



# UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO

---



## Facultad de Biología

### PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**Monitoreo de restauración activa y pasiva en un  
sitio perturbado dentro de la zona núcleo de la  
Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.**

Proyecto de tesis que presenta:

**Biól. Juan Carlos Vicente Hernández**

Como requisito para obtener el grado de

**Maestro en Ciencias Biológicas**

DIRECTOR DE TESIS: **D. C. José Arnulfo Blanco García**

Morelia, Michoacán, febrero 2020



El presente trabajo fue realizado en el **Laboratorio de Investigación de Ecología de la Restauración** de la **Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo**, bajo la dirección del **D.C. José Arnulfo Blanco García** y la supervisión del comité sinodal conformado por el **D.C. Juan Manuel Ortega Rodríguez**, el **D.C. Cuauhtémoc Sáenz Romero**, la **D.C. Mariela Gómez Romero** y el **D.C. Roberto Lindig Cisneros**.

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para la realización de mis estudios de posgrado (número de becario 704039) y por la beca mixta para llevar a cabo mi estancia de investigación.

A las autoridades de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, por facilitar la realización de este proyecto. A Doña Lola y Don Pancho, por brindarnos hospedaje, comida, buena compañía y sobre todo su conocimiento invaluable de la zona.

A la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, por haber sido un segundo hogar durante mi formación académica, gracias por darme y enseñarme tanto.

Al Dr. José Arnulfo Blanco García, por ser mi mentor y un excelente asesor en todo sentido, gracias por permitirme trabajar con usted todos estos años, y gracias por hacerme crecer académica y sobre todo personalmente.

A los miembros del comité sinodal, Dr. Juan Manuel Ortega Rodríguez, Dr. Cuauhtémoc Sáenz Romero, Dra. Mariela Gómez Romero y Dr. Roberto Lindig Cisneros, por sus aportaciones al proyecto, por su paciencia, conocimiento y apoyo constante.

A la Dra. Zoia Neira Ceballos de la Universidad de la Frontera en Temuco, Chile. Gracias por brindarme sus conocimientos, su apoyo, por todas las facilidades que alguien lejos de casa pudiera necesitar y sobre todo su amistad durante mi estancia de investigación en su institución, gracias por permitirme vivir una de las mejores experiencias que he tenido en mi vida. A los aldeanos de Villa Pety (Sara, May, Cris, Eluid, Diana, Erika, Josh, Chimi, Rocío, Dany y Mich) y personas que conocí en Temuco (Ana, Paula, Iris, Rocío, Confy, Camila, Adry y Alex), gracias por todos los recuerdos, aventuras y risas, por hacer que Chile se sintiera como un verdadero hogar.

A mi madre, María Yolanda Hernández López por ser mi guía, mi modelo a seguir y el pilar donde se apoya toda mi vida, sin ti, nada de esto sería posible. A mi padre Amado Vicente Argüelles por tu conocimiento y por la confianza que me has brindado toda la vida. Gracias a ambos por todo lo que han hecho por mí. A mis hermanos Alondra y Raúl, a mis cuñados Jacke y Juan, y a mi sobrina Michael, gracias por el apoyo, las palabras de ánimo y por hacer de la casa un lugar donde me siento querido.

Finalmente, a mis amigos y compañeros de trabajo, Sinaí, Karlita, Aruby, Jorge, Gera, Esteban, Jimena, Ceci y Christiano por acompañarme a campo y por ayudarme en la realización de esta tesis, gracias por todo.

<b>INDICE</b>	
<b>RESUMEN</b> .....	I
<b>ABSTRACT</b> .....	II
<b>1. INTRODUCCION</b> .....	1
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	5
<b>2.1 Restauración activa</b> .....	5
<b>2.2 Restauración pasiva</b> .....	6
<b>2.3 Restauración activa versus restauración pasiva</b> .....	10
<b>3. OBJETIVOS</b> .....	12
<b>3.1 General</b> .....	12
<b>3.2 Particulares</b> .....	12
<b>4. MATERIALES Y METODO</b> .....	13
<b>4.1 Caracterización del área de estudios</b> .....	13
4.1.1 Ubicación geográfica: .....	13
4.1.2 Clima:.....	13
4.1.3 Hidrografía: .....	13
4.1.4 Edafología:.....	13
4.1.5 Vegetación:.....	14
<b>4.2 Efectividad de reforestaciones</b> .....	14
<b>4.3 Proceso de regeneración natural</b> .....	15
<b>4.4 Variables ambientales</b> .....	17
<b>4.5 Análisis estadístico</b> .....	18
<b>5. RESULTADOS</b> .....	19
<b>5.1 Efectividad de reforestaciones</b> .....	19
5.1.1 Porcentaje de supervivencia.....	19
5.1.2 Crecimiento en altura.....	20
<b>5.2 Proceso de regeneración natural</b> .....	23
5.2.1 Porcentaje de supervivencia.....	23
5.2.2 Lluvia de semillas.....	25
<b>5.3 Variables ambientales</b> .....	27
5.3.1 Humedad del suelo.....	27

5.3.2 Temperatura del suelo .....	29
5.3.3 Pendiente.....	30
5.3.4 Estructura del dosel .....	31
<b>5.4 Influencia de las variables ambientales en el desempeño de reforestaciones y regeneración natural .....</b>	<b>32</b>
<b>6. DISCUSION .....</b>	<b>34</b>
<b>7. CONCLUSIONES .....</b>	<b>40</b>
<b>8. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>41</b>

## INDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1      Mapa de zonificación por nivel de degradación del área afectada de RBBM propuesto por Sáenz-Romero <i>et al.</i> 2016.	4
Figura 2      Mapa de localización de las parcelas del estudio	15
Figura 3      Grupos de trampas de semillas	16
Figura 4      Trampa de semillas individual	16
Figura 5      Mapa de localización de los grupos de trampas de semillas en el área afectada	17
Figura 6      Supervivencia de las reforestaciones en el área afectada	20
Figura 7      Desempeño de crecimiento en altura de las reforestaciones	21
Figura 8      Tasa de Crecimiento Relativo general por especie	22
Figura 9      Porcentaje de supervivencia de plántulas de oyamel a lo largo del tiempo en la Zona 4: Bosque Maduro	23
Figura 10     Porcentaje de supervivencia de plántulas de oyamel en parcelas establecidas en la Zona 4: Bosque maduro	24

Figura 11	Patrones de lluvia de semillas de <i>Abies religiosa</i> (expresado en semillas por hectárea) a lo largo del tiempo en la zona afectada	26
Figura 12	Total de semillas acumuladas de <i>Abies religiosa</i> a lo largo del tiempo en la zona afectada (expresado semillas por hectárea)	26
Figura 13	Porcentaje de humedad del suelo	27
Figura 14	Promedio de humedad del suelo (expresada en porcentaje) a lo largo del tiempo en la zona afectada	28
Figura 15	Temperatura del suelo	29
Figura 16	Promedio de pendiente del terreno en cada zona del área de estudios	30
Figura 17	Porcentaje de cobertura del dosel en cada zona del área de estudios. Las letras significan diferencias y similitudes estadísticas	31
Figura 18	Regresiones lineales y polinomiales de supervivencia y crecimiento en altura con variables ambientales	33

