural, la cual disminuye en condiciones de sombra extrema (Vieira y Scariot, 2006). En estos bosques, se ha visto que la distribución de las plántulas es agregada, lo cual puede deberse a la distancia de los claros a los árboles semilleros (Brandani et al., 1988).

En los bosques de coníferas que se encuentran entre los 50° y 70° de latitud N, también denominados “boreales”, los incendios son el principal mecanismo de creación de claros (Franklin et al., 2002). En estos bosques los claros se caracterizan por una baja disponibilidad de luz asociada a los ángulos predominantemente bajos de los rayos solares y a la arquitectura de las copas de los árboles, que son estrechas y extendidas de forma vertical, lo cual crea sombras largas (Kuuluvainen, 1994; Franklin et al., 2002). Para la regeneración natural de los bosques boreales, se ha visto que las plántulas pueden sobrevivir y crecer lentamente bajo la sombra del dosel del bosque, funcionando como regeneración avanzada en espera de las condiciones de luz favorables para su desarrollo. Bajo las condiciones anteriores, son más importantes las consecuencias a largo plazo de la creación del claro que la creación de micrositios para la regeneración (Messier et al., 1999). Esta capacidad de los árboles de permanecer como regeneración avanzada en bosques boreales, depende de las respuestas de las plántulas a la frecuencia de creación de claros por disturbios, por tamaño y por las condiciones de los sitios (Messier et al., 1990).

En el caso de los bosques dominados por especies del género *Abies* a diferentes latitudes, se ha documentado que su nicho de regeneración natural es bajo la sombra del sotobosque (Jaworski et al., 2007; Grassi y Bagnaresi, 2001; Kucerava et al., 2013). Los árboles del género *Abies* aparentemente pueden permanecer varios años con un crecimiento lento, debido a que son tolerantes a condiciones de sombra (Kucerava et al., 2013). Lo anterior, es resultado de complejas interacciones a nivel de las hojas y de la planta en respuesta a la luz, nutrientes y disponibilidad de agua, lo que le permite sobrevivir y maximizar las ganancias de carbono bajo el dosel del bosque (Messier et al., 1999). Sin embargo, hay una notoria escases de estudios sobre la regeneración de especies del género *Abies* en zonas de montaña en latitudes tropicales.

Por otra parte, se ha demostrado que la luz es un factor importante en el éxito de la regeneración natural en bosques dominados por el género *Abies* (Robakowski et al., 2001). Los juveniles de este género muestran una plasticidad a diferentes niveles de luz y procesos de aclimatación a los mismos, pudiendo tomar ventaja de la relativamente abundante luz bajo el dosel de algunas especies, lo que determina su comportamiento (Robakowski et al., 2001; Carter et al., 2014; Kupferschmid et al., 2014). Los individuos del género *Abies* muestran generalmente una relación positiva entre disponibilidad de luz y crecimiento, así como entre la intensidad de la luz y la tasa de mortalidad (Kupferschmid et al., 2014). Por ejemplo, los bosques de *Abies alba* no toleran grandes disturbios en el microclima, debido a que sus acículas no son capaces de adaptarse rápidamente a los cambios ambientales (Kucerava et al., 2013).

La apertura del dosel en bosques dominados por *Abies* es un factor determinante para el establecimiento y crecimiento de plántulas de este género, debido a que los claros proporcionan una partición de los micrositios adecuados para la regeneración, lo que en gran medida determina su distribución dentro de los mismos (Gray y Spies, 1996; Kupferschmid et al., 2014). Para el caso de *A. alba* y *A. amabilis*, las características de tamaño, orientación de laderas y la dinámica espacial de los claros, influyen sobre la densidad de plántulas dentro de

los claros (Gray y Spies, 1996; Mountford et al., 2006). En un estudio en claros de bosque mixto de *A. alba*, *Picea abies*, *Acer pseudoplatanus* y *Fagus sylvatica* al sudeste de Eslovenia, se observaron una mayor cantidad de micrositios adecuados para la regeneración en claros con un diámetro igual o menor a 30 m (Vilhar et al. 2015). También se ha documentado que para *A. alba*, la mayoría de los claros del bosque pertenecen a las categorías de tamaño más chicas (<200 m) (Dobrowalska y Veblen, 2008).

En México se encuentran ocho especies del género *Abies* y cinco variedades, entre ellas la especie *A. religiosa* (Madrigal, 1967). Esta especie fue clasificada por Humboldt y Bonpland en 1817 y su nombre actual fue dado por Schlenchtendahl y Chamisso en 1830 (Madrigal, 1967). Los bosques de *A. religiosa* en México se encuentran ubicados dentro de la Eje Volcánico Transversal, en las Sierras Madre del Sur, y en algunas porciones de las Sierras Madres Oriental y Occidental, en un intervalo altitudinal entre los 2700 m y los 3500 m (Giménez y Ramírez, 2004). Los juveniles de este género se utilizan como árboles navideños y la madera de los fustales para viviendas, construcción y elaboración de muebles (Lara-González et al., 2009).

*A. religiosa* es una especie monoica, que crece más de 40 m de altura y puede alcanzar un diámetro de hasta 1.80 m, formando una copa cónica (Madrigal, 1967; Saénz-Ceja, 2015). Desde el mes de diciembre los árboles de *A. religiosa* presentan órganos femeninos y masculinos, agregados en conos erguidos, los cuales tienen una forma cilíndrica y oblonga, y miden de 8 a 10 cm de largo (Nieto et al. 2003). Los conos alcanzan su madurez en los meses de marzo y abril, siendo en este momento cuando la dispersión de semillas ocurre (Madrigal, 1967; Manzanilla, 1974; Castillo, 2011).

La producción de semillas de *A. religiosa* se da cada dos años aproximadamente. Las semillas se liberan fácilmente debajo o cerca de la copa de los árboles progenitores (Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez, 2008) y con una tasa de germinación de semilla fresca de  $\approx 45\%$ . Las semillas de *A. religiosa* poseen poca longevidad documentada en 12 meses, por lo que no forman bancos

de semillas, presentan una tasa de germinación baja y un alto contenido de semillas vanas, así como una baja supervivencia en campo (Madrigal, 1967; Manzanilla, 1974; Nieto et al., 2003). El crecimiento y desarrollo de los brotes es estimulado por la temporada de lluvias y es cuando alcanzan su máximo desarrollo (Manzanilla, 1974).

Recientemente se documentó que en el Parque Nacional Cofre de Perote existe un efecto positivo de la apertura del dosel sobre la regeneración natural de *A. religiosa*, siendo más abundantes las plántulas en claros que bajo el dosel del bosque (Lara-González et al. 2009). De acuerdo con Ángeles y López (2009), la regeneración se ve favorecida con disturbios por incendios de magnitud moderada y los *A. religiosa* presentan una curva de supervivencia tipo III, donde la probabilidad de supervivencia es menor en el primer año de su germinación. En un estudio con brinzales de *A. religiosa* en Tlaxco, estado de Tlaxcala se observó una respuesta diferencial en las características morfológicas de diámetro basal, longitud y diámetro de copa, longitud del brote líder terminal y de los brotes laterales bajo diferentes niveles de luminosidad y apertura del dosel. También se sugiere que la mayor apertura del dosel se relaciona negativamente con el índice de área foliar en *A. religiosa* (Bautista-Sampayo, 2013).

En la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM), los bosques dominados por *A. religiosa* (Kunth) Schltld. et Cham. se distribuyen a una altitud entre los 2750 m y 3640 m, formando bosques monodominantes a partir de los 3150 m (Sáenz-Ceja, 2015). En la RBMM, algunos de los principales disturbios del bosque de *A. religiosa* relacionados con la apertura del dosel incluyen a la extracción forestal, la expansión de la frontera agrícola y ganadera, así como los incendios forestales (Brower et al., 2002; Giménez y Ramírez, 2003; Honey-Roses, 2009; Navarrete et al., 2011; Saénz et al., 2012; Jaramillo-López et al., 2015).

Algunos autores han mencionado que los disturbios en el bosque de *A. religiosa* en la RBMM juegan un papel importante en la dinámica y conservación de dichos bosques, ya que favorecen la regeneración de *A. religiosa* (Manzanilla

1974; Hoth 1995). Sin embargo, existen pocos estudios cualitativos sobre la regeneración natural de *A. religiosa* en la RBMM. En un estudio realizado por Murillo (2009) para la RBMM en sitios manejados, se observó una abundante densidad de plántulas de *A. religiosa* y se sugiere que hay una alta tasa de mortalidad de los juveniles, la cual puede estar influida por efecto de la competencia en el sotobosque.

De acuerdo con Pérez-Salicrup (2005), después de un evento de disturbio, ya sea natural o antrópico, que haya comprometido la integridad de un ecosistema rebasando su capacidad de resiliencia, el único tipo de manejo recomendable es la restauración. La restauración ecológica tiene como objetivo recuperar las condiciones preexistentes de un sitio, después de ocurrido un evento de disturbio (Carabias et al., 2007). Lo anterior implica manipular intencionalmente el sistema, buscando emular las condiciones de estructura, composición y funcionamiento del ecosistema (Pérez-Salicrup, 2005; Carabias et al., 2007).

Una de las formas de restauración más usadas posteriormente a un evento de disturbio que crea claros en el dosel del bosque, son las reforestaciones (SEMARNAT, 2009; CONAFOR, 2012). Las reforestaciones no son sinónimos de restauración, pero han sido ampliamente usadas bajo ese contexto (Pérez-Salicrup, 2005). Las reforestaciones pueden tener diversos efectos sobre la estructura, funcionalidad y biodiversidad de los ecosistemas. Un ejemplo de esto son las plantaciones con especies exóticas, las cuales pueden llegar a impedir el establecimiento de bosques naturales (Pérez-Salicrup, 2005; Pérez-Salicrup et al., 2006).

En este sentido se ha identificado la pérdida de la cubierta forestal y degradación de los bosques como un problema dentro de la RBMM, por lo que se ha establecido el objetivo de generar conocimiento para asegurar que la cobertura forestal puede ser recuperada, principalmente por reforestación y por el establecimiento de plantaciones (CONANP, 2001). Desafortunadamente, se excluye el proceso de la regeneración natural como factor fundamental de la recuperación de los bosques y por ende de su conservación. Probablemente,

dicha exclusión se deba a la falta de conocimiento sobre la regeneración natural, y la capacidad de los bosques de recuperar su cobertura por medio de este proceso.

Dentro de la RBMM, tan sólo en el año 2004 se reforestaron 2, 425 ha con una inversión de 2.08 millones de pesos (World Wildlife Fund, 2005), y en 2011 se reforestaron 384.28 ha (CONANP, 2013). De acuerdo con CONAFOR Gestión Michoacán, para el año 2012 se han impulsado trabajos de reforestación de 5, 629 ha en la RBMM (CONAFOR, 2012). En el año 2015 se reportaron reforestaciones por 210 mil árboles por parte de ciudadanos organizados del ejido del Rosario, y prevén reforestaciones de 350 mil árboles más. Dado lo anterior se cree que los esfuerzos de conservación en la RBMM han estado enfocados principalmente a la recuperación de la cubierta vegetal a partir de reforestaciones, las cuales son caras y con tasas de supervivencia bajas (Jaramillo-López et al., 2015)

Los bosques dominantes de *A. religiosa* dentro de la RBMM, son de especial importancia ya que sirven como hospedero exclusivo durante el periodo de hibernación de la especie migratoria *Danaus plexippus* (mariposa monarca). Se ha documentado que la degradación de los bosques de *A. religiosa* representa una amenaza para la conservación del fenómeno migratorio (Brower et al., 2002).

Además, estos bosques también proveen servicios ecosistémicos, como la captación de agua, regulación de escorrentía, protección contra la erosión y la captura de CO<sub>2</sub> (DOF, 2000; López-González, 2011). Por ello, resulta importante entender la regeneración natural de los bosques de *A. religiosa*, con lo cual se pueda asegurar su conservación. Como un primer paso en este sentido, es fundamental entender cuáles son las condiciones óptimas de los sitios para la regeneración natural de esta especie, considerando la disponibilidad de claros de diferente tamaño dentro de la reserva (Jaramillo-López et al., 2015; Vilhar et al., 2015).

Todo lo anterior se refuerza al considerar que en México las experiencias de plantación y cultivo de bosques dominados por especies del género *Abies* no han sido exitosas, limitando la recuperación de las poblaciones por medios artificiales a localidades con baja densidad por rodal (Nieto et al., 2003). Es por



ello que, para asegurar la promoción de la regeneración natural de *A. religiosa*, es necesario el entender las relaciones espaciales entre el tamaño de las aperturas del dosel y las respuestas de los *A. religiosa* a dichos claros, así como la distribución espacial de los individuos de *A. religiosa* entre claros y al interior de los claros (Messier et al. ,1999; Franklin et al., 2002).

Una forma de cuantificar espacial y temporalmente los claros en bosques es mediante el uso de técnicas de Percepción Remota (PR) y herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG), las cuales han sido ampliamente utilizadas en otros estudios espaciales y temporales. Por ejemplo, en la determinación y evaluación de cubiertas vegetales, cambios de uso de suelo, determinación de riesgos y programas de manejo (López-Guzmán, 2010). Dentro de la RBMM se han empleado la PR y los SIG en estudios de coberturas, tendencias en la degradación de bosques, evaluación espacial de la extracción forestal dentro de áreas protegidas (Navarrete et al., 2011), monitoreo de variables del estado de conservación del bosque como índices de área foliar (Champo-Jiménez et al., 2012), así como análisis dendrocronológicos (Carlón-Allende et al., 2015).

Este estudio tiene como finalidad caracterizar los claros en el dosel del bosque en la RBMM, y cuantificar la regeneración natural de *Abies religiosa* que se da bajo el dosel de bosque, como en claros de diferente tamaño. La información generada a partir de este proyecto debería de ayudar a tomar decisiones de manejo más adecuadas sobre la necesidad de reforestar dentro de la RBMM, lo cual es consistente con el plan de manejo de la misma (CONANP, 2001).