## INDICE DE TABLAS

		Página
Tabla 1	Descripción de las parcelas del estudio ubicadas en la zona afectada	16

## RESUMEN

La Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca, baluarte biológico, económico y cultural de México, se encuentra amenazada debido a la fuerte presión antropogénica por recursos forestales. Un ejemplo de ello es el evento de tala ilegal ocurrido en 2015 en la zona núcleo, dentro de la zona estatal de la reserva, donde aproximadamente 10 hectáreas de bosque fueron afectadas. Tras el evento, las autoridades de la reserva, en conjunto con el sector académico, dependencias de gobierno y ejidos vecinos optaron por realizar reforestaciones mixtas de *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrobus* planeadas meticulosamente en las zonas más afectadas, mientras que en las zonas con menor grado de perturbación se optó por aprovechar el potencial de regeneración natural del bosque, escenarios como estos abren la posibilidad de evaluar distintos enfoques de restauración ecológica. Por lo anterior, el presente trabajo se planteó monitorear 2 enfoques de restauración ecológica (activa y pasiva). Se determinó la eficacia de las reforestaciones mediante porcentajes de supervivencia y crecimiento en altura utilizando una Tasa de Crecimiento Relativo (TCR); a su vez, se describe el proceso de regeneración natural del estrato arbóreo en la zona afectada y zonas aledañas, midiendo parámetros como porcentaje de supervivencia y patrones de lluvia de semillas. También se midieron parámetros ambientales como porcentaje de humedad y temperatura del suelo, pendiente del terreno y cobertura del dosel, con la finalidad de establecer relaciones entre el desempeño de las reforestaciones y los procesos de regeneración natural con estas variables ambientales. Se encontró que las reforestaciones presentan altos porcentajes de supervivencia (88% para *Pinus* y 72% para *Abies*) así como una TCR de 3.41 para *Pinus* y 2.94 para *Abies*. Los factores ambientales que tuvieron efecto en la supervivencia y crecimiento de las reforestaciones fueron la pendiente y la cobertura del dosel respectivamente. A pesar de que han pasado más de 4 años desde el evento de tala, los procesos de regeneración natural del estrato arbóreo aún no se llevan a cabo en el área afectada; en los sitios aledaños a la zona afectada si se observó evidencia de germinación y establecimiento de plántulas *Abies religiosa*, no obstante, dicha regeneración natural posee tasas de supervivencia muy bajas (3.75%). Los patrones de lluvias de semillas muestran que, en zonas cercanas a una fuente de propágulos, se cuenta con la cantidad suficiente de semillas para que los procesos de regeneración natural ocurran, sin embargo, las condiciones de la zona afectada aún no son las adecuadas para el establecimiento de las semillas.

**Palabras clave:** *Abies religiosa*, *Pinus pseudostrobus*, tala, reforestaciones, regeneración natural.

## ABSTRACT

The Monarch Butterfly Biosphere Reserve, a biological, economic and cultural bastion of Mexico, is threatened due to strong anthropogenic pressure for forest resources. An example of this is the illegal logging event in 2015 in the core zone, within the state zone of the reserve, where approximately 10 hectares of forest were affected. After the event, the reserve authorities, along together with the academic sector, government agencies and neighboring “ejidos” opted to carry out mixed reforestations of *Abies religiosa* and *Pinus pseudostrobus* meticulously planned in the most affected areas, while in areas with lesser degree of disturbance was chosen to take advantage of the natural regeneration potential of the forest, scenarios such as these open the possibility of evaluating different approaches to ecological restoration. Therefore, the present work was considered to monitor two approaches to ecological restoration (active and passive). The effectiveness of reforestation was determined by survival percentages and height growth using a Relative Growth Rate (RGR); in the turn, the process of natural regeneration of the tree stratum in the affected area and surrounding areas is described, measuring parameters such as survival percentages and rainfall patterns of seeds. Environmental parameters were also measured as a percentage of humidity and soil temperature, slope of the land and canopy coverage, in order to establish relationships between reforestation performance and natural regeneration processes with these environmental variables. It was found that reforestations have high survival rates (88% for *Pinus* and 72% for *Abies*) as well as a RGR of 3.41 for *Pinus* and 2.94 for *Abies*. The environmental factors that influenced the survival and growth of the reforestations were the slope and canopy coverage respectively. Although more than 4 years have passed since the logging event, the natural regeneration processes of the tree stratum are not yet carried out in the affected area; in the sites surrounding the affected area, evidence of germination and establishment of *Abies religiosa* seedlings was observed, however, this natural regeneration has very low survival rates (3.75%). Seed rain patterns show that, in areas closet to a source of propagules, there is enough seed available for natural regeneration processes to occur, however, the conditions of the affected area are not yet adequate for the establishment of the seeds.

**Key words:** *Abies religiosa*, *Pinus pseudostrobus*, logging, reforestations, natural regeneration.

## 1. INTRODUCCION

En México, los árboles de pino y otras coníferas (como oyameles y cipreses), así como especies arbóreas de hojas anchas (por ejemplo, los encinos) constituyen uno de los grupos vegetales más importantes de los ecosistemas del país: los bosques templados (Martínez-Ramos, 2008). Los bosques proveen control de la erosión del suelo, influyen positivamente en el ciclo hídrico, son el hábitat de un gran número de especies, funcionan como sumideros de carbono y en la provisión de una enorme cantidad de recursos forestales, entre otras funciones. Aproximadamente el 17% de la superficie de México comprende bosques templados, ubicados en la Sierra Madre Occidental, en la Sierra Madre Oriental y en la Sierra Madre del Sur (Palacio-Prieto *et al.* 2000). Sin embargo, la superficie forestal de México afronta un grave problema de deforestación la cual es causada principalmente por el cambio de uso del suelo (82%), seguida por tala ilegal (8%), incendios provocados (6%) y otros factores (4%) (CIFOR 2010). En nuestro país, los casos más alarmantes de deforestación se encuentran en selvas, matorrales y bosques templados donde aún es posible frenar dicho proceso mediante la aplicación de programas de manejo forestal sustentable y acciones de conservación y restauración ecológica (CONAFOR 2004).

La restauración ecológica consiste en asistir a la recuperación de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos (SER 2004). A su vez puede ser vista como un intento de recuperar la composición, estructura y dinámicas de un ecosistema natural. El tipo de intervención o acción de restauración empleada dependerá del estado de degradación del ecosistema y de las causas de degradación de este (D'Antonio y Chambers 2006), de la misma manera otros factores como la resiliencia del ecosistema, el historial de disturbios de la zona, así como las metas y recursos destinados para la zona, son clave para decidir qué tipo de intervención se llevará a cabo (Holl y Aide, 2011).