## **Objetivos**

### ***Objetivo General***

Caracterizar la regeneración de *Abies religiosa* en claros y bajo el dosel del bosque dominado por *A. religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

### **Objetivos particulares**

1. Generar cartografía de los claros en bosque dominados por *A. religiosa* y caracterizar los claros que se ubiquen dentro del bosque de *A. religiosa*, según atributos como tamaño, altitud y origen del claro.
2. Evaluar la regeneración en bosque de *A. religiosa* cuantificando plántulas en claros y debajo del dosel.
3. Evaluar el efecto del tamaño de claros y sus características biofísicas, sobre la regeneración de *A. religiosa*.

### **Hipótesis**

1. Existe variación en el tamaño, altitud y fuente de origen de los claros en bosques de *A. religiosa* en la RBMM, la cual se relaciona a las características de la regeneración natural de dichos bosques.
2. La regeneración natural dentro de los claros presenta variación en términos de densidad de individuos, número de verticilos y sus patrones de distribución espacial de los sitios.
3. Existe una relación entre las características biofísicas de los claros y la regeneración natural de *A. religiosa* en los sitios.

### **Materiales y métodos**

#### **Área de estudio**

La RBMM es un Área Natural Protegida (ANP), ubicada entre el Estado de Michoacán de Ocampo y el Estado de México (Figura 1); posee una superficie de 56, 256 ha, de los cuales el 24 % pertenece a la zona núcleo, mientras que el resto pertenece a la zona de amortiguamiento (DOF, 2000). El presente estudio solo se realizó en la zona conocida como Corredor Chincua-Cerro Pelón, el cual

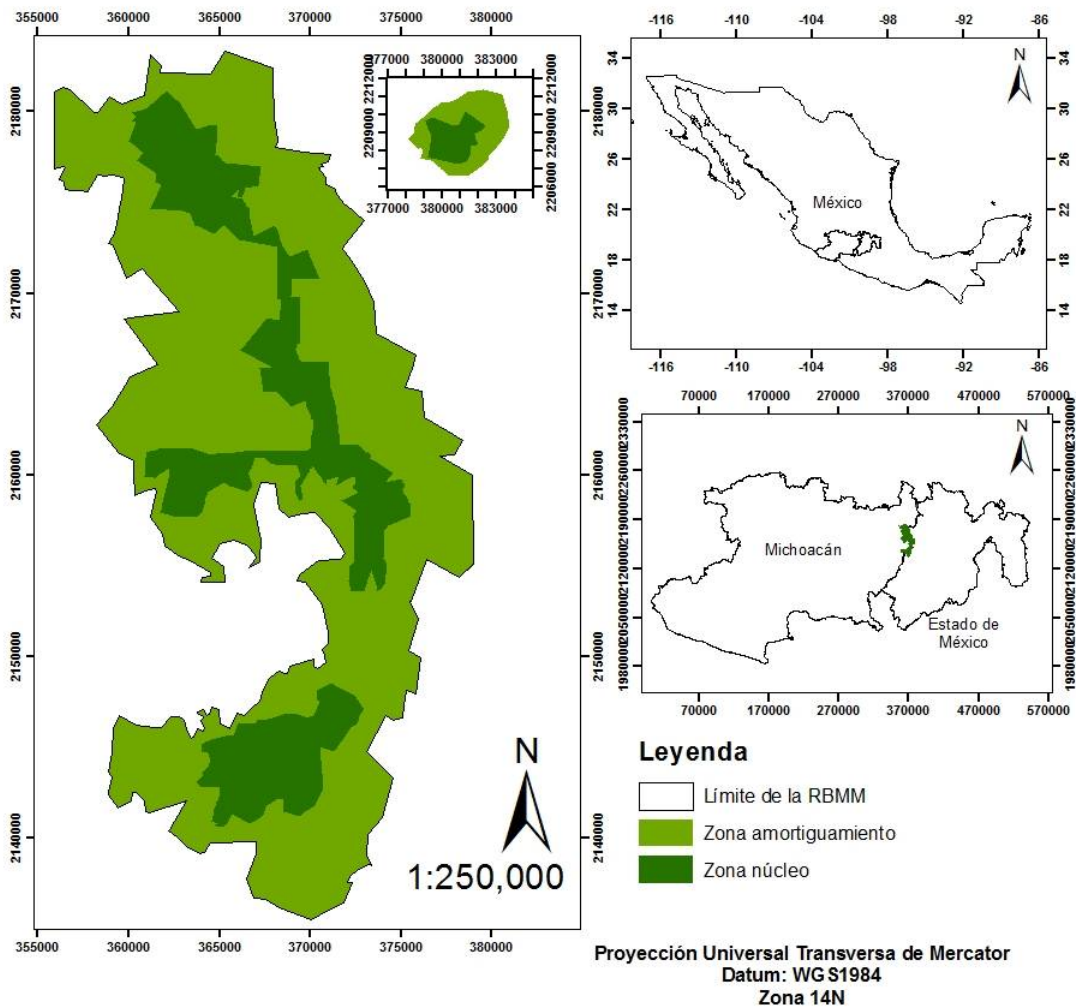
posee coordenadas 19° 44' 27" y 19° 18' 32" latitud norte y 100° 22' 26" y 100° 09' 07" longitud oeste (CONANP, 2001), se excluyó del estudio al cerro Altamirano, ya que sólo representa el 3 % del área total de la RBMM.

La RBMM alberga a una de las especies migratorias más emblemáticas de México, la mariposa monarca (*Danaus plexippus*). La RBMM fue creada por decreto presidencial en el año de 1980 por José López Portillo, con la finalidad de proteger las zonas de hibernación de la mariposa monarca, así como la biodiversidad del sitio, aunque no se dotó de una superficie explícita. Para el año 2000 se realizaron modificaciones a los polígonos de límites de la ANP y se estableció la configuración actual de la RBMM (DOF, 2000).

La RBMM comprende parte de diez municipios; en el Estado de México incluye parcialmente los municipios de Donato Guerra, Villa de Allende, San Felipe del Progreso, Temascalcingo y Contepec, mientras que en Michoacán abarca parcialmente los municipios de Angangueo, Ocampo, Senguio, Zitácuaro y Áporo (DOF, 2000; CONANP, 2001). El tipo de propiedad de la tierra es principalmente ejidal, aunque hay también comunidades indígenas, propiedad privada, propiedad estatal y propiedad federal. En total se encuentran localizados dentro de la RBMM 59 ejidos, 13 comunidades indígenas y 21 pequeñas propiedades (Honey-Roses, 2009).

El tipo de vegetación dominante es el bosque de coníferas (Cornejo-Tenorio et al. 2003), el cual se compone de rodales monodominantes de *Pinos* o de *Abies*, o de asociaciones de ambos géneros (Cornejo-Tenorio et al., 2003, Honey-Roses, 2009). La dominancia de cada uno de estos géneros está relacionada con la elevación, formando rodales monodominantes de *A. religiosa* a altitudes mayores a los 3150 m, rodales mixtos en codominancia con *Pinus pseudostrobus* a altitudes de entre los 2850 m y los 3150 m, y por debajo de los 2850 m se encuentran bosques dominados por *P. pseudostrobus* (Giménez y Ramírez 2003, Sáenz-Ceja, 2015). También es posible encontrar a altitudes más bajas presencia de bosques de encino y cuerpos de agua, así como diferentes usos del suelo: pastizales, agricultura y asentamientos humanos (Carlón-Allende et al., 2015).

La RBMM se caracteriza por relieves superpuestos, producto de las formaciones volcánicas originadas durante el Cenozoico. Los tipos de suelo principalmente corresponden a Andosoles, Acrisoles, Luvisoles y Litosoles (INEGI, 1982). Para la RBMM la precipitación anual va desde los 700 mm a los 1250 mm, con una temperatura media que fluctúa entre los 8 °C a los 22 °C, con presencia de un clima semifrío subhúmedo con verano fresco Cb'(w2) y templado subhúmedo C(w1) (García, 2004).



Elaboró: Claudia Guerrero Vizcaino  
Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad  
Universidad Nacional Autónoma de México

Figura 1. Ubicación de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

## **Generación de cartografía**

### ***Procesamiento y clasificación de imágenes***

Se utilizó una imagen multiespectral SPOT6 de 6 m de resolución, con fecha de diciembre del 2013, la cual tiene tres bandas espectrales en el visible y una en el infrarrojo cercano. Esta imagen se exportó a formato TIFF (Tagged Image File Format), con ayuda del programa Erdas 9.3, con la finalidad de poder realizar una clasificación supervisada de la misma.

Una vez teniendo la imagen en formato compatible con los SIG's, para este caso ILWIS (Integrated Land and Water Information System), se importó a dicho programa y se realizó la clasificación supervisada de la imagen con base en el modelo "Gaussian Maximum Likelihood Classifier" (GMLC; Orimoogunje, 2014). El modelo GMLC evalúa cualitativamente la varianza y la covarianza de la categoría espectral de los patrones de respuesta de un pixel desconocido, asignándolo a la categoría con el valor más alto de probabilidad de pertenecer a dicha categoría (Lillesand y Kiefer, 2000).

Previo a la clasificación supervisada se realizaron muestreos supervisados de la imagen para establecer las clases de los diferentes tipos de cubiertas del suelo (Lillesand y Kiefer, 2000). Los muestreos reunieron los atributos espectrales de cada tipo de cobertura de interés en la imagen. En este caso, las clases establecidas para la clasificación supervisada fueron: claro, nube, agricultura y bosque. Las clases establecidas presentan diferencias significativas en la firma espectral y sus arreglos espaciales, lo cual permite distinguir un tipo de cobertura u otro (Lillesand y Kiefer, 2000; Zhou y Sun, 2010). En este estudio las clases establecidas como "Claro" y "Agricultura" que fueron encontradas dentro del bosque dominante de *A. religiosa*, fueron tomadas en cuenta como claros.

En la siguiente etapa, se asignó a grupos de pixeles una clase de cobertura del suelo. La clase está asociada a la probabilidad de que el valor de un pixel pertenezca a una de las clases, de acuerdo con el modelo GMLC (Lillesand y Kiefer, 2000). Para lo anterior se utilizaron los valores de cada pixel en todas las

bandas y se emplearon los muestreos supervisados previos, como referencia (digitalización de grupos de píxeles). Con esta información el programa asignó cada píxel en la categoría con la más alta probabilidad de valor.

Para mejorar el resultado de la clasificación se aplicó un filtrado de mayoría o de área mínima cartografiable, el cual asigna a píxeles aislados la clase predominante que los rodea. El filtrado que se aplicó se conoce como del tipo “paso bajo” y en el caso del programa ILWIS 3.3 se conoce como filtro de Mayoría.

### **Generación de cartografía de variables biofísicas**

A la par se realizó un mapa de orientación de laderas, con datos de relieve del continuo de elevaciones (Modelo Digital de Elevaciones) creado a partir de las curvas de nivel, el cual posee una resolución de 30 x 30 m. El mapa de orientación de laderas fue utilizado para conocer la ubicación de los claros con respecto a la orientación de las laderas, ya que está documentado que los niveles de luz varían de acuerdo a la exposición de ladera, lo que afecta o beneficia el establecimiento y crecimiento de plántulas arbóreas, siendo la luz un factor fundamental en determinar el éxito de la regeneración de los bosques (Albanesi et al., 2005; Vilhar, 2015; Carlón-Allende et al., 2015). Una vez realizado el mapa de orientación de laderas, se seleccionaron los claros ubicados en laderas Norte y Sur.

Para generar la cartografía de claros dentro del bosque de *A. religiosa* de dosel cerrado se utilizó de referencia el mapa de cobertura vegetal y usos de suelo para la RBMM (Ramírez M. *datos no publicados*, 2012). Una vez teniendo la clasificación supervisada se trabajó en formato vector en ArcGIS, donde se realizó un buffer de proximidad de 1.5 píxeles (9 metros) sobre la cartografía de claros, con el cual se buscó incluir aquellos polígonos aledaños a la categoría de bosque de acuerdo al mapa de coberturas de Ramírez M. (*datos no publicados*, 2013). Lo anterior bajo el supuesto de que pueden ser claros potenciales del bosque de *A. religiosa* que posee una cobertura uniforme. Una vez realizado el buffer de proximidad, se convirtió a líneas para incluir sólo aquellos polígonos externos al buffer, bajo el supuesto de que pueden ser posibles claros pertenecientes al

bosque de *A. religiosa* de dosel cerrado que han sido clasificados como bosque de *A. religiosa* fragmentado en el mapa de coberturas de Ramírez M. (*datos no publicados, 2012*).

Posteriormente, se seleccionaron por localización aquellos polígonos aledaños con la intención de discriminar por el tamaño de los polígonos, aquéllos mayores a 40 ha, y los menores a 0.125 ha. Lo anterior debido a que, para la RBMM en el caso de disturbios de gran escala, se han reportado disturbios por fuentes de incendio de un tamaño atípico de casi 35 ha. (Cantú, 2013), por lo que se usó un criterio conservador de 40 ha, bajo el supuesto de que puede haber disturbios de tamaños atípicos, los cuales no implican un cambio de uso del suelo.

### ***Verificación de la cartografía de claros***

La precisión de un mapa temático hace alusión al número de categorías que fueron correctamente clasificadas con referencia a lo que se tiene en campo. Un mapa puede presentar errores de omisión y de comisión a lo largo de su proceso de elaboración, por lo que es necesario verificar su precisión (Mas et al., 2013)

Para realizar la verificación de la cartografía de claros, se realizó un muestro uniforme con ayuda del programa ArcGIS, en total al mapa se le asignaron 100 puntos de muestreo. A partir de los puntos de muestreo se verificaron dichos puntos con el programa de Google Earth y se construyó una matriz de confusión. La matriz de confusión contiene las clasificaciones hechas por el programa y sus predicciones (que en este caso sería la clasificación supervisada previamente hecha), así como la clasificación obtenida a partir de la verificación realizada con base en el muestreo con imágenes Landsat (Stehman y Czaplewski, 1998; Mas et al., 2003).