Con la finalidad de recuperar la estructura y funcionalidad de un ecosistema afectado, se toman en cuenta de manera general dos estrategias de restauración ecológica: la restauración pasiva, la cual elimina los agentes de disturbio de la zona, permitiendo la regeneración natural y la restauración activa la cual elimina el agente de disturbio e implementar estrategias para acelerar la recuperación del sitio (Holl y Aide, 2011).

Una de las principales herramientas usadas por la restauración ecológica son las reforestaciones (consideradas como acciones de restauración activa). La reforestación es un concepto preciso con objetivos muy amplios, la cual consiste en un conjunto de operaciones realizadas por el hombre que conducen a la formación de una masa vegetal estable, generalmente arbórea, en terrenos desprovistos total o parcialmente de ella (Gómez-Orea 2014). La reforestación es un componente

importante en el manejo de bosques, el cual ha sido ampliamente usado para reponer poblaciones de especies que han sido sobreexplotadas y para aminorar los efectos de procesos de deterioro ambiental iniciados con la deforestación (Nagendra 2007; Sáenz-Romero y Lindig-Cisneros 2004).

Cada año en México, miles de hectáreas son deforestadas con diversos fines (cambio de uso de suelo, aprovechamiento de recursos maderables, etc.) para contrarrestar la alta tasa de deforestación, año con año se realizan reforestaciones a gran escala a lo largo de nuestro país, donde una cantidad considerable de recursos financieros son invertidos (Honey-Rosés *et al.* 2018). Puntualmente, la Reserva de la Mariposa Monarca recibe una cantidad considerable de recursos financieros proveniente de organizaciones nacionales e internacionales para realizar programas de reforestación (Venegas-Pérez *et al.* 2011), entre 2002 y 2010, la región percibió 9.2 millones de dólares para programas de reforestación (SEMARNAT 2011).

Sin embargo, en la mayoría de los casos la tasa de supervivencia de las plántulas es menor al 50% (Bello-Lara y Cibrian-Tovar 2000). Se tiene registro que específicamente en el estado de Michoacán, el porcentaje de supervivencia al año siguiente de la reforestación es de tan solo 37%, lo cual es un indicio claro de que las técnicas de reforestación tradicionales no están surtiendo el efecto esperado. Numerosos factores contribuyen a la alta mortalidad de las plántulas, entre ellos podemos encontrar: la baja calidad de la plántula usada en la reforestación, a que las plántulas se siembran en épocas inapropiadas, a la infraestructura inadecuada en los viveros para germinar y transportar a las plantas, así como a factores ambientales como sequías y heladas (Sáenz-Romero y Lindig-Cisneros 2004; Burney *et al.* 2015).

En la restauración pasiva uno de los conceptos que cobran más fuerza es la regeneración natural, la cual puede verse como un ciclo continuo de procesos ecológicos, tales como el desarrollo de las semillas y su posterior dispersión y depredación; la germinación y el establecimiento de plántulas, entre otros. De estos procesos ecológicos depende el éxito y la dominancia de las especies arbóreas a largo plazo (Pérez-López 2013). Los factores y condicionantes que influyen en la regeneración natural son muy variados, difíciles de enumerar y de cuantificar, de manera general los factores son los siguientes: Factores referentes a la estación, a la biomasa, a la superficie del suelo, al desarrollo del diseminado, y finalmente a factores referentes a la presencia de depredación, plagas y enfermedades (Serrada, 2003) así como a las condiciones de luz o apertura del dosel (Carbajal-Navarro y Blanco-García 2015). Por su parte, Crk *et al.* (2009) sugiere que la regeneración natural puede depender tanto de factores biofísicos, así como de las condiciones socioeconómicas de la región. La regeneración natural es una opción adecuada

para la rehabilitación ecológica de los bosques (Pensado-Fernández *et al.* 2014), sin embargo, para entender la estructura y dinámica de la vegetación, el crecimiento y la densidad en las fases iniciales de plántula son cruciales (Grime y Hiller, 2000).

*Abies religiosa* (también conocido como abeto u oyamel) es una conífera nativa de México, se distribuye de manera general en las zonas montañosas (entre los 2100 a los 3600 msnm) del centro del país, llegando a formar bosques monoespecíficos entre los 3000 y los 3300 msnm (Rzedowski 2006). Los bosques de oyamel se desarrollan en sitios con condiciones geográficas, climáticas y ecológicas muy particulares (Pineda-López *et al.* 2013) sobre todo en laderas sombreadas y húmedas con pendientes pronunciadas (Rzedowski 1978).

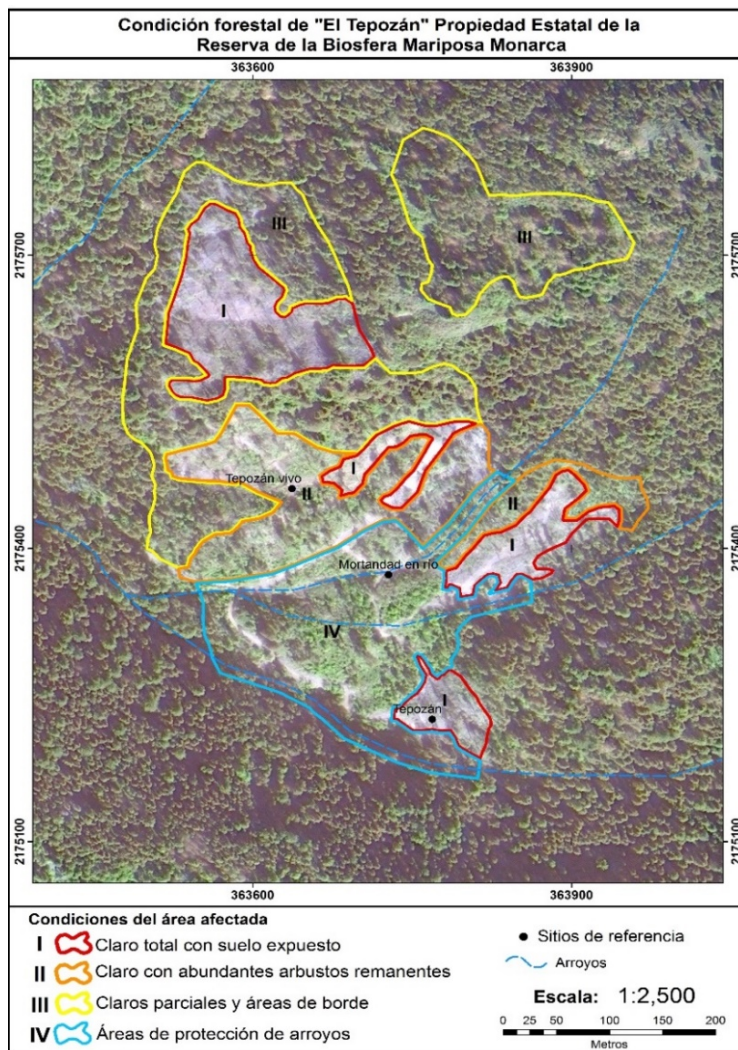
Una de las formaciones más emblemáticas de bosque de oyamel en México está localizada en la Sierra de Angangueo, la cual se encuentra dentro de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (RBMM), donde los bosques de oyamel actúan como hábitat de refugio y protección de la mariposa monarca (*Danaus plexippus* L.) la cual evade las condiciones invernales de Canadá y Estados Unidos emigrando al sur, a unas cuantas cimas de montañas en el centro de México (Honey-Rosés *et al.* 2011). La singularidad de este fenómeno biológico ha motivado numerosos estudios de biodiversidad y conservación de la zona (Carlón-Allende *et al.* 2016).

Los bosques de la región de la monarca se protegieron por primera vez en 1980, con modificaciones del área protegida y sus límites en 1986 y en el 2000. La mayoría de los bosques son propiedad de ejidos o comunidades indígenas, a excepción de unas pocas propiedades privadas, estatales y federales dentro de la reserva (Navarrete *et al.* 2011). El área de protección impone limitaciones de manejo de los bosques, así como el volumen de extracción permitido (Honey-Rosés *et al.* 2009).

Actualmente la Reserva se encuentra amenazada debido a diversos factores políticos, sociales y económicos que conllevan a la degradación ambiental asociada a las actividades de tala, expansión de la frontera agrícola y sobreexplotación y manejo inadecuado de recursos naturales. A finales del año 2015, se llevó a cabo una operación de tala ilegal a gran escala en la zona núcleo del santuario Sierra Chincua en el municipio de Angangueo, cerca del ejido Jesús de Nazareno en la parte noroeste de la Reserva (dentro de la Zona Estatal que el Estado de Michoacán posee), donde se reportó que alrededor de 10 hectáreas de bosque habían sido taladas, las cuales se encontraban cerca de una de las colonias de mariposas más grandes de la Reserva (Brower *et al.* 2016).

En el reporte técnico de Sáenz-Romero *et al.* (2016) se sugirió zonificar las áreas perturbadas por la tala en tres tipos, con la finalidad de realizar acciones de restauración acorde a las necesidades del sitio. Zona 1: “Claro total con suelo

expuesto” (“Claro total” de ahora en adelante), Zona 2: “Claro con abundantes arbustos remanentes”, Zona 3: “Claro parcial y áreas de borde”. A partir del disturbio, las dependencias de gobierno involucradas en la Reserva, así como representantes de esta, en conjunto con el sector académico comenzaron a debatir acerca de las acciones prioritarias para recuperar la cobertura vegetal perdida. Posteriormente, después de haber llegado a un consenso, en el año 2016 se realizaron reforestaciones con las especies *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrubus* en las Zonas 1 y 2, dichas reforestaciones fueron meticulosamente planificadas, cuidando aspectos cruciales como procedencia de la semilla, época y edad de plantado, así como la proporción de individuos por especie (Figura 1). Por lo anterior, el presente estudio se propone monitorear una restauración pasiva y una restauración activa realizadas en un sitio perturbado dentro de la zona núcleo de la RBMM.



**Figura 1. Mapa de zonificación por nivel de degradación del área afectada de RBMM propuesto por Sáenz-Romero et al. 2016.**

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Restauración activa

En la actualidad existe un debate considerable entorno a que técnica de restauración es mejor, la activa o la pasiva. Por el lado de la restauración activa, se plantean diversas ventajas y desventajas: establece de manera más rápida un dosel, lo cual puede inhibir el estrato herbáceo y mejorar las condiciones del microhábitat del sitio, lo cual favorece el establecimiento de una mayor diversidad de especies arbóreas (Butler *et al.*, 2008; Zahawi *et al.*, 2013). El establecimiento del dosel es un indicador importante del éxito de una restauración ya que se asocia directamente a la recuperación de biomasa y provisión de hábitat para la fauna (Suganuma y Durigan, 2015), es una opción más que viable en áreas ampliamente deforestadas, con dispersión de semillas limitada, condiciones climáticas y edáficas adversas, así como en sitios con presencia de especies invasoras (Holl, 2012), puede afectar negativamente a la regeneración natural (Sampaio *et al.* 2007), así como también puede terminar en el desarrollo de un bosque menos diverso a comparación de la regeneración natural (Holl *et al.* 2013), además la restauración activa involucra una mayor inversión en términos de capital y tiempo (Holl y Aide, 2011; Chazdon *et al.*, 2017).

Específicamente, las experiencias tradicionales de plantación y cultivo del oyamel (*Abies spp.*) no han sido exitosas en México, lo cual dificulta y limita la restauración de sus poblaciones por medios artificiales (Nieto de Pascual-Pola, 2003) planteando así un enorme desafío para realizar reforestaciones exitosas en nuestro país. Mientras que el 74% de las plantas con las que se reforesta Michoacán son del género *Pinus*, siendo que en el Estado los bosques de pino y pino-encino ocupan solo el 25% de la superficie forestal (COFOM 2001).

Viveros-Viveros *et al.* (2007) en un estudio de crecimiento, supervivencia e incidencia de daño por heladas en el género *Pinus* (*P. pseudostrobus*, *P. pseudostrobus* var. *apulcensis*, *P. montezumae* y *P. hartwegii*) en la Comunidad Indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, sugieren que la especie *Pinus pseudostrobus* variedad típica es la mejor opción para usarse en reforestaciones en la zona debido a alto potencial de crecimiento que posee.

Contrario a esto, Domínguez-Calleros *et al.* (2001), evaluaron la adaptación y el rendimiento de especies de pinos para la rehabilitación de sitios degradados en la Sierra Madre Oriental, en donde se comprobó que *Pinus pseudostrobus* no puede prosperar adecuadamente en sitios con condiciones adversas. Lo anterior se observó al presentar altas tasas de mortalidad. Sin embargo, los individuos que sobrevivieron alcanzaron altos valores en los parámetros altura y diámetro; lo

anterior permite sugerir que dicha especie no debe ser utilizada en trabajos de reforestación, cuyo propósito sea la recuperación de sitios.

Gómez-Romero *et al.* (2012) realizaron un estudio de restauración en sitios severamente degradados por erosión (cárcavas) mediante ensayos de especies del género *Pinus* usando tres condiciones de pendiente. Sus resultados mostraron que la pendiente del sitio tiene efectos opuestos en dos características del desempeño: a menor pendiente, menor supervivencia, pero mayor crecimiento en diámetro basal de las especies; a mayor pendiente, mayor supervivencia, pero menor diámetro. En el caso de *P. pseudostrobus* (el cual presentó la menor tasa de supervivencia del estudio) la menor tasa de supervivencia estuvo concentrada en sitios planos (38%) y la mejor supervivencia se encontró en los sitios de mayor pendiente (68%). Por lo anterior, los autores sugieren el uso de *P. pseudostrobus* en lugares con pendientes pronunciadas, sin embargo, si se quiere usar la especie para reforestaciones en lugares con pendientes suaves, lo más recomendable es plantarla a mayores densidades para contrarrestar la alta mortalidad.