La precisión general del mapa se calculó a partir de dividir el número de píxeles correctamente clasificados en cada categoría por el número de píxeles de referencia. La precisión del productor, que es la precisión de la persona que generó la cartografía, muestra cuán bien fueron clasificados el conjunto de píxeles de referencias. Este indicador de precisión se obtuvo a partir de dividir el número

de píxeles correctamente clasificados en cada categoría, por el número del conjunto de píxeles de referencia usados para cada categoría. Otro indicador de precisión obtenido fue el de “error de comisión”, el cual refleja la probabilidad de que un píxel clasificado en una categoría realmente represente esa categoría en el campo. Este indicador se calculó al dividir píxeles correctamente clasificados en cada categoría por el número total de píxeles que fueron clasificados en esa categoría (Lillesand y Kiefer, 2000).

## **Caracterización de la regeneración natural de *Abies religiosa***

### ***Selección de sitios de muestreo***

Para seleccionar los sitios de muestreo se tomó en cuenta la cartografía de claros y la orientación de laderas. Los claros a seleccionar consistieron en aquellos con una superficie mayor a 0.125 ha, bajo el supuesto de que los claros con una superficie menor pueden ser aperturas naturales del dosel o errores en la clasificación supervisada. Después de observar la distribución del tamaño de los claros se decidió de forma arbitraria clasificarlos en cuatro categorías de tamaño, en función de las frecuencias de número de claro por superficie.

Para escoger los claros a muestrear se tomó el criterio de tamaño de los claros y a una distancia no mayor a 1 km de los caminos (Tabla 1). Por cada intervalo se seleccionaron 10 sitios (5 en laderas Norte y 5 en laderas Sur) y en el caso de la primera categoría se seleccionaron 20 claros ya que existe una mayor cantidad de dichos claros.

Tabla 1. Número de sitios muestreados para cada categoría de tamaño de los claros y la orientación de ladera.

<b>No. Categoría</b>	<b>Rango de tamaño (ha)</b>	<b>No. de sitios muestreados</b>	
		<b>Ladera Norte</b>	<b>Ladera Sur</b>
1	0.125 a 0.499	10	10
2	0.5 a 0.999	5	5
3	1 a 1.999	5	5
4	Igual o mayores a 2	-	5





### **Caracterización espacial de variables biofísicas en claros**

Se registraron señales que evidenciaban algún evento de disturbio pasado. En el caso de cicatrices de incendio se registró como Incendio forestal, cuando en el sitio se encontraron tocones y / o restos de madera se registró como extracción forestal, y cuando se encontró en los sitios caminos, pastos o alguna construcción se registró como cambio de uso de suelo. También, se registró la altura máxima del sotobosque. Para determinar si las características biofísicas de los sitios presentan relaciones espaciales con la regeneración de *A. religiosa*, se registró la altitud, la superficie y la orientación de ladera de cada uno de los claros

### **Métodos de colecta de datos**

En cada uno de los claros seleccionados dentro de la RBMM se realizó un transecto de 2 m de ancho por lo largo del eje más grande del claro, con base en una metodología modificada de Runkle (1981). Además, en la zona de bosque cerrado adyacente, se estableció un transecto de 2 m de ancho por 20 m de largo a una distancia de 10 m del límite del claro, para evitar el efecto de borde (Alice et al., 2004; Lara-González et al., 2009). Una vez marcado el transecto en los sitios, se evaluó la presencia de regeneración natural contando a todos los individuos de *A. religiosa* presentes dentro del transecto, a partir una metodología modificada de WWF Centroamérica (2004).

Las plántulas con una altura 0.02 – 19 cm se contaron como “plántulas” y se registró el número de verticilos que presentó cada una. Los individuos  $\geq 20$  cm y hasta  $\leq 1$  m se categorizaron como “brinzales I”. Para los individuos con una estatura mayor a 1 m y diámetro a la altura del pecho (DAP) menor a 6 cm, se les contó dentro de la categoría de “brinzales II”. Para el caso de los árboles presentes en los sitios, se contaron y se les midió el diámetro a una altura de 1.3 m (DAP), siempre y cuando fuera mayor de 6 cm. Los árboles con un DAP menor a 10 cm se registraron dentro de la categoría “latizales”, mientras que los que tuvieron un DAP mayor o igual a 10 cm se les denominó “fustales”. También se registró la distancia del transecto a la que se encontró cada individuo (Tabla 2).

De la misma forma, para conocer la edad de las plántulas, se registró el número de verticilos de los individuos para las categorías de tamaño plántulas, brinzales I y brinzales II. Esto bajo el supuesto de que cada verticilo corresponde a 1 año de crecimiento en las plántulas de *A. religiosa*, durante los primeros años de vida (Lara-González et al., 2009) (Tabla 2).

Tabla 2. Variables registradas para cada categoría de tamaño de los individuos de *A. religiosa*. Donde “x” indica características registradas y “-” indica que no se registró dicha característica.

<b>Categoría / Criterios</b>	<b>Distancia del transecto (m)</b>	<b>Altura (cm)</b>	<b>No. Verticilos</b>	<b>DAP</b>	<b>Condición (vivo o muerto)</b>
Plántula	x	x	x	-	x
Brinzal I	x	x	x	-	x
Brinzal II	x	-	x	x (al último verticilo)	x
Latizal	x	-	-	x	x
Fustal	x	-	-	x	x

### **Análisis estadísticos para explorar la influencia de los factores biofísicos sobre la regeneración natural de *A. religiosa***

Para determinar los efectos de la apertura del dosel (claros o bosque) y de la orientación de ladera (Norte o Sur), sobre la densidad de individuos vivos y muertos en cada categoría de tamaño, se realizó un ANOVA de dos vías sin interacción. La normalidad de los datos se comprobó previamente a través de la prueba estadística de Shapiro-Wilkins (Shapiro-Wilks, 1965).

Para evaluar si la densidad de individuos dentro de cada categoría de tamaño (Tabla 2) en los claros es afectada por el tamaño del claro, la elevación o la orientación se hicieron Análisis de Covarianza, considerando la elevación como variable continua, y la orientación y la categoría de tamaño de claro como variables categóricas. También se evaluó la relación entre la densidad de individuos de diferente categoría de tamaño y la superficie de cada claro.

Para el análisis del efecto de la apertura del dosel (claro o bosque) sobre la densidad de número de verticilos presentes en las categorías de tamaño plántulas y brinzales I, se realizó una prueba estadística de Mann Whitney U test, ya que no se encontró evidencia de que los datos se ajustaran a una distribución normal.

### **Patrones de distribución espacial de *A. religiosa* en los sitios**

Para analizar los patrones de distribución espacial, es decir, si los individuos en las categorías de tamaño de plántulas y brinzales I se encontraban agregados, distribuidos al azar o de forma uniforme, se organizaron los datos considerando rectángulos de diferente superficie a lo largo de los transectos de muestreo, y se contó el número de individuos 1 m<sup>2</sup>, 2 m<sup>2</sup>, 4 m<sup>2</sup>, 8 m<sup>2</sup> y 16 m<sup>2</sup>. Una vez organizados los datos se obtuvo el coeficiente de dispersión para las categorías de tamaño de plántulas y brinzales I en cada sitio, considerando la apertura del dosel (claro o bosque). A partir de los coeficientes de dispersión obtenidos se calculó el coeficiente de dispersión promedio, así como el error estándar asociado.

Para evaluar si los individuos de diferente categoría de tamaño de *A. religiosa* tienen preferencia por los bordes o la zona central de los claros, se estimó el número de individuos en promedio para cada 2 m<sup>2</sup> a lo largo de los transectos. Posteriormente, se hizo una regresión lineal, empleando la distancia al centro del claro como variable independiente.

## **Resultados**

### **Cartografía de claros**

La superficie total del bosque de *A. religiosa* bajo la clasificación de bosque de *A. religiosa* continuo dentro de la RBMM, abarca un total de 13,049.56 ha. De esta superficie 187.7 ha se encuentran distribuidas en 498 polígonos que se clasificaron en las categorías de claros (n = 328) y agricultura (n = 170), cuya superficie corresponde a 1.44% de la superficie total de bosque de *A. religiosa* de dosel continuo y al 0.33% de la superficie total de la RBMM. También se encontró un total de 74 polígonos clasificados como nubes. Los tamaños de los polígonos de claros encontrados, tuvieron una media de 0.3769 ha con una desviación estándar de 0.3980 ha y el valor de la mediana corresponde a 0.2585 ha (Tabla 3).

Tabla 3. Estadísticas descriptivas para cada categoría obtenida a partir de la clasificación supervisada del bosque de *A. religiosa* de dosel continuo dentro de la RBMM.

<b>Variables (ha) / Clasificación</b>	<b>Agricultura</b>	<b>Claro</b>	<b>Nube</b>
Superficie total	57.5152	187.7006	113.1853
Promedio	0.3383	0.3969	1.5295
Mediana	0.2431	0.2610	0.2490
Desviación Estándar	0.2881	0.3980	4.7763
Varianza	0.0830	0.1584	22.8132
No. Polígonos	170	328	74

A partir del modelo de orientación de laderas de la RBMM, se ubicaron 177 claros localizados en laderas Sur y 255 claros ubicados en laderas Norte.

### **Confiabilidad de la cartografía de claros**

Se verificaron 100 puntos, los cuales se emplearon para evaluar la exactitud del mapa y como resultado se obtuvo una matriz de confusión (Tabla 4). De los 100 puntos verificados, 73 puntos corresponden a la categoría de bosque, los cuales fueron correctamente asignados (100%). En la categoría de claros 13 fueron correctamente asignados de un total de 16 (81%), mientras que 2 fueron incorrectamente clasificados como bosque y 1 punto clasificado como nube. De los 11 puntos clasificados como nubes sólo 1 fue correctamente asignado (1%), mientras que los otros 9 fueron incorrectamente asignados a la categoría de bosque y 1 punto a la categoría de claros (Tabla 4).

Tabla 4. Matriz de confusión para la evaluación de la clasificación supervisada, muestra los valores obtenidos para cada clase (n=100)

<b>Referencia</b>	<b>Mapa</b>			<b>Total</b>	<b>Error comisión</b>
	<b>Bosque</b>	<b>Claro</b>	<b>Nube</b>		
<b>Bosque</b>	73	2	9	84	0.1309
<b>Claro</b>	0	13	1	14	0.0714
<b>Nube</b>	0	1	1	2	0.5
<b>Total</b>	73	16	11	100	
<b>Error de omisión</b>	0	0.1875	0.9090		
<b>Precisión general mapa</b>	0.87				

Con base en la matriz de confusión, se obtuvo un valor de precisión general para la cartografía de claros del 87%. Para el indicador de precisión del usuario y del productor, el valor más alto se obtuvo en la categoría de bosque, seguido de la categoría de claro, en estas categorías el valor obtenido es aceptable >85% (Mas et al., 2013). La categoría de nubes posee un valor de precisión para el productor del 9% y en el caso del indicador de precisión del usuario del 50% (Tabla 5).

Tabla 5. Valores de precisión obtenidos para la cartografía de claros dentro del bosque de *A. religiosa* de dosel continuo dentro de la RBMM

<b>Categoría</b>	<b>Precisión del productor (%)</b>	<b>Precisión del usuario (%)</b>
Bosque	100	86.905
Claro	81.250	92.857
Nube	9.091	50



### Tamaño de claros por categoría

Dentro del bosque de *A. religiosa* de dosel continuo en la RBMM, se encontraron un total de 409 claros con un rango de tamaño de 0.125 ha a 0.499 ha; 63 claros para la categoría de tamaño de 0.5 ha a 0.999 ha; 18 claros para la categoría de 1 ha a 1.999 ha; y por último 7 claros para la categoría de  $\geq 2$  ha (Tabla 6).

Tabla 6. Estadísticas descriptivas de los claros, para cada categoría de tamaño. (n=498)

<b>Categoría (ha)</b>	<b>Número de claros</b>	<b>Media</b>	<b>Mediana</b>	<b>Desviación estándar</b>	<b>Error estándar</b>
0.125 a 0.4999	409	0.2482	0.2254	0.0995	0.0002
0.5 a 0.9999	63	0.6684	0.6251	0.1233	0.0020
1 a 1.9999	18	1.3671	1.2730	0.2715	0.0151
$\geq 2$	7	2.7822	2.9075	0.5890	0.0841

La categoría de tamaño de claros con mayor frecuencia absoluta fue la de 0.125 ha a 0.499 ha, con el 50% de la concentración de los datos alrededor de las 0.125 ha y 0.34 ha. Para la categoría de tamaño de 0.5 ha a 0.999 ha, el 50% de los datos se concentra entre las 0.60 ha y 0.79 ha. Para la categoría de 1 ha a 1.999 ha, el 50% de los datos se concentra entre 1.1 ha y 1.599 ha y en el caso de  $\geq 2$  ha, los datos se concentran entre 2ha y 3.4 ha (Tabla 6; Figura 2).



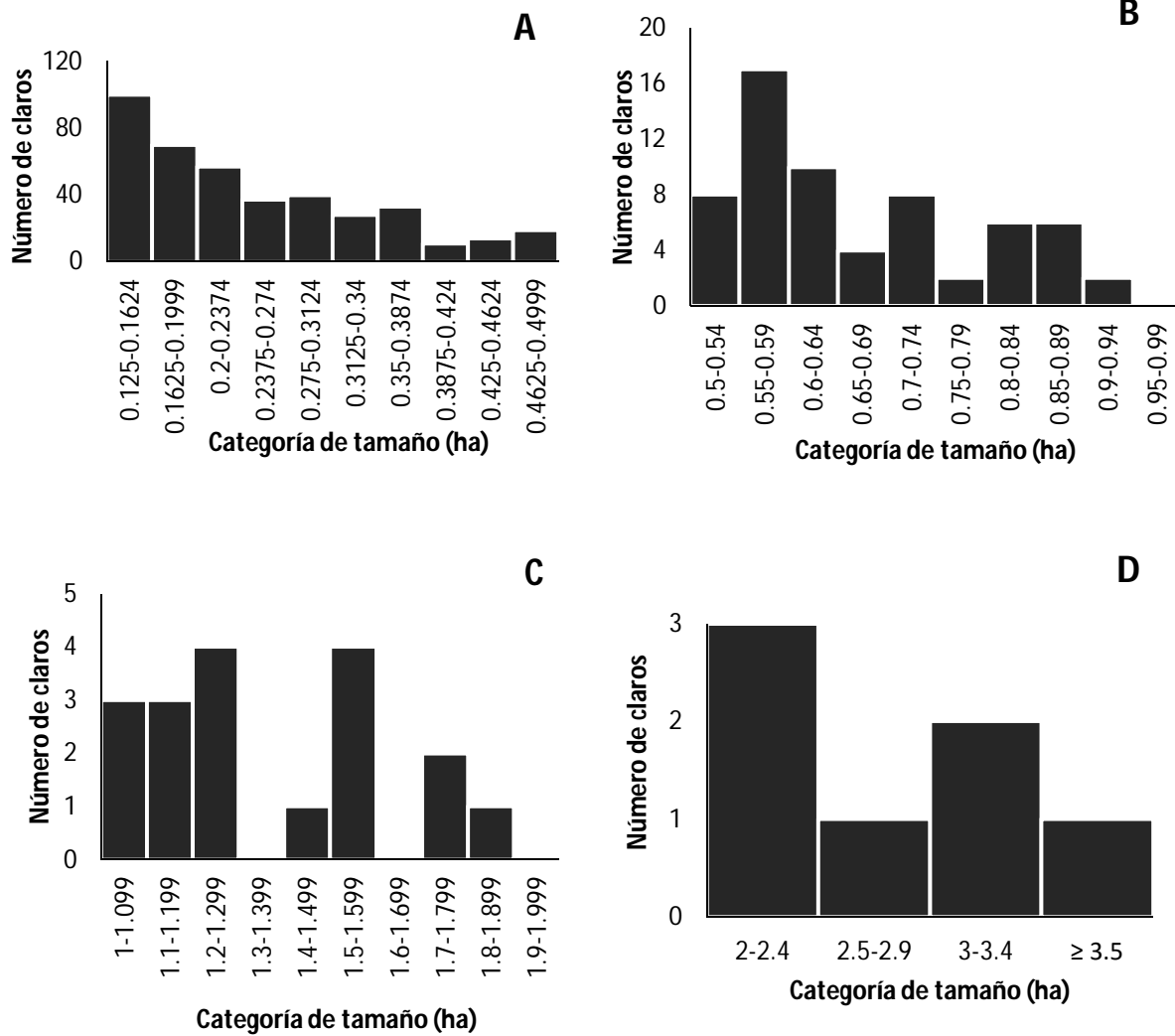


Figura 2. Histogramas de la distribución de las frecuencias absolutas de los claros, para cada categoría de tamaño de claros (N = 498).

### **Características generales de los sitios de muestreo**

Se registraron las variables biofísicas de los sitios (Tabla 8) de acuerdo a la orientación de ladera y el rango de tamaño, con el disturbio asociado a cada sitio.

Tabla 7. Registro de las variables de señales de disturbio en los claros, altitud (m) y superficie (ha) de los claros, por categoría de tamaño y exposición de ladera.

<b>Exposición de ladera</b>	<b>Categoría de tamaño (ha)</b>	<b>Señales de disturbio</b>	<b>Altitud promedio del claro (m)</b>	<b>Tamaño (ha)</b>
<b>NORTE</b>	<b>0.125 a 0.49</b>	Extracción forestal	3303	0,133
		Extracción forestal	3169	0,147
		No aparente	3229,5	0,172
		Extracción forestal	3066,5	0,182
		Extracción forestal	3222	0,249
		Extracción forestal	3119	0,270
		Extracción forestal	3212,5	0,333
		Extracción forestal	3020,5	0,333
		Extracción forestal _ Cambio de uso de suelo	3023	0,423
	Extracción forestal	3282,5	0,478	
	<b>0.5 a 0.99</b>	Extracción forestal	3099	0,504
		Extracción forestal	3294	0,515
Extracción forestal		3139,5	0,550	
Extracción forestal_Incendio forestal		3365	0,551	
Extracción forestal		3012	0,579	
Extracción forestal		3372	1,001	
<b>1 a 1.99</b>	Extracción forestal_Incendio forestal	3326	1,208	
	Extracción forestal	3168	1,448	
	Extracción forestal	3128,5	1,597	
	Extracción forestal	3113,5	1,827	
	Extracción forestal	3113,5	1,827	
<b>SUR</b>	<b>0.125 a 0.49</b>	Incendio forestal	3314,5	0,149
		Extracción forestal	3268,5	0,151
		Incendio forestal	3409,5	0,173
		Extracción forestal	2906	0,173
		Extracción forestal	3324	0,212
		Extracción forestal_Árboles desenraizados y árboles inclinados	3176	0,218
		Extracción forestal	3495	0,225
		Extracción forestal	3298	0,228
		Extracción forestal	3264,5	0,260
		Extracción forestal	3040,5	0,456

	Extracción forestal	3213	0,571
	Extracción forestal	3066	0,576
<b>0.5 a 0.99</b>	Extracción forestal	3225	0,625
	Incendio forestal	3324	0,721
	No_aparente	3217,5	0,850
<hr/>			
	Cambio de uso de suelo	2859	1,090
	Extracción forestal_Árboles desenraizados y árboles inclinados	3394,5	1,140
<b>1 a 1.99</b>	Extracción forestal	3269	1,292
	Extracción forestal	3185	1,570
	Extracción forestal	3278,5	1,782
	Extracción forestal	3059	2,034
	Extracción forestal	3269	2,807
<b>≥ 2</b>	Extracción forestal	3281	2,908
	Extracción forestal	3292	3,060
	Extracción forestal	3042	3,069

En 34 de los sitios se registraron señales de extracción forestal, 5 con una combinación de extracción forestal y alguna de los siguientes disturbios: incendios, cambio de uso de suelo o viento, en 2 de los sitios no se encontraron señales aparentes de disturbio y sólo 1 sitio presentó disturbio únicamente por cambio de uso de suelo, con fin de construcción de caminos (Tabla 7).

## Caracterización de la regeneración natural de *Abies religiosa*

### Análisis de la influencia de los factores biofísicos sobre la regeneración natural de *A. religiosa*

Para los individuos en las categorías de plántulas, brinzales I y brinzales II, se encontró un efecto significativo de la presencia de claros sobre la densidad de individuos ( $P = 0.005$ ,  $P = 0.000$  y  $P = 0.018$  respectivamente), con más individuos en claros que bajo el dosel del bosque (Figura 3). En el caso de la categoría de fustales también se encontró un efecto significativo de la apertura de dosel sobre la densidad de individuos, pero con más individuos (casi cinco veces más) en bosque que en claros ( $P < 0.001$ ). Para la categoría de tamaños de latizales no hubo diferencia significativa de la apertura del dosel del bosque sobre la densidad de individuos en los sitios.

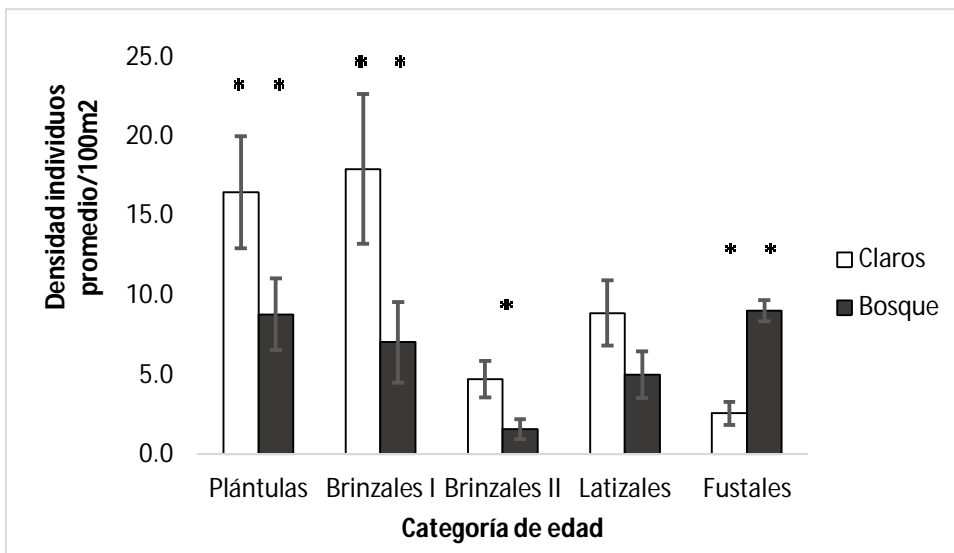


Figura 3. Densidad de individuos promedio por hectárea, en las diferentes categorías de tamaño. Las barras representan el error estándar. Los valores asociados de  $P < 0.05$  se muestran con asterisco (\*) sobre las barras y valores de  $P < 0.01$  se muestran con doble asterisco (\*\*).

En el caso de la categoría de fustales, se encontró un efecto significativo de la vegetación sobre la densidad de individuos muertos por hectárea ( $P=0.0497$ ; Figura 4). Para las categorías de edad de plántulas, brinzales I y II, así como

latizales, no se encontró un efecto significativo del tipo de vegetación (claro o bosque) sobre la densidad de individuos muertos por hectárea.

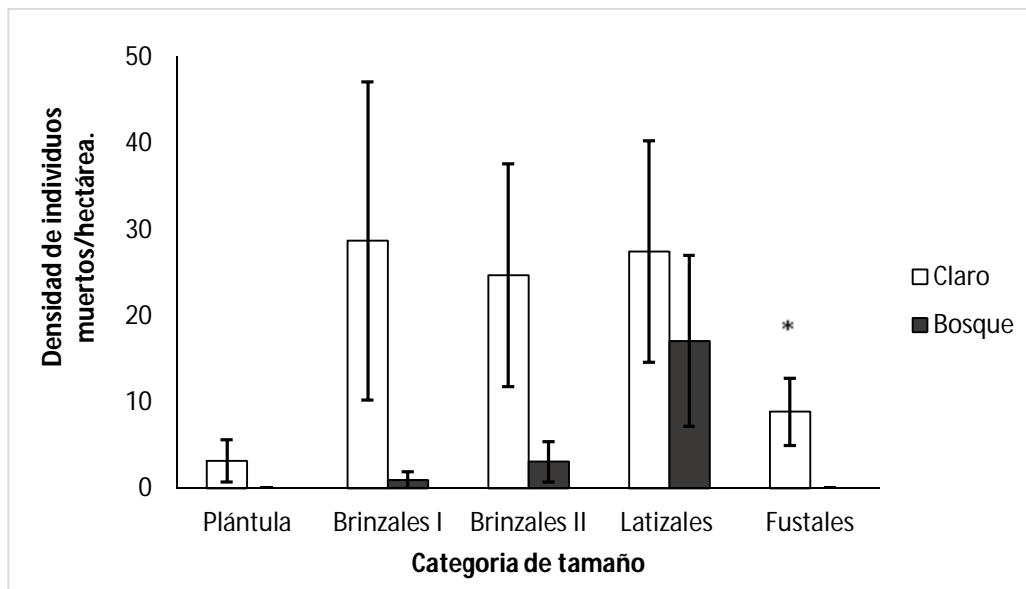


Figura 4. Histograma de la densidad de individuos muertos promedio por hectárea, en las diferentes categorías de tamaño de los individuos. Las barras representan el error estándar. Los valores asociados de  $P < 0.05$  se muestran con asteriscos (\*) sobre las barras.

Después de realizar los ANCOVAs, se encontró que ni la superficie, ni la elevación o la exposición de ladera, afectaran la densidad de individuos en ninguna de las clases de tamaño. Igualmente, no se encontró una relación entre la elevación y la superficie de claros, por lo que los claros no presentan diferentes tamaños a distintos pisos altitudinales.

A partir de los resultados de la prueba de U Mann Whitney, se encontró un efecto significativo del tamaño del claro sobre la densidad de individuos para la categoría de tamaño de plántulas con 1, 2, 3 y 4 verticilos, habiendo más individuos con ese número de verticilos en claros que en bosque. Mientras que para la densidad de individuos con 0 y 5 verticilos, no se encontró un efecto significativo de la apertura del dosel.

En el caso de la categoría de tamaño de brinzales I, se encontró un efecto significativo de la apertura del dosel sobre la densidad de individuos con 1 a 8 verticilos. Al igual que con la categoría de plántulas, el análisis muestra que hay más densidad de individuos con ese número de verticilos en los claros que en el bosque, mientras que no hay efecto significativo de la apertura del dosel sobre la densidad de individuos con 9 o más verticilos.

## Patrones de distribución espacial de *A. religiosa* en los sitios

Para las categorías de plántulas y brinzales I, así como en las cinco escalas de análisis definidas (1 m<sup>2</sup>, 2 m<sup>2</sup>, 4 m<sup>2</sup>, 8 m<sup>2</sup> y 16 m<sup>2</sup>), tanto en claros como bajo el dosel del bosque se obtuvo un coeficiente de dispersión mayor a 1 (Figura 5). Sólo en el caso de las plántulas y brinzales I bajo el dosel del bosque el coeficiente de dispersión se acerca al valor de 1, en una escala de análisis 4 m<sup>2</sup> (Figura 6).

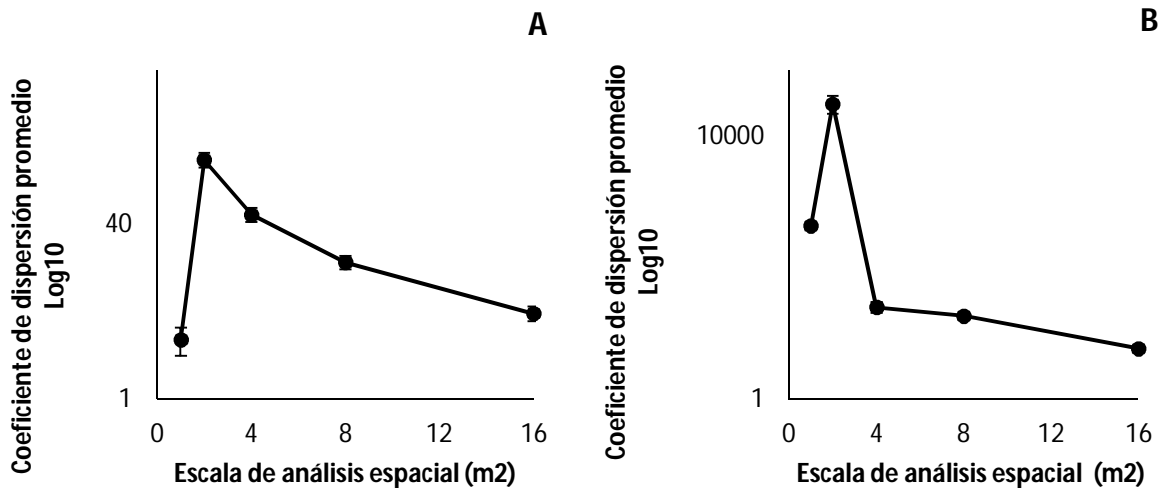


Figura 5. Coeficientes de dispersión promedio (log 10), obtenido en claros para las categorías de plántulas (A) y brinzales I (B), en las diferentes escalas (1 m<sup>2</sup>, 2 m<sup>2</sup>, 4 m<sup>2</sup>, 8 m<sup>2</sup> y 16 m<sup>2</sup>).