Carbajal-Navarro *et al.* (2019) realizaron un estudio del efecto de plantas nodrizas en la supervivencia, crecimiento y desarrollo de plantaciones de *Abies religiosa* originada de 10 procedencias de un gradiente altitudinal (3000-3450 msnm). Los resultados mostraron que las plántulas protegidas con una planta nodriza presentaron porcentajes de supervivencia del 85% mientras que las plántulas desprovistas de la protección presentaron 23% de supervivencia, además de que las plantas nodrizas tuvieron un efecto positivo en el crecimiento y desarrollo de las plántulas de oyamel. Se encontró que había diferencias estadísticas entre los tratamientos, pero no entre procedencias de la plántula. Se concluye que el uso de plantas nodrizas (al tener efectos en el microclima) debe ser implementado como estrategia de protección para favorecer el desempeño de las reforestaciones tradicionales de *Abies religiosa*. Lo anterior pudiera traducirse en que *Abies religiosa* es una especie que prospera en ambientes cubiertos o protegidos de las condiciones ambientales.

## **2.2 Restauración pasiva**

Por su parte, la regeneración natural plantea diversas ventajas y desventajas: la recuperación vegetal disminuye conforme aumenta la distancia a una fuente de propágulos o bosque maduro, las tasas de regeneración natural son altamente variables y el proceso puede no ser exitoso, al tardar más en alcanzar las metas establecidas para la restauración de un sitio que una restauración activa, a veces puede percibirse como un proyecto fallido, a su vez, los terrenos sujetos a restauración pasiva pueden ser vistos en países en desarrollo como terrenos baldíos, lo cual puede propiciar que pobladores locales lo usen como terreno de

pastoreo para el ganado; es percibida de manera general como una alternativa “sin costo” a las típicas restauraciones activas, aunque por lo general si tiene costos que no muchas veces se tienen en cuenta como la compra de material (cercos o barreras) para aislar el terreno de agentes de disturbio y pagos por vigilancia del sitio; tiene el potencial de alcanzar niveles similares de biodiversidad y servicios ambientales que una restauración activa; sin embargo, solo es factible en ciertos sitios donde la perturbación no fue muy intensa, las comunidades naturales son resilientes o se encuentran lejos de comunidades humanas (Holl, 1999; Muñiz-Castro *et al.* 2006; Aide *et al.* 2010; Zahawi y Augspurger 1999; Suding y Hobbs 2009; Holl & Aide 2011).

Los bosques templados se renuevan mediante la dinámica de formación de claros (los cuales pueden ser causados por motivos tanto naturales como artificiales) donde se aumenta considerablemente los procesos de regeneración natural. Sin embargo, cuando es recurrente e intensa, la fragmentación de un bosque y sus consecuentes efectos físicos y biológicos, son factores importantes en la recuperación de los bosques (Laurence *et al.* 2000; Bierregaard *et al.* 2001), entre los efectos causados por la fragmentación de bosques (efecto de borde) podemos encontrar un incremento de la mortalidad de plántulas debido a daños físicos y fisiológicos causados por una mayor exposición a los cambios en el microclima (Benítez-Malvido, 1998; Bruna, 1999; Laurence *et al.* 1998, 2000; Laurence, 2001) así como la competencia con especies pioneras e invasoras que impiden el establecimiento de semillas y consecuentemente de plántulas (Pimentel Lopes de Melo, 2006).

Existe evidencia de que especies de sucesión tardía, sensibles a las condiciones ambientales de campo abierto, colonizan lentamente nuevos hábitats una vez que las especies pioneras establecen las condiciones ideales para su desarrollo (Woods, 2000; Chapman *et al.* 2006), donde las especies tolerantes a la sombra gradualmente reemplazan a las especies de campo abierto y dichas comunidades transitorias desaparecen (Bernadzki *et al.* 1998; Petritan *et al.* 2012).

Acorde a Rzedowski (1978) *Abies religiosa* es una especie tolerante a la sombra, sin embargo, otros autores (Narakawa y Yamamoto, 2001; Sugita y Tani, 2001; Mori y Takeda, 2002) consideran que es una especie que puede regenerarse tanto en claros como en el sotobosque de manera natural, por su parte González *et al.* (1991) afirma que la especie crece en lugares abiertos en proporciones más pequeñas que en el sotobosque. Otras especies del género *Abies*, como *A. alba* y *A. magnifica*, evaden sitios con altos niveles de radiación bajo doseles demasiado abiertos (Drasi, 2002; Paluch, 2005; Rozenbergar *et al.* 2007) debido a que las condiciones de dichos sitios pueden causar fotoinhibición (Wong *et al.* 2012).

Por otra parte, en doseles cerrados se detectó un efecto positivo en el establecimiento de plántulas cuando el dosel estaba ligeramente abierto. Lo anterior refleja la necesidad de algo de radiación para mantener el balance de carbón por actividad fotosintética para asegurar la supervivencia y crecimiento de plántulas una vez que las reservas de la semilla se hayan agotado (Kobe *et al.* 1995). Por lo que el reclutamiento puede restringirse a sitios moderadamente abiertos o a pequeñas brechas del dosel (Grassi y Bagnaresi, 2001; Stancioiu y O'Hara, 2006; Ameztegui y Coll, 2011).

En el estudio realizado por Lara-González *et al.* (2009) los autores diseñaron un experimento para saber cómo contribuyen los claros del dosel en la regeneración del oyamel (*Abies religiosa*) en el Parque Nacional Cofre de Perote, donde sus resultados mostraron que la regeneración de *A. religiosa* es considerablemente mayor en los claros que en el sotobosque debido a las condiciones imperantes de sombra bajo el sotobosque. Además, los autores indican que existe una fuerte relación entre el número de plántulas y la edad del claro (a mayor edad del claro habrá una mayor cantidad de plántulas).

En el estudio de Plateros-Gastélum *et al.* 2018, se determinó, mediante el uso de fotografías digitales hemisféricas, la disponibilidad de luz bajo el dosel en rodales de *Abies religiosa*; los resultados del estudio mostraron que la transmisión de radiación solar hacia el sotobosque en los bosque de oyamel estudiados se caracteriza por presentar una gran variación espacio-temporal, pero de manera general, existe una correlación entre la tasa de captura de radiación solar y la cobertura del dosel; los autores aseveran que la disponibilidad de luz bajo el sotobosque es uno de los principales factores que influyen en el establecimiento y desarrollo de las especies vegetales bajo el dosel forestal, sobre todo en especies tolerantes a la sombra.