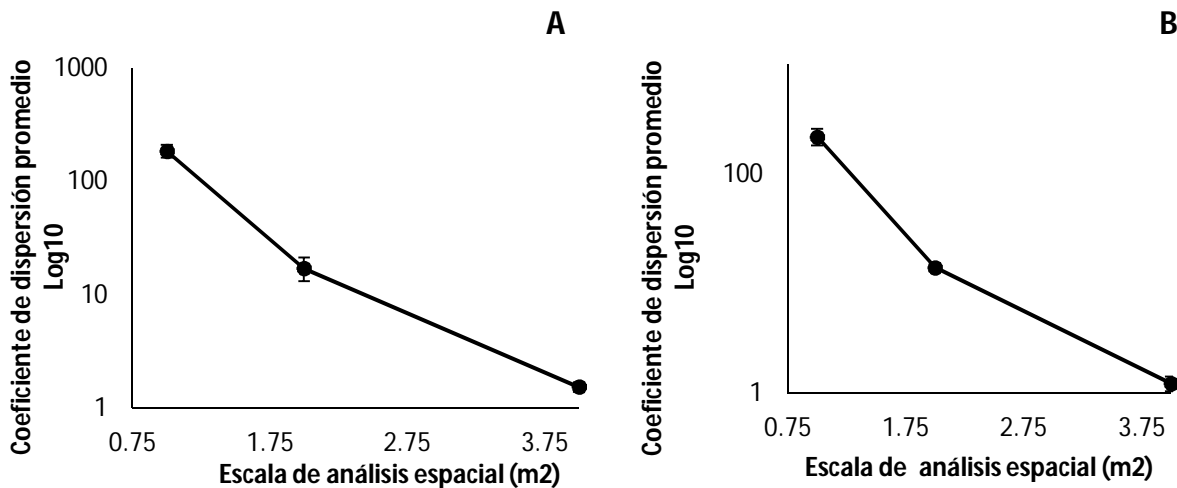


Figura 6. Coeficientes de dispersión promedio (log 10), obtenidos para plántulas (A) y brinzales I (B) bajo el dosel del bosque, en las diferentes escalas de análisis (1 m<sup>2</sup>, 2 m<sup>2</sup>, 4 m<sup>2</sup>, 8 m<sup>2</sup> y 16 m<sup>2</sup>).

Con base en la regresión lineal obtenida para el análisis entre el promedio del número de individuos y la distancia al centro de los claros, no se obtuvo una relación entre estas dos variables para la categoría de plántulas, ya que se obtuvo una probabilidad asociada de 0.291. Mientras que para las categorías de brinzales I y brinzales II, se encontró un efecto significativo de la distancia al centro del transecto en claros con relación al número de individuos promedio, con un valor de  $p < 0.05$ . Para la categoría de latizales no se obtuvo una relación significativa, con una probabilidad asociada de 0.343 (Tabla 8 y Figura 7).

Tabla 8. Valores obtenidos a partir del modelo de regresión lineal, para la relación entre el número de individuos promedio en los claros y la distancia al centro del transecto, con una escala de análisis de 4m<sup>2</sup>

	<b>Valor de P</b>	<b>r<sup>2</sup> ajustado</b>	<b>Observaciones</b>
<b>Plántulas</b>	0.291	-0.0102	72
<b>Brinzales I</b>	9.38E-09	0.3687	71
<b>Brinzales II</b>	0.007	0.1159	54
<b>Latizales</b>	0.343	-0.0014	62



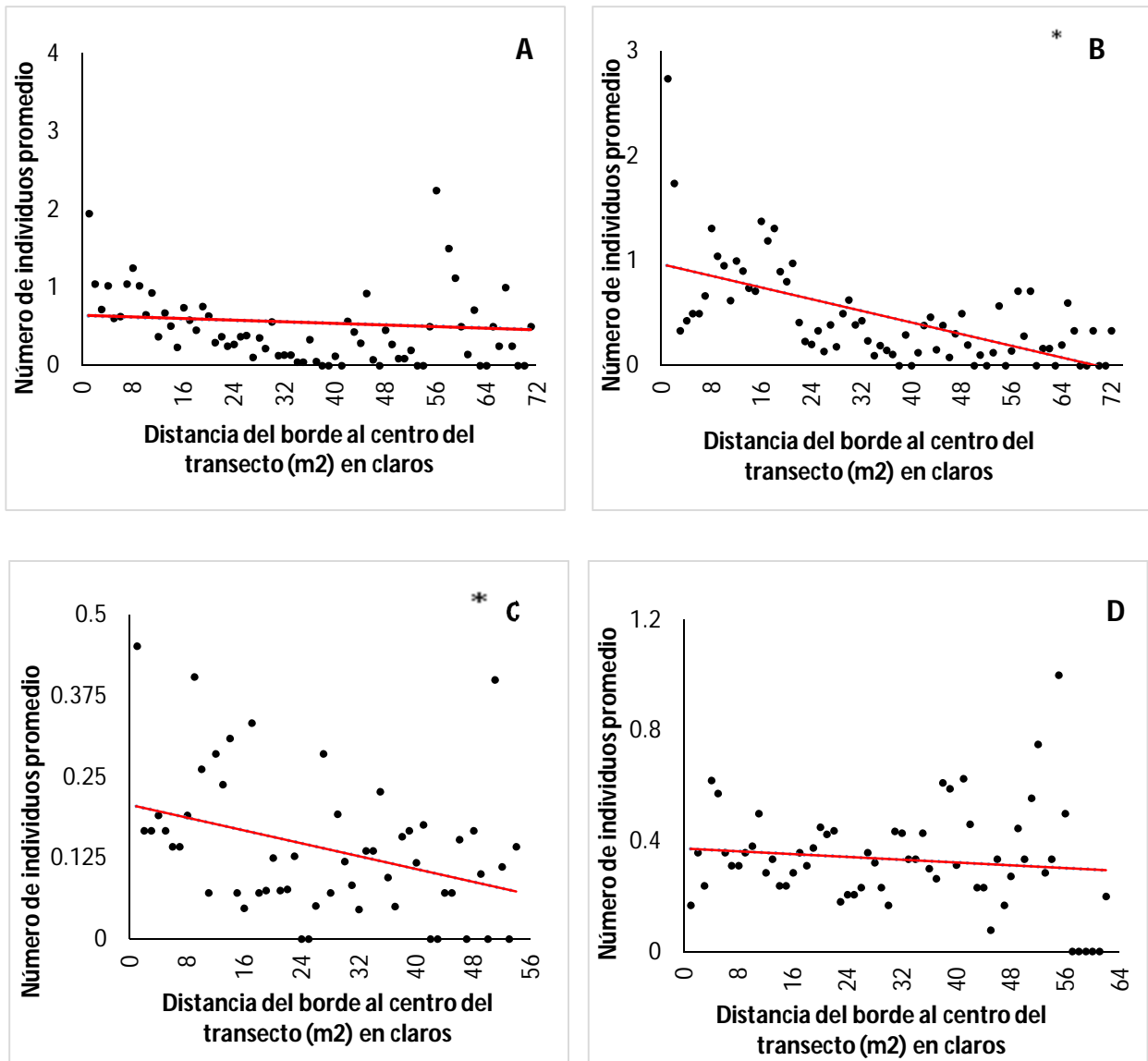


Figura 7. Regresiones lineales del número de individuos promedio en plántulas (A), brinzales I (B), brinzales II (C) y latizales (D), del borde al centro de los claros. Los valores asociados de  $P < 0.05$  se muestran con asteriscos (\*)

## **Discusión**

El uso de herramientas de SIG y técnicas de PR para la generación de cartografía de claros en bosque de *A. religiosa* presentó una alta confiabilidad. Estos métodos de análisis espacial con frecuencia son usados en la generación de cartografía de cobertura vegetal y cambio de uso de suelo, sin embargo para cuantificación de claros dentro de bosques son poco usados, siendo una condición el uso de imágenes de alta resolución para este tipo de trabajos. Una de las ventajas de usar técnicas de PR y SIG, fue el poder elegir sitios de muestreo al azar, distribuidos a lo largo de la RBMM y conocer la distribución del tamaño de los claros previo al trabajo de campo. De las 13,049.681 ha de bosque de *A. religiosa*, el 1.44% de dicha superficie corresponde a claros, lo que en su mayoría pertenecen a la categoría de tamaño de 0.125 ha a 0.499 ha. Claramente, la superficie que representan dichos claros en el bosque de oyamel es baja. Lo anterior sugiere que los claros podrían estar resultando en un patrón de estructura del bosque de mosaico, donde el dosel continuo del bosque presenta aperturas mayores a 0.5 ha con frecuencias atípicas, como lo menciona Hobi et al. (2015). En su estudio en bosques de maple en Europa, encontraron que el porcentaje del área de bosque que representaban los claros fue del 0.75%, donde el 60% de los claros medidos fueron de aproximadamente 200 m<sup>2</sup>, siendo la proporción de claros chicos mayor en los claros mapeados espectralmente que en la evaluación en campo, donde hubo una mayor cantidad de claros grandes.

Los resultados de este trabajo son consistentes con otros estudios dentro de la RBMM, donde la extracción forestal se identifica como una fuente de disturbio relacionada con la apertura del dosel del bosque (Brower et al., 2002; Giménez y Ramirez, 2003; Honey-Roses, 2009; Navarrete et al., 2011; Saénz et al., 2012; Vidal et al., 2014 y Jaramillo-López et al., 2015), ya que la principal fuente de disturbio registrada en los sitios (claros identificados), fue la extracción forestal (39 registros). Estos autores sugieren que en las últimas décadas han habido aprovechamientos forestales y cambio de uso de suelo principalmente de forestal a agrícola (huertas de aguacate). No obstante, se registró evidencia de

otros disturbios como los incendios en combinación con la extracción forestal, donde los incendios son el segundo disturbio con más registros. Es importante señalar, que en la mayoría de los claros se encontró evidencia de extracción forestal, la cual es posible que se haya dado luego de otra fuente de disturbio, como caída de árboles por vientos, por incendios forestales, o por plagas.

En cuanto a los incendios forestales, es posible que haya una menor cantidad de registros ya que la superficie de los bosques de *A. religiosa* en la RBMM es menor a la de *Pinus pseudostrobus*, y además aquellos se encuentran más alejados de las localidades. Cantú-Fernández (2013) indica que los incendios dentro de la RBMM se presentan con menor frecuencia en bosques de *A. religiosa* en comparación con bosques de *Pinus pseudostrobus*, y sus resultados sugieren que es posible que se deba a que el mayor porcentaje de área de bosques de *A. religiosa* se encuentra en zonas núcleo, donde debería de haber menos actividad humana, y por lo tanto menos fuentes de ignición.

De acuerdo con Brenner (2009), existen dos formas de extracción forestal dentro de la RBMM, una es la tala hormiga en la cual se extraen pocos individuos y la otra es la tala extensiva donde se talan cantidades notables de árboles. Dependiendo del tipo de extracción forestal, se crean claros de diferentes condiciones y características, las cuales puede llegar a determinar la regeneración natural en términos de abundancia y patrones de distribución en los sitios. Sin embargo, en el presente trabajo no se cuenta con la información necesaria para determinar el tipo de extracción ocurrida en los diferentes sitios, aunado a que no se tiene registro de la fuente de disturbio que originó el claro en un principio ni el tiempo transcurrido desde originado el claro, contando únicamente con el registro de señales de disturbio ocurridos en los sitios.

La falta de relación entre orientación de laderas y la superficie (ha) de los claros, posiblemente se encuentra explicada por factores como la fuente de disturbio que origina los claros, el manejo previo de los sitios y el tratamiento de los sitios posterior al evento de disturbio como remoción de material leñoso, creación de tinajas ciegas para infiltración, cercados entre otros, así como el tiempo

transcurrido desde la apertura del dosel. Este resultado coincide en el estudio en bosques de *A. religiosa* realizado por Sánchez-Velázquez y Pineda-López (1991), donde no encontraron una relación entre la altitud y la exposición de laderas del bosque de *A. religiosa*, sugiriendo que el efecto de dichos factores se ve distorsionado por la actividad humana (Lara-González et al., 2009).

Los resultados encontrados en este estudio señalan la presencia de regeneración natural exitosa de *A. religiosa*, tanto en claros como bajo el dosel del bosque, ya que en ambos sitios se cuantificaron individuos pertenecientes a las diferentes categorías de tamaño, aunque encontramos más individuos de las tallas más pequeñas en claros. Es importante destacar que en este trabajo no fue posible cuantificar las edades de los claros, o la fuente original de disturbio que los generó. Aunque se ha documentado que un ambiente favorable para la regeneración natural de las especies pertenecientes al género *Abies* es bajo la sombra del sotobosque siendo este su nicho de regeneración (Grubb, 1977), las diferencias entre las densidades de plántulas y brinzales (I y II) bajo el dosel del bosque y los claros, son consistentes con el hecho de que los claros generan las condiciones adecuadas para la regeneración y el establecimiento de *A. religiosa* (Hoth, 1995; Ávila-Bello, 2000; Kucerava et al., 2013). Coincidiendo con otros estudios donde se menciona que los individuos del género *Abies* pueden verse beneficiados de una sombra moderada y de las ventajas competitivas que poseen en condiciones de luz favorables (Jaworski et al., 2007; Grassi y Bagnaresi, 2001; Kucerava et al., 2013). Además, estos resultados coinciden con los encontrados por Cater et al. (2014) con *Abies alba* Mill., en el que sugiere que un bosque con estructura de pequeñas fragmentaciones podría beneficiar a los árboles juveniles de *A. alba*, por sus características de luz difusa predominante y bajos niveles de luz directa.