Carbajal-Navarro y Blanco-García (2015) realizaron una evaluación de la regeneración natural de *Abies religiosa* en la RBMM. En la evaluación se utilizaron diferentes condiciones de cobertura del dosel a lo largo de un gradiente altitudinal (3050-3550 msnm) definiendo dos cotas: intermedia (3050-3300) y superior (3301-3550). En el estudio se observó que en la cota intermedia la densidad de plántulas y juveniles es mayor; sin embargo, los individuos de la cota superior presentaron mayor altura y diámetro. Los sitios con claros del dosel presentaron mayor regeneración natural, duplicando en cantidad a los sitios cerrados.

Sin embargo, la regeneración del género *Abies* no depende solo de las condiciones de radiación solar y cobertura de dosel (Rozenbergar *et al.* 2007). Las condiciones microclimáticas como la retención de humedad del suelo (Duchesneau y Morin, 1999; Mori *et al.* 2004) y la temperatura del mismo (Simard *et al.* 2003) así como las

preferencias del oyamel al uso de plantas nodrizas (Gray y Spies, 1997; Takashi *et al.* 2000; Parent *et al.* 2003; Carvajal-Navarro y Blanco-García 2018) y al establecimiento en capas de musgo (Knapp y Smith, 1982) son factores importantes en la regeneración natural de un sitio.

Guzmán-Aguilar y Blanco-García (2017) determinaron los factores bióticos y abióticos que limitan la supervivencia de plántulas de *Abies religiosa* en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. En el estudio se establecieron parcelas a lo largo de dos cotas altitudinales: intermedia (3050-3300 msnm) y superior (3301-3550 msnm). Los resultados del estudio mostraron que la humedad es un factor clave para la supervivencia y reclutamiento de plántulas de oyamel. Otro factor importante que limita la supervivencia de plántulas son los manejos forestales, los cuales tienen implicaciones en la estructura del bosque.

Por su parte, la lluvia de semillas es un proceso que juega un papel clave en el reclutamiento y regeneración en comunidades de plántulas (Baskin y Baskin, 2014; Dovciak *et al.* 2003), ya que revela información relevante acerca de cómo una especie puede llegar a un sitio restaurado y si la lluvia de semillas es efectiva para restaurar un lugar (Turnbull *et al.* 2000). Una fuente confiable de semillas es crítica para una restauración exitosa (Merritt y Dixon, 2014). La producción de semillas a menudo fluctúa año con año, donde existe una producción sincronizada de muchas semillas a intervalos regulares dentro de la misma población (Silvertown, 1980; Herrera *et al.* 1998). Algunos obstáculos que presenta la restauración basada en la lluvia de semillas son la baja viabilidad de la semilla, dispersión limitada de la semilla y disponibilidad reducida de micrositios óptimos (Grubb, 1977), densidad de rodales, competencia o condiciones climáticas que desencadenan eventos reproductivos o de latencia de la semilla (Greene *et al.* 2002; Debain *et al.* 2003; 2007; van Mantgem *et al.* 2006). Además, la densidad de semillas disminuye conforme aumenta la distancia al árbol productor (Clark *et al.* 1998a; Stoyan y Wagner, 2001).

El género *Abies* tiende a registrar bajos porcentajes de viabilidad y un alto contenido de semillas vanas (Franklin, 1974), ni a formar bancos de semillas duraderos dada su corta longevidad (Román y Franco, 2001); debido al tamaño relativamente grande de las semillas del género, su dispersión está limitada a distancias relativamente cortas (Cremer *et al.* 2012), en diversos estudios se reportan distancias de 6 a 11 metros (Paluch, 2011), 13 a 19 metros (Sagnard *et al.* 2007).

Paluch y Jastrzebski (2013) reportan que la disponibilidad de semillas no es el factor más importante para la regeneración natural de *Abies alba*, si no la disponibilidad de micrositios favorables para que las semillas puedan germinar, establecerse y sobrevivir. Los autores concluyen que la regeneración natural de *A. alba* es un proceso lento y altamente estocástico, y que, si los factores limitantes de la

germinación y/o supervivencia de las plántulas son estocásticos, un incremento en la disponibilidad de semillas por un largo periodo de tiempo incrementa las posibilidades de superar efectos inhibitorios.

González de Andres *et al.* (2014) reportan en su estudio que la producción anual de semillas de *Abies alba* tiene una media de 268 y 71 semillas por m<sup>2</sup>, con una media de dispersión entre 9.9 y 21.6 metros. De la misma manera, los autores aseveran que la regeneración de la especie está determinada principalmente por condiciones del micrositio (clima, disponibilidad de luz, sustrato) descartando así los patrones espaciales de dispersión de semillas y patrones de surgimiento de plántulas.

### **2.3 Restauración activa versus restauración pasiva**

Actualmente, existen pocos estudios que integren una restauración pasiva y una restauración activa en un mismo sitio (Meyfroidt y Lambin 2011) ya que la mayoría de los estudios las realizan por separado o en condiciones diferentes. Es importante establecer estudios de restauración pasiva y activa en un mismo sitio ya que es crucial para obtener conocimiento, definir prácticas de restauración más efectivas y políticas ambientales adecuadas, además puede ayudar a priorizar inversiones monetarias, aumentar el impacto de la restauración, mejorar la eficiencia y preservar recursos de mejor manera. Si un área presenta niveles importantes de regeneración natural ocasionados por procesos de sucesión, las personas encargadas del manejo del área deben de tomarlo en cuenta al momento de decidir cómo se invertirán de mejor manera los recursos (Honey-Rosés *et al.* 2018) por lo que la realización de estudios explorativos en el sitio a restaurar son de gran importancia al momento de plantear qué tipo de manejo se llevará a cabo.

Trujillo-Miranda *et al.* (2018) realizaron un estudio de comparación de restauración activa (usando plantaciones mixtas de especies nativas) contra restauración pasiva (áreas adyacentes y no adyacentes al bosque maduro) en bosque mesófilo de montaña. Los autores reportan que los sitios no adyacentes al bosque maduro presentan las menores tasas de recuperación, indicando la importancia de la cercanía de una fuente de semillas; los sitios adyacentes al bosque maduro presentaron mayores tasas de recuperación que el sitio no adyacente, sin embargo, su recuperación fue menor que el sitio con plantaciones mixtas de especies nativas; ningún sitio de restauración mostro características similares al sitio de referencia (bosque maduro). Por lo anterior los autores concluyen que la restauración activa acelera los procesos de recuperación del bosque mesófilo de montaña, aunque los autores sugieren que ambas técnicas deben ser complementarias: implementando restauraciones activas en sitios alejados de una fuente de propágulos, mientras que, en sitios cercanos al bosque maduro, la recuperación se puede lograr con el simple hecho de eliminar los agentes de disturbio.

En el estudio reciente de Honey-Rosés *et al.* (2018) se comparó una restauración pasiva con una activa en la RBMM trabajando con datos de 1986 a 2012, en donde se analizan las causas de recuperación de cobertura vegetal en la reserva. Los autores utilizaron una combinación de análisis de imágenes de teledetección con información recabada en campo. Los resultados del estudio mostraron que las imágenes satelitales revelaron un incremento en la cobertura vegetal de 5,673 hectáreas entre 1986 y 2012; la información recabada en campo mostró que el 71% de la recuperación de los sitios fue debido a procesos de regeneración natural, mientras que los esfuerzos de restauración activa solo aportaron el 3.8% del total (lo cual plantea dudas acerca de la efectividad de la restauración activa), el resto (25%) es atribuido a una combinación de ambas técnicas. Los autores concluyen que, debido al alto potencial de regeneración natural en la reserva, los esfuerzos de manejo deben de ser enfocados a la restauración pasiva en lugar de invertir en actividades de restauración activa.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 General**

- Monitorear una restauración activa y una restauración pasiva en un sitio perturbado dentro de la zona núcleo de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca.

#### **3.2 Particulares**

- Evaluar la efectividad de reforestaciones de *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrobus* (restauración activa).
- Describir el proceso de regeneración natural del sitio afectado (restauración pasiva).

## 4. MATERIALES Y METODO

### 4.1 Caracterización del área de estudios

#### 4.1.1 Ubicación geográfica:

La Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca abarca siete municipios del estado de Michoacán (Angangueo, Aporo, Contepec, Ocampo, Senguio, Tlalpujahua y Zitácuaro) y cuatro del estado de México (Donato Guerra, San Felipe del Progreso, Temascalcingo y Villa Allende). La reserva cuenta con una extensión total de 56,259 hectáreas, dividida en tres zonas núcleo, con superficie de 13,551 hectáreas y una zona de amortiguamiento de 42,707 hectáreas. En las zonas núcleo se localizan los santuarios de Sierra Chincua, Sierra Campanario, Chivati-Huacal, Cerro Pelón y Cerro Altamirano. Ubicada en las coordenadas 19°32'10" N, 100°15'32" O. La RBMM se encuentra en la provincia del Cinturón Volcánico Transmexicano la cual es una zona con una gran cantidad de elevaciones superiores a los 3,000 msnm.

El sitio donde se está realizando el estudio es el paraje conocido como "El Tepozán" ubicado dentro de la Zona Estatal que el Estado de Michoacán posee en la zona núcleo del santuario Sierra Chincua, municipio de Angangueo, cerca del ejido Jesús de Nazareno en la parte noroeste de la Reserva.

#### 4.1.2 Clima:

García (1980) modificó el sistema de Köppen, estableciendo el clima de la región como semifrío-subhúmedo, con lluvias en verano, cuya fórmula climática es: C(w2)(w)(b')(i')g. La región presenta una precipitación invernal de entre el 5 y el 12% del total anual (entre 1,300 y 1,600 mm). La temperatura media anual oscila entre 9.7 y 10.6° C.

#### 4.1.3 Hidrografía:

En la región se originan los arroyos San Jerónimo, El León, Santa Ana, Los Ailes, La Plancha, Los Yugos, Agua Caliente, El Zapatero, La Cantera, El Cargadero y Corrales entre otros. Por sus características fisiográficas y de permeabilidad de suelos, la zona es una importante área de captación fluvial y recarga de acuíferos que alimenta un total de 23 manantiales, ocho presas, y numerosos cuerpos de agua más pequeños en Michoacán y en el Estado de México (Cornejo, 2002).

#### 4.1.4 Edafología:

Acorde a Correa (1974), en la zona existen dos tipos de suelos, los andosoles y los litosoles. Los andosoles son característicos de zonas húmedas y frías, derivados de acumulación de cenizas volcánicas. Generalmente localizados en pendientes de zonas montañosas jóvenes, con gran humedad y porosidad, presentando una elevada fertilidad ya que presentan una gran cantidad de sustancias minerales;

mientras que los litosoles son suelos con poco desarrollo, generalmente muy delgados con una roca madre continua, dura y consistente que propicia el acumulamiento de sedimentos.

#### 4.1.5 Vegetación:

En la reserva se encuentran diversos tipos de vegetación, entre ellos: Bosque de *Abies* desde los 2,700 msnm que constituye la formación principal presentándose en masas puras o en asociación con el género *Pinus*, con cuatro estratos verticales. Bosque de *Quercus*, que va desde los 2,900 a los 3,100 msnm con tres estratos. Bosque de *Cupressus*, a 2,900 msnm el cual solo se encuentra en las orillas del arroyo El Zapatero con cuatro estratos, siendo este uno de los pocos sitios donde la especie conforma bosques. Mientras que el bosque mesófilo de montaña se encuentra en áreas muy restringidas, como en Barranca Honda (Melo *et al.* 1989).

## 4.2 Efectividad de reforestaciones

Para la evaluación de la efectividad de reforestaciones de *Abies religiosa* (Oyamel) y *Pinus pseudostrabus* (Pino) (realizadas en el 2016, después del disturbio) se utilizaron 10 parcelas establecidas en un estudio previo, las cuales se localizan en la Zona 1 (Figura 2) (Tabla 1), las dimensiones de las parcelas son de 10 metros de ancho por 10 metros de largo. Dentro de las parcelas, las plántulas se identificaron y se marcaron para realizar el seguimiento de estas a lo largo del tiempo. Las mediciones se iniciaron a finales de la temporada de lluvias del 2018, y continuando periódicamente hasta la temporada de lluvias del 2019. Para la evaluación se midieron parámetros relativos a: porcentaje de supervivencia y altura, dentro de los parámetros de altura se evaluaron el crecimiento neto de los individuos a lo largo del tiempo y la diferencia de altura entre fechas, debido a que la altura de los individuos era variable al momento del plantado se optó por utilizar la tasa de crecimiento [  $TC = \text{medición final} - \text{medición inicial}$  ] y la tasa de crecimiento relativo [  $TCR = (\text{medición final} - \text{medición inicial}) / \text{medición inicial}$  ]. El porcentaje de supervivencia se obtuvo mediante conteo de plántulas vivas en las parcelas, la altura de los individuos se midió con una regla de 1 metro, midiendo de la base de la plántula al ápice más alto. Se tiene registro de mediciones realizadas de marzo a septiembre de 2017, donde se pudo observar que los individuos ubicados en las parcelas de la Zona 1 tuvieron un porcentaje de supervivencia superior al 90% y un crecimiento de plántula de 16 centímetros de altura en promedio. Debido a que la cantidad de plántulas en la Zona 2 era demasiado baja para ser estadísticamente significativa, solo se tomaron en cuenta los individuos de las parcelas de la Zona 1.