La regeneración natural de *A. religiosa* no mostró una preferencia por tamaño de claros, exposición de laderas o altitud, lo que puede estar siendo explicado por otros factores como la fuente de origen del claro y el tiempo desde transcurrido el disturbio, los cuales no fue posible conocer con este estudio. Estos

resultados coinciden con el estudio sobre regeneración natural de *A. religiosa* en claros realizado en el Cofre de Perote por Lara-González et al. (2009), donde no se encontró una relación entre el número de plántulas y el tamaño de los claros, siendo más importante la edad del claro en determinar el número de plántulas. Estos resultados son consistentes con un estudio en bosques mixtos de *A. alba* realizado por Dobrowalska y Veblen (2008), en claros de diferentes tamaños (de  $\leq 100\text{m}^2$  a  $250\text{m}^2$ ) donde, el número promedio de las especies arbóreas no fue diferente entre las clases de tamaño de los claros. Sin embargo, estos resultados se contraponen a lo reportado por Gray y Spies (1996) en bosques de coníferas en la Cordillera de las Cascadas, al Noroeste de los EUA, donde registraron una variación en el establecimiento de las plántulas entre el tamaño de los claros, así como lo encontrado en un estudio en un bosque lluvioso en Costa Rica donde se sugiere que las especies dispersadas por viento muestran una correlación entre abundancia y tamaño de los claros (Brandani et al., 1988). Por otra parte, Giménez y Ramírez (2004) no documentaron una relación entre exposición de ladera y presencia de *A. religiosa*, ya que en su estudio del análisis fitosociológico de los bosques de *A. religiosa* de la Sierra de Anganguero no encontraron una preferencia de los individuos por una exposición concreta de ladera.

La mayor densidad de plántulas de *A. religiosa* cuantificadas en los claros, sugieren que dichas aperturas del dosel dentro de la RBMM pueden crear condiciones que favorecen la regeneración natural de *A. religiosa* en las primeras categorías de tamaño (plántulas, brinzales I y brinzales II) Lo anterior coincide con lo encontrado por Lara-González et al. (2009) en bosques de *A. religiosa*, así como con otros estudios llevados a cabo en bosques de *A. alba* y *A. amabilis* (Gray y Spies, 1996; Albanesi et al., 2005; Dobrowalska y Veblen, 2008), y en bosques de maple (Pérez, 2006), donde la regeneración natural en términos de densidad de individuos fue mayor en claros que bajo el dosel del bosque. Sin embargo, existe una falta de relación entre la densidad de individuos en la categoría de latizales y la apertura del dosel, posiblemente como resultado de procesos como el autoaclareo o por el proceso de cerrado de los claros por las especies arbóreas, siendo en algunos sitios de los bordes hacia dentro, lo cual se

asemeja al bosque adyacente, como lo propone Oliver y Larson (1996). En su estudio Sánchez-Velázquez y Pineda-López (1991), sugiere que en el caso de *A. religiosa* el número de individuos de cada cohorte va disminuyendo conforme la población va madurando, como efecto de la competencia intra e interespecífica.

La estructura demográfica del bosque donde individuos adultos presentan mayores densidades en sitios conservados, puede estar explicando la mayor densidad de fustales encontrados en bosques con relación a los claros, también es posible que se deba a los procesos inherentes de la formación de los claros a partir de la muerte o remoción de los individuos que conforman el dosel. Estos resultados coinciden con los encontrados con Murillo (2009), quien menciona que la zona conservada de bosques en la RBMM está representada en su mayoría por individuos adultos de tallas grandes ( $DAP \geq 60$  cm). También en un estudio demográfico sobre la estructura del bosque de *Abies hickelii*, se encontró que las mayores densidades de árboles adultos se encuentran en los sitios más protegidos y conservados (Ávila-Bello, 2000).

En *A. religiosa* se ha sugerido que cada verticilo corresponde a un año de crecimiento (Lara-González et al., 2009). Si lo anterior es cierto, entonces la mayor densidad de plántulas de 1 a 4 verticilos documentadas en claros, sugiere que permanecen en dicha categoría de tamaño entre 1 y 4 años posteriores a la germinación de la semilla, mientras que recién germinadas (0 a 1 años) no hay una diferencia en la densidad de plántulas entre los claros y bajo el dosel del bosque. Mientras que para la categoría de tamaño de brinzales I pueden permanecer entre 1 y 8 años en dicha categoría en los claros. Los resultados anteriores pueden estar siendo explicados por efecto de regeneración avanzada al momento de la creación del claro (Mountford et al., 2006) o por efecto de la historia de vida de los *A. religiosa*, donde la curva de supervivencia se ajusta a una curva tipo III (Sánchez-Velázquez y Pineda-López, 1991; Ángeles y López, 2009), siendo la tasa de mortalidad para las plántulas de *A. religiosa* mayor en los primeros doce meses desde su germinación, lo cual podría estar explicando la diferencia en la densidad de plántulas con 1 a 4 verticilos entre los claros y el

bosque. Estos resultados son consistentes además con otros estudios que incluyen trabajos con *A. hickelii* y *A. religiosa*, en donde se identifican a las etapas de plántulas y brinzales como más susceptibles a estrés ambiental y competencia, siendo durante el primer año de vida de la plántula cuando se producen las mayores pérdidas, en los dos años posteriores la supervivencia disminuye en menor medida y de los 3 a los 8 años permanece constante, por lo que sugieren que el periodo crítico de mortalidad se presenta en la etapa de plántulas a juveniles (Pongé et al., 1998; Ávila-Bello, 2000; Pérez, 2006; Ángeles y López, 2009). Estos resultados son diferentes de lo encontrado por Gray y Spies (1996) en bosques de coníferas, donde identifican la exposición a altos niveles de luz como factores que llevan a estrés ambiental a las plántulas incidiendo en su tasa de mortalidad. También es diferente de lo observado en *A. religiosa* donde bajo el dosel del bosque no afectado por eventos de disturbio como los incendios, documentaron que la tasa de supervivencia de los individuos es nula entre los 20 y 24 meses desde la germinación de la plántula, ya que las plántulas mueren por caída de ramas y la desecación progresiva asociada al estrés hídrico (Ángeles y López, 2009).

El efecto significativo de la apertura del dosel sobre la densidad de fustales muertos ( $p = 0.043$ ), puede deberse al proceso inherente de la formación de un claro, que resulta de la muerte o remoción de los individuos que conforman el dosel continuo del bosque, por lo que hay mayor densidad de fustales muertos en claros. Los resultados de este estudio son consistentes con los reportados por Ávila-Bello (2000) en *Abies hickelii* en Veracruz, quien menciona que la mayor mortalidad de adultos puede estar asociada con la accesibilidad de los sitios para la extracción de los individuos. En el caso de los bosques de *A. religiosa* dentro de la RBMM, de acuerdo con Murillo (2009), se observa una disminución de individuos adultos con diámetros más grandes ( $DAP \geq 60$  cm) en las zonas aprovechadas dentro de la RBMM. Los resultados de dichos estudios son consistentes con el hecho de que la extracción forestal fue el disturbio con más frecuencia de registros dentro de los claros, lo que estaría explicando el efecto de la apertura del dosel y la mortalidad de fustales. Sin embargo, en las demás

categorías de tamaño de los individuos (plántulas, brinzales I, brinzales II y latizales) la densidad de individuos no se encuentra afectada por la apertura del dosel, donde posiblemente la formación de claros no afecta la sobrevivencia de los individuos, sino que promueve su establecimiento y crecimiento.

Los patrones de distribución de plántulas y brinzales pueden estar relacionados con la distancia de las plántulas a los árboles semilleros, así como a los patrones de dispersión de semillas de *A. religiosa*, lo que daría como resultado que para al menos estas categorías de tamaño los patrones de dispersión sean agregados. Otra variable que puede estar influyendo es la forma de los claros, lo cual puede modificar los patrones de establecimiento de las especies al modificar el micro ambiente dentro de los claros. Si la distribución de los individuos fuera uniforme, entonces podríamos inferir que las relaciones de competencia son tan fuertes que mantienen una distribución uniforme de la población. En otros estudios se sugiere que los patrones de distribución de los individuos se encuentran relacionados a las condiciones de los micrositos, las cuales aumentan o disminuyen la probabilidad de germinación y establecimiento de las plántulas, como lo reporta Pérez (2006) para las especies *Quercus canariensis* Willd. y *Quercus suber*, así como Vilhar et al. (2015). Una de las limitaciones de este estudio es la falta de análisis a profundidad de la composición de especies en los diferentes estratos, lo que contribuiría a explicar de mejor forma los patrones de distribución de las plántulas dentro de los claros.

Los resultados sugieren que el establecimiento de los individuos de *A. religiosa* en la categoría de plántulas no se ve afectado por la distancia al centro de los claros, mientras que en las categorías de tamaño de brinzales I y brinzales II se encuentran afectados negativamente conforme aumenta la distancia al centro de los claros, una vez que los individuos pasan a la categoría de latizales el efecto de la distancia al centro de los claros se pierde. Estos resultados podrían estar indicando que los individuos de *A. religiosa* germinan igual tanto bajo el dosel del bosque como en los claros y conforme pasa el tiempo los individuos muestran una respuesta diferencial a la apertura del dosel siendo afectados negativamente por



la distancia al centro de los claros, por lo que se infiere que existe una alta tasa de mortalidad en la etapa de brinzales I y II, una vez establecido el árbol en la etapa de latizal no hay un efecto significativo de la apertura del dosel, probablemente por los mecanismos de llenado del claro y los procesos de autoaclareo como lo sugiere Oliver y Larson (1996). Estos resultados son similares con lo encontrado para el número de verticilos, donde se sugiere que la mortalidad es mayor en los primeros años de vida de los individuos y finalmente se establecen. Lo anterior, puede ser resultado de factores como la vegetación del suelo así como el aumento de la intensidad lumínica donde la sombra puede favorecer el establecimiento de los individuos; y los patrones de dispersión de las semillas. Otros estudios sugieren que puede deberse a la vegetación del suelo, la cual dificulta el establecimiento de los individuos al centro de los claros (Albanesi et al., 2005; Vilhar et al., 2015). En un estudio realizado por Albanesi et al. (2005), se encontró una diferencia significativa en la densidad de plántulas entre el límite y el centro de los claros de tamaño mediano (410 m<sup>2</sup>) siendo mayor la regeneración al borde de los claros. En un estudio realizado por Brandani et al. (1988) en un bosque lluvioso en Costa Rica, se sugiere que las especies con semillas pequeñas y dispersadas por viento pueden tener mayor probabilidad de colonizar las zonas centro de los claros.

La estructura poblacional del bosque de *A. religiosa* presenta estadios de desarrollo en condición juvenil (plántulas, brinzales y latizales) lo que sugiere que la población de *A. religiosa* se encuentra en proceso de recuperación. Lo anterior, en conjunto con las señales de aprovechamiento forestal, puestas de manifiesto por la presencia de tocones en 39 de los sitios, puede estar indicando que bajo ciertas condiciones de aprovechamiento que crean claros en el dosel del bosque podría favorecerse la recuperación de las poblaciones y asegurar su permanencia en el tiempo. Por lo que se sugiere un estudio a largo plazo de monitoreo de las poblaciones de *A. religiosa*, así como de las condiciones ambientales en los claros, lo cual podría arrojar los datos suficientes para comprender dichos factores.

## Conclusiones

Este estudio mostró evidencia de regeneración natural exitosa de *A. religiosa* especialmente en claros, pero también bajo el dosel de bosque dentro de la RBMM, sin que ésta se vea influida por el tamaño, la exposición de laderas y la altitud en que se encuentran los claros. Las mayores densidades de individuos en etapas de desarrollo tempranas fueron encontradas en claros. Aparentemente, los individuos de *A. religiosa* son más susceptibles a morir durante las primeras etapas desde emergida la plántula (plántulas, brinzales I y II) y la tasa de mortalidad disminuye conforme crecen los individuos. Estos resultados pueden ser tomados en cuenta en técnicas de restauración de los sitios, como la regeneración natural asistida.

Dentro de la RBMM, se observó que el principal disturbio relacionado a la apertura del dosel continuo del bosque de *A. religiosa* es la extracción forestal, en ocasiones en combinación con algún otro disturbio. En los sitios donde ha ocurrido un disturbio se sugiere la existencia de una recuperación de las poblaciones, lo cual se apoya en el hecho de haber encontrado individuos en las categorías de tamaño más jóvenes (plántulas, brinzales I, brinzales II y latizales).

Las plántulas de *A. religiosa* muestran una distribución agregada, posiblemente como consecuencia de su mecanismo de dispersión (por viento). El conocimiento de los patrones de distribución en los sitios puede contribuir a mejorar el plan de manejo de los bosques de *A. religiosa* dentro de la RBMM, así como las acciones de restauración emprendidas posteriores a un evento de disturbio.

El uso de herramientas como los SIG y técnicas de PR, permitieron conocer los sitios potenciales de muestreo y caracterizar los claros en cuanto a su tamaño y ubicación espacial. Aunque es necesario verificar en campo los claros, para seleccionar sitios potenciales para la recuperación natural de las poblaciones de *A. religiosa*.

Se sugiere la generación de estudios de monitoreo a largo plazo de las poblaciones de *A. religiosa*, con el cual puedan determinarse tasas de supervivencia, reclutamiento y mortalidad de los individuos en los claros, lo cual sea base para entender la dinámica de los bosques de *Abies religiosa* en la RBMM, así como entender hasta que medida se están viendo afectados por las variaciones del clima.

## **Bibliografía**

**Albanesi E., Gugliotta O.I., Mercurio I. y Mercurio R.** (2005). Effects of gap size and within-gap position on seedlings establishment in silver fir stands. *Forest-Biogeosciences and Forestry*, 2 (4), 358 – 366.

**Alice F., Montagnini F., Montero M.** (2004). Productividad en plantaciones puras y mixtas de especies forestales nativas en la estación biológica La Selva, Sarapiquí, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 28 (2), 61 – 71.

**Ángeles C. E. y López M. 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.

**Attwill P. M.** (1994). The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*, 63, 247 – 300.

**Ávila-Bello C. H.** (2000). Ecología poblacional de *Abies hickelii* en el Pico de Orizaba, Veracruz. *Colegio de Postgraduados*, Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. L172.

**Bautista S. C.** (2013). Estructura del bosque y arquitectura de brinzales de *Abies religiosa* en Tlaxco, Tlaxcala. Tesis de Maestría en Ciencias, *Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo*, Montecillo, Texcoco, Edo. Mexico, 115.

**Brandani A., Hartshorn G. S. y Orians G. H.** (1988). Internal Heterogeneity of Gaps and Species Richness in Costa Rican Tropical Wet Forest. *Journal of Tropical Ecology*, 4, 99 – 119.

**Brenner L.** (2009). Aceptación de políticas de conservación ambiental: el caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Economía, Sociedad y Territorio*, 9 (30), 259 – 295.

**Brokaw N. V. L.** (1982). The Definition of Treefall Gap and Its Effect on Measures of Forest Dynamics. *Biotropica*, 14 (2), 158 – 160.

**Brower L. P., Castilleja G., Peralta A., López-García J., Bojorquez-Tapia L., Diaz S., Melgarejo D. y Missrie M.** (2002). Quantitative Changes in Forest Quality in a Principal Overwintering Area of the Monarch Butterfly in Mexico, 1971-1999. *Conservation Biology*, 16 (2), 346 – 359.

**Canham C. D., Denslow J. S., Platt W. J., Runkle J. R., Spies T. A. y White P. S.** (1990). Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 20, 620 – 631.

**Cantú F. M. X.** (2013). Incendios de 2012 en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca: Caracterización y respuesta institucional. Tesis de licenciatura. *Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México*, Morelia, Michoacán, 79.

- Carabias J., Arriaga V. y Cervantes G. V.** (2007). Las políticas públicas de restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 85 – 100.
- Carlón-Allende T., Mendoza M. E., Villanueva-Díaz J. y Pérez-Salicrup D. R.** (2015). Análisis espacial del paisaje como base para muestreos dendrocronológicos: El caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Madera y Bosques*, 21 (2), 11 – 22.
- Castillo F. J. D.** (2011). Factores de influencia en enraizamiento de estacas de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. Et Cham. Tesis de Maestría en Ciencias. *Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo*, Montecillo, Texcoco, Estado de México, 67.
- Cater M., Diaci J. y Rozenbergar D.** (2014). Gap size and position influence variable response of *Fagus sylvatica* L. and *Abies alba* Mill. *Forest Ecology and Management*, 325, 128 – 135.
- Champo-Jiménez O., Valderrama-Landeros L. y España-Boquera M. L.** (2012). Pérdida de cobertura forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, Michoacán, México (2006 - 2010). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18 (2), 143 – 157.
- CONAFOR. Comisión Nacional Forestal.** (2009). Restauración de ecosistemas forestales: Guía básica para comunicadores, CONAFOR, Zapopan, Jalisco, México, 69.
- CONAFOR. Comisión Nacional Forestal.** (2012). Programa de Desarrollo de Plantaciones Forestales Comerciales: A 15 años de su creación. *Comisión Nacional Forestal*, Zapopan, Jalisco, México, 198.
- CONANP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.** (2001). Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas*, México, 140.
- CONANP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.** (2013). Lineamientos para una estrategia de restauración en Áreas Naturales Protegidas. *Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas*, Tlalpán, Ciudad de México, México, 213, 51.
- Coomes D. A. y Grubb P. J.** (2003). Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *Trends in Ecology and Evolution*, 18 (6), 283 – 291.
- Cornejo-Tenorio G. e Ibarra-Manríquez G.** (2008). Flora Ilustrada de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Tlalpan, D. F., México, 441.
- Cornejo-Tenorio G., Casas A., Farfán B., Villaseñor J. L., e Ibarra-Manríquez G.** (2003). Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 73, 43 – 62.
- Diario Oficial de la Federación. DOF.** (2000). Decreto por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región denominada Mariposa Monarca, *Poder Ejecutivo Federal*.
- Dobrowalska D. y Veblen T. T.** (2008). Treefall-gap structure and regeneration in mixed *Abies alba* stands in central Poland. *Forest Ecology and Management*, 255, 3469 – 3467.

- Franklin J. F., Spies T. A., Van Pelt R., Carey R. B., Thornburgh D. A., Berg D. R., Lindenmayer D. B., Harmon M. E., Keeton W. S., Shaw D. C., Bible K. y Chen J.** (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using *Douglas-fir* forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155, 399 – 423.
- García E.** (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). *Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México*, 5a. Ed., México, 91.
- Giménez A. J. y Ramírez M. I.** (2003). Las comunidades vegetales de la Sierra de Angangueo (estados de Michoacán y México, México): clasificación, composición y distribución, *Lazaroa*, 24, 87 – 111.
- Giménez A. J. y Ramírez M. I.** (2004). Análisis fitosociológico de los bosques de *A. religiosa* [*Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. & Schlecht.] de la Sierra de Angangueo, Región Central de México. *Fitosociología*, 41 (1), 91 – 100.
- Gómez-Pompa A. y Del Amo R. S.** (1985). Investigaciones sobre la regeneración natural de las selvas altas en Veracruz, México II, Instituto Nacional Sobre Recursos Bióticos, Xalapa, Veracruz, México.
- Grassi G. y Bagnaresi U.** (2001). Foliar morphological and physiological plasticity in *Picea abies* and *Abies alba* saplings along a natural light gradient. *Tree Physiology*, 21, 959 – 967.
- Grassi G., Minotta G., Tonon G. y Bagnaresi U.** (2004). Dynamics of Norway spruce and silver fir natural regeneration in a mixed stand under uneven-aged management. *Canadian Journal of Forest Research*, 34 (1), 141 – 149.
- Gray N. A. y Spies T. A.** (1996). Gap Size, Within-Gap Position and Canopy Structure Effects on Conifer Seedling Establishment. *British Ecological Society*, 84 (5), 635 – 645.
- Grubb P. J.** (1977). The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society (Biol. Rev)*, 52, 107 – 145.
- Gunderson H. L.** (2000). Ecological Resilience: In Theory and Application. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 31, 425 – 439.
- Hobi M. L., Ginzler C., Commarmot B. y Bugmann H.** (2015). Gap pattern of the largest primeval beech forest of Europe revealed by remote sensing. *Ecosphere*, 6 (5), 76.
- Holling C. S.** (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1 – 23.
- Honey-Roses J.** (2009). Disentangling the proximate factors of deforestation: The case of the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico. *Land Degradation & Development*, 20, 22 – 32.
- Honnay O., Hermy M. y Coppin P.** (1999). Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation*, 87, 73 – 84.

**Hoth J.** (1995). Mariposa monarca, mitos y otras realidades aladas. *Revista Ciencias, Academia Mexicana de Ciencia*, 37, 28 – 19.

**INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.** (1982). Carta edafológica, 1:50000, Ciudad Hidalgo E14 - A25, SPP, México.

**Ives R. A.** (1995). Measuring Resilience in Stochastic Systems. *Ecological Monographs*, 65 (2), 217 – 233.

**Jaramillo-López. P. F., Ramírez M. I. y Pérez-Salicrup S. D. R.** (2015). Impacts of Bokashi on survival and growth rates of *Pinus pseudostrabus* in community reforestation projects. *Journal of Environmental Management*, 150, 48 - 56

**Jaworski A., Kolodziej Z. y Lapka M.** (2007). Mortality, recruitment, and increment of trees in the *Fagus-Abies-Picea* stands of a primeval character in the lower mountain zone. *Dendrobiology*, 57, 15 – 26.

**Kuceravá B., Dobrovolný L. y Remeš J.** (2013). Responses of *Abies alba* seedlings to different site conditions in *Picea abies* plantations. *Dendrobiology*, 69, 49 – 58.

**Kupferschmid A. D., Wasern U. y Bugmann H.** (2014). Light availability and ungulate browsing determine growth, height and mortality of *Abies alba* saplings. *Forest Ecology and Management*, 318, 359 – 369.

**Kuuluvainen T.** (1994). Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31, 35 – 51.

**Lara-González R., Sánchez-Velázquez L. R y Corral-Aguirre. J.** (2009). Regeneración de *Abies religiosa* en claros del dosel versus sotobosque, Parque Nacional Cofre de Perote, México. *Agrociencia*, 43, 739 – 747.

**Lillesand T. M. y Kiefer R. W.** (2000). Digital image processing. *En Remote sensing and image interpretation*, John Wiley & Sons, Inc., 4a. Edición, Estados Unidos de America, Cap. 7, 534 – 539.

**López G. N.** (2011). La firma espectral de *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Programa de Posgrado en Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México*, Ciudad de México, México, 85.

**Madrigal S. X.** (1967). Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de *A. religiosa* (*Abies religiosa* (H. B. K.) Schl. et Cham.) en el Valle de Mexico

**Manzanilla H.** (1974). Investigaciones Epidométricas y Silvícolas en Bosques Mexicanos de *Abies religiosa*. *Instituto Nacional de Investigaciones Forestales*, 175.

**Manzanilla H.** (1976). Investigaciones epidométricas y silvícolas en bosques mexicanos de *Abies religiosa*. *En SAG*, México.

**Martínez A. L.** (2016). Ejidatarios denuncian exclusión en toma de decisiones sobre santuarios de la monarca. *Respuesta*, Consultado el 25 de febrero del 2016, en <http://166.62.81.244/~respuestacom/index.php/30-noticias-principales/29599-ejidatarios-denuncian-exclusion-en-toma-de-decisiones-sobre-santuarios-de-la-monarca.html>

- Mas J. C., Díaz-Gallegos. J. R. y Perez V. A.** (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 51, 53 – 72.
- Mas J-F., Pérez-Vega A., Ghilardi A., Martínez S., Loya-Carrillo. J. O. y Vega M. E.** (2013). A tool for assessing thematic map accuracy. *Creative Commons Attribution*, 1 – 15.
- Messier C., Doucet R., Ruel J-C., Claveau Y., Kelly C. y Lechowicz M. J.** (1999). Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 812 – 823.
- Mitchell S. J y Beese W. J.** (2002). The retention system: reconciling variable retention with the principles of silvicultural systems. *The forestry chronical*, 78 (3), 397 – 403.
- Mountford E. P., Savill P. S. y Bebbler D. P.** (2006). Patterns of regeneration and ground vegetation associated with canopy gaps in a managed beechwood in southern England. *Forestry*, 79 (4), 389 – 408.
- Murillo G. A.** (2009). El manejo forestal y sus implicaciones en la cubierta vegetal y en la estructura demográfica de especies comerciales: Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Tesis de Maestría en Ciencias. *Posgrado en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional Autónoma de México*, México, 108.
- Navarrete J. L., Ramírez M. I. y Pérez S. D. R.** (2011). Logging within protected areas: Spatial evaluation of the monarch butterfly biosphere reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 262, 646 – 654.
- Nieto de Pascual-Pola C., Musálem M. Á. y Ortega-Alcalá J.** (2003). Estudio de algunas características de conos y semillas de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. et Cham. *Agrociencia*, 37 (5), 521 – 531.
- Oliver C. D. y Larson B. C.** (1996). Disturbances and stand development. *En Forest Stand Dynamics*, John Wiley & Sons, Inc., Cap. 4, 89 – 143.
- Oliver C. D. y Larson B. C.** (1996). Plant Interactions and limitations to growth. *En Forest Stand Dynamics*, John Wiley & Sons, Inc., Cap. 2, 34 - 35.
- Omelko A., Ukhvatkina O. y Zhmerenetsky A.** (2016). Disturbance history and natural regeneration of an old-growth Korean pine-broadleaved forest in the Sikhote-Alin mountain range, Southeastern Russia. *Forest Ecology and Management*, 360, 221 – 234.
- Orimoogunje O. O. I.** (2014). Forest Cover Changes and Land Use Dynamics in Oluwa Forest Reserve, Southwestern Nigeria. *Journal of Landscape Ecology*, 7 (2), 25 – 44.
- Pérez R. I. M.** (2006). Factores que condicionan la regeneración natural de especies leñosas en un bosque mediterráneo del sur de la Península Ibérica. Tesis doctoral. Sevilla, España, 345.
- Pérez-Salicrup D. R.** (2005). La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos. En O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez, y D. Azuara (Eds). *Temas sobre Restauración Ecológica*. Instituto Nacional de



Ecología, Semarnat, U. S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A. C. México, D. F., Pp. 79 – 86, ISBN. 968-817-724-5.

**Pérez-Salicrup D. R.** (2006). Regeneration of *Styrax argenteus* in natural forest and in plantations of *Cupressus lindleyi* in Michoacan, Mexico. *Nex Forests*, 32, 231 – 241.

**Pinard M. A., Putz F. E., Rumiz D., Guzmán R y Jardim A.** (1999). Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forests in Lomerío, Bolivia. *Forest Ecology and Management*, 113 (2 - 3), 201 – 213.

**Pineda J. N. B., Bosque S. J., Gómez D. M. y Plata R. W.** (2009). Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 69, 33 – 52.

**Ponge J. F., André J., Zackrisson O., Bernier N., Nilsson M. C. y Gallet C.** (1998). The forest regeneration puzzle. *Bioscience, American Institute of Biological Sciences*, 48 (7), 523 – 530.

**Robakowski P., Wyka T., Samardakiewicz S. y Kierzkowski D.** (2001). Growth, photosynthesis, and needle structure of silver fir (*Abies alba* Mill.) seedlings under different canopies. *Forest Ecology and Management*, 201, 211 – 227.

**Runkle J. R.** (1981). Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology*, 62 (4), 1041 – 1051.

**Sáenz-Ceja J. E.** (2015). Reconstrucción dendrocronológica de la historia de establecimiento de *Pinus pseudostrobus* y *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Tesis de Maestría en Ciencias. *Posgrado en Cs. Biológicas, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México*, Cd. México, México, 72.

**Sáenz-Romero C., Rehfeldt G. E., Duval P. y Lindig-Cisneros R. A.** (2012). *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for the monarch butterfly conservation in Mexico. *Forest Ecology and Management*, 275, 98 – 106.