### 4.3 Proceso de regeneración natural

Para llevar a cabo el monitoreo del proceso de regeneración natural del sitio perturbado se establecieron 26 parcelas establecidas en un estudio previo, 10 en la “Zona 1: Claro total”, 8 en la “Zona 2: Claro con abundantes arbustos remanentes” y 8 en la “Zona 3: Claro parcial y áreas de borde”. Se tienen registros de monitoreos realizados anteriormente en la zona, donde se puede observar que la regeneración natural es nula en las parcelas de la Zona 1, Zona 2 y Zona 3 hasta el 2017. Por lo anterior, se establecieron de manera aleatoria en noviembre de 2018, 8 nuevas parcelas denominadas “Zona 4: Bosque Maduro”, como su nombre lo indica dichas parcelas se ubican en zonas bajo el dosel del bosque maduro, las cuales no fueron afectadas por la operación de tala ilegal y que además cuentan con procesos de regeneración natural (Figura 2) (Tabla 1). Las dimensiones de las parcelas son de 10 metros de ancho por 10 metros de largo (excepto 5 parcelas de la “Zona 4”, las cuales cuentan con dimensiones de 2 metros de ancho por 2 metros de largo). Las mediciones se iniciaron a finales de la temporada de lluvias del 2018, continuando periódicamente hasta la temporada de lluvias del 2019. Para monitorear los procesos de regeneración se realizaron identificaciones y marcaje de individuos, lo anterior con el fin de establecer porcentajes de supervivencia. El porcentaje de supervivencia se obtuvo mediante conteo de plántulas vivas en las parcelas.



**Figura 2.** Mapa de localización de las parcelas del estudio. Las parcelas Zona 1 en amarillo, las Zona 2 en naranja, las Zona 3 en verde y las Zona 4 en azul.

**Tabla 1. Descripción de las parcelas del estudio ubicadas en la zona afectada.**

Tipo de parcela	Número de parcelas	Atributo a medir
Zona 1 (Claro total)	10	<ul style="list-style-type: none"><li>• Reforestación</li><li>• Regeneración natural</li></ul>
Zona 2 (Claro con abundantes arbustos remanentes)	8	<ul style="list-style-type: none"><li>• Regeneración natural</li></ul>
Zona 3 (Claro parcial y zonas de borde)	8	<ul style="list-style-type: none"><li>• Regeneración natural</li></ul>
Zona 4 (Bosque maduro)	8	<ul style="list-style-type: none"><li>• Regeneración natural</li></ul>

Debido a que los procesos de regeneración natural de especies arbóreas no se estaban llevando a cabo desde la fecha del inicio de este estudio, se diseñó un experimento para determinar los patrones espaciales y temporales de la lluvia de semillas de *Abies religiosa*. Se colocaron 11 grupos de trampas (Figura 3) de 5 trampas de semillas individuales cada uno (Figura 4). Los grupos se colocaron equidistantemente entre sí, con un grupo central y dos grupos posicionados hacia cada dirección cardinal; los dos grupos de trampas restantes se posicionaron en la parte noroeste y sureste de la zona afectada, dentro del bosque maduro (Figura 5). La colecta de semillas en las trampas se llevó a cabo periódicamente de diciembre de 2018 a agosto de 2019, dejando por lo menos un mes de intervalo entre cada colecta. Las semillas atrapadas de *Abies religiosa* fueron contadas y extrapoladas a semillas por hectárea en cada una de las fechas de colecta, dichos datos fueron procesados con la finalidad de obtener mapas de patrones de lluvia de semillas.



**Figura 3. Grupos de trampas de semillas.**



**Figura 4. Trampa de semillas individual.**



**Figura 5. Mapa de localización de los grupos de trampas de semillas en el área afectada.**

#### **4.4 Variables ambientales**

Para dar un panorama más amplio de las condiciones, tanto del polígono del área afectada como de las zonas aledañas de bosque maduro, se tomaron mediciones de variables ambientales relacionadas al suelo (humedad y temperatura), topografía (pendiente) y estructura del dosel (cobertura del dosel). La humedad y temperatura del suelo se midieron utilizando el equipo Soil Moisture Kit 150  $\Delta T$ ; la pendiente se midió con un Hipsómetro láser Nikon Forestry Pro; mientras que para la variable referente a la estructura del dosel se utilizó el aparato WinScanopy™ Versión 2014, obteniendo fotografías hemisféricas que fueron procesadas posteriormente. Las mediciones se realizaron en las parcelas establecidas en los diferentes tipos de zonas. Las variables relacionadas al suelo se tomaron en tres mediciones, noviembre de 2018 (correspondiente al final de la época de lluvias de ese año), en mayo (época seca) y en agosto de 2019 (época de lluvias); mientras que las variables referentes a la topografía y a la estructura del dosel se midieron en una sola fecha, agosto de 2019.

De la misma manera que con el experimento de dispersión de semillas, se obtuvieron mapas de la zona afectada de las variables ambientales que son significativas en la supervivencia y crecimiento de las reforestaciones.

#### 4.5 Análisis estadístico

Las bases de datos de efectividad de reforestaciones, procesos de regeneración natural y las variables ambientales fueron procesadas en el programa Excel del paquete Microsoft Office para Windows 10, en el paquete estadístico Past (versión 3.17) y en el paquete estadístico JMP (versión 8.0). Para la obtención de mapas del experimento de patrones de lluvia de semillas y variables ambientales, los datos fueron procesados con el software *Surfer, versión 11.0.642 (64-bit), Golden Software, Inc.* El procesamiento y análisis de las fotografías hemisféricas capturadas se realizó con el software *Win Scanopy 2014<sup>a</sup> for canopy analysis, regent instruments canada inc.* conforme al procedimiento descrito en el manual del usuario.

Se aplicó una prueba de supervivencia de Kaplan-Meier para la supervivencia de las reforestaciones; dependiendo de la normalidad de los datos, se aplicaron análisis de varianza paramétricos y no paramétricos para comparar estrategias de crecimiento entre especies y entre parcelas de la Zona 1. Para los datos obtenidos en el proceso de regeneración natural del sitio se utilizó la prueba de supervivencia de Kaplan-Meier. Para las variables ambientales se utilizaron análisis de varianzas paramétricos y no paramétricos dependiendo de la normalidad de los datos.

Se realizaron regresiones lineales y polinomiales para determinar la relación que existe entre las variables de respuesta (supervivencia y crecimiento) con las variables ambientales (humedad y temperatura del suelo, pendiente y cobertura del dosel).

## 5. RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados del desempeño de las reforestaciones de la Zona 1 usando datos correspondientes al periodo marzo de 2017 (obtenidos en un estudio previo aún sin publicar) a agosto de 2019; de los procesos de regeneración natural y los patrones de lluvia de semillas, así como a las variables ambientales medidas durante el estudio. Los resultados nos indican que la efectividad de las reforestaciones muestra porcentajes de supervivencia y tasas de crecimiento