**Sánchez-Velázquez L. R. y Pineda-Lopez. M. R.** (1991). Distribución y estructura de la población de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. Et Cham., en el Cofre de Perote, Estado de Veracruz, México. *Acta Botánica Mexicana*, 16, 45 – 55.

**Serrada H. R.** (2003). Regeneración natural: situaciones, concepto, factores y evaluación. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.*, 15, 5 – 11.

**Shapiro S. S. y Wilk M. B.** (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52 (3/4), 591 – 611.

**Stehman S. V. y Czaplewski R. L.** (1998). Diseño y Análisis de Evaluación de la Confiabilidad de Mapas Temáticos: Principios Fundamentales. *Remote Sensing of Environment*, 64, 331 – 344.

**Thomas P. A.** (2004). *Trees: Their natural history*. Cambridge University Press. 298

**Vidal O., López-García J. y Rendón-Salinas E.** (2014). Trends in Deforestation and Forest Degradation after a Decade of Monitorin in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico. *Conservation Biology*, 28 (1), 177 – 186.

**Vieira D. L. M. y Scariot A.** (2006). Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forest For Restoration. *Restoration Ecology*, 14 (1), 1 – 20.

**Vilhar U., Rozenberger D., Simoncic P. y Diaci J.** (2015). Variation in irradiance, soil features and regeneration patterns in experimental forest canopy gaps. *Annals of Forest Science*, 72, 253 – 266.

**White P. S. y Pickett S. T. A.** (1985). The ecology of the natural disturbances and patch dynamics. Academic Press, Inc, San Diego, California.

**World Wild Fund. WWF.** (2004). Manual de inventario forestal integrado para unidades de manejo: Reserva de la Biosfera Maya, Petén, Guatemala. *Serie técnica No. 4*, WWF Centroamérica Fondo Mundial para la Naturaleza, 49.

**World Wildlife Fund.** (2005). Memorias. Segundo Foro Regional Mariposa Monarca. 46.

**Zhou Q. y Sun B.** (2010). Spatial Pattern Analysis of Water-Driven Land Cover Change in Aridzone, Northwest of China. *En Advances in Earth Observation of Global Change*, Springer Dordrecht Heidelberg London New York, Nueva York, Estados Unidos de América, Cap. 2, 17 – 27.

## Anexo



Figura 8. Bosque de *A. religiosa* en el Ejido el Rosario. Abril del 2015



Figura 9. Claro dentro del bosque de *A. religiosa* con señales de extracción forestal. Municipio de Donato Guerra, Abril 2015





Figura 11. Cicatrices de incendio en un fuste de *A. religiosa*. Marzo, 2015



Figura 10. Registro de datos en los sitios. Mayo, 2015



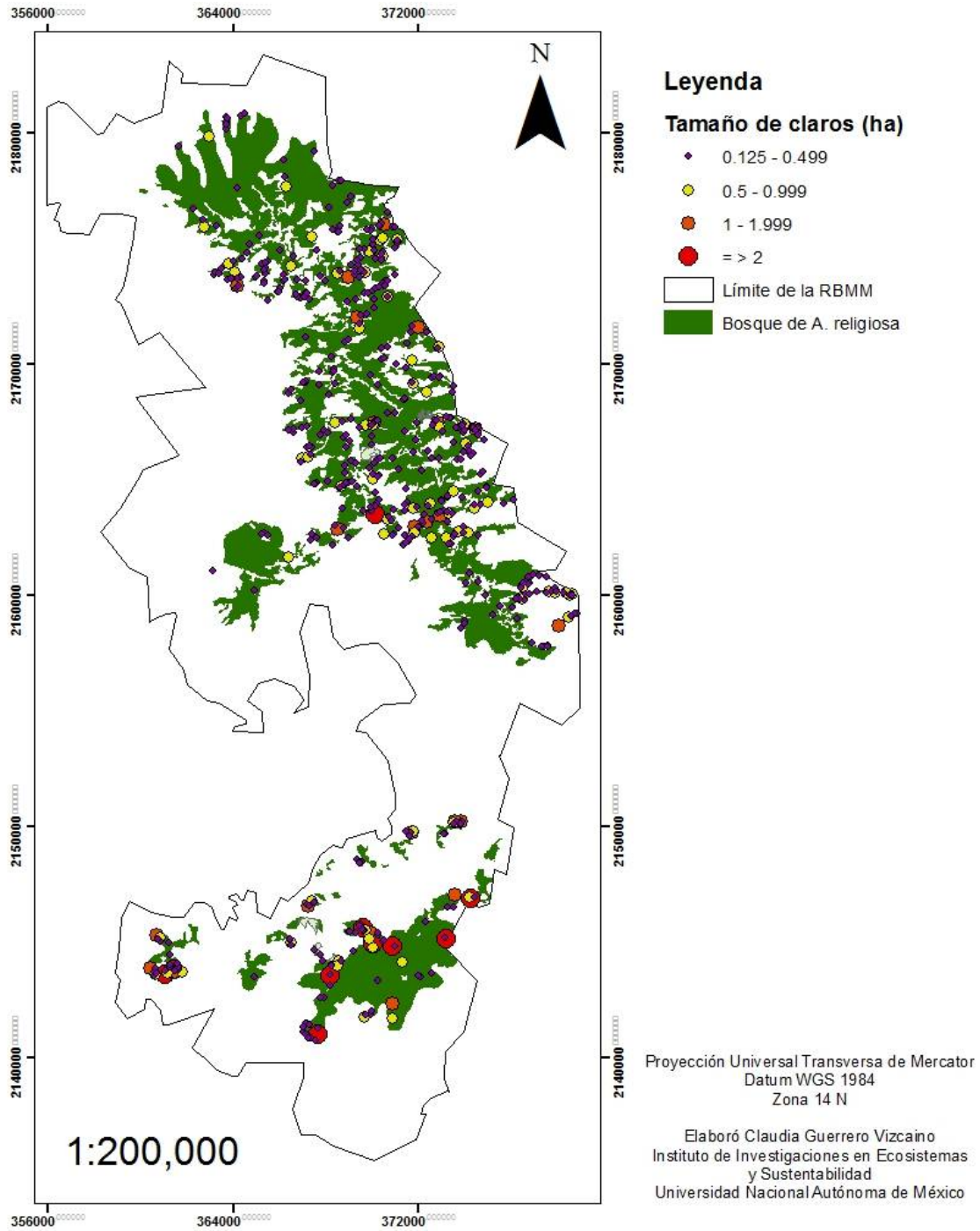


Figura 14. Cartografía de claros en bosque de A. religiosa en la RBMM



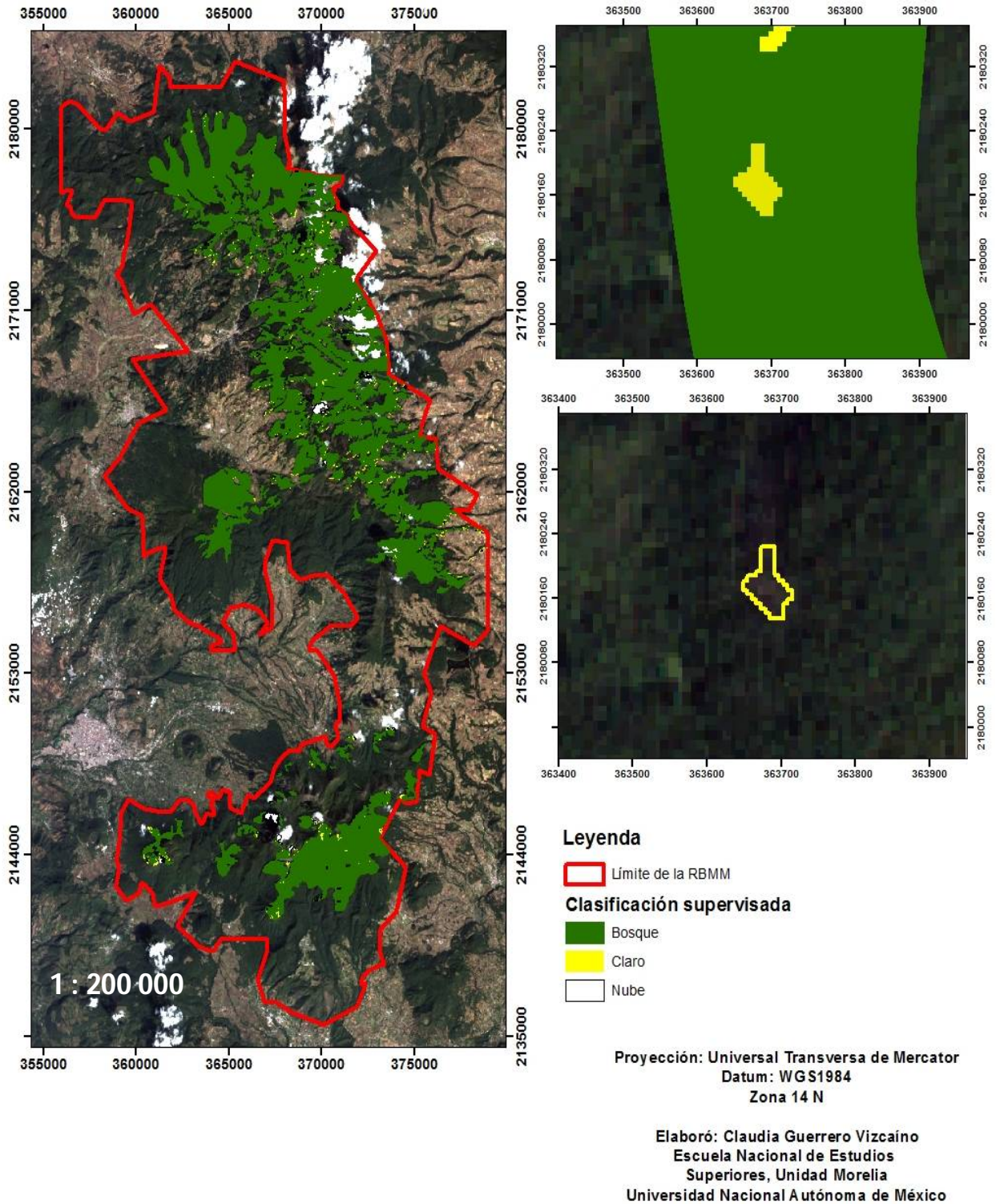


Figura 15. Ejemplo de clasificación supervisada de claros, a partir de imagen SPOT 2013.

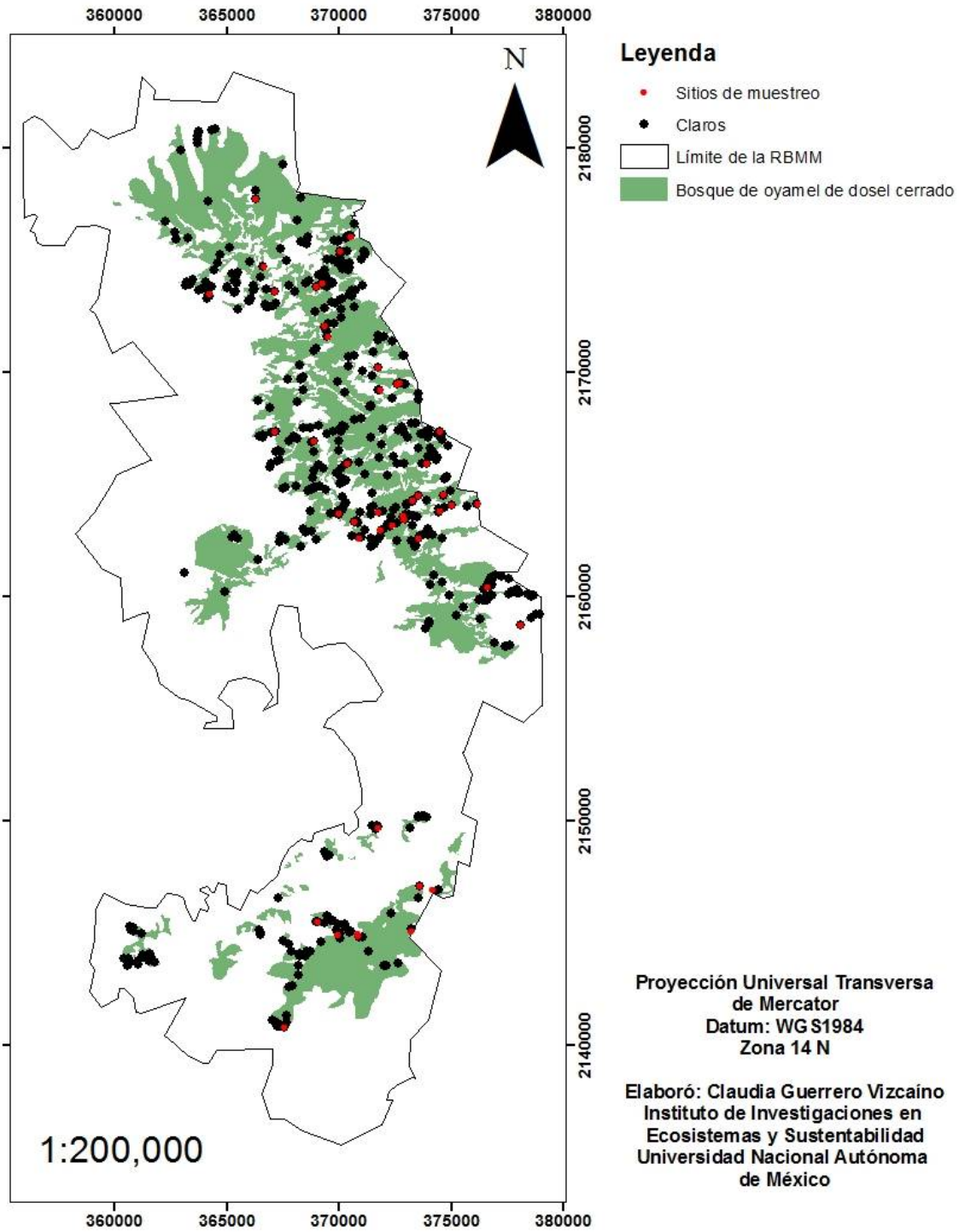


Figura 16. Cartografía de sitios de muestreo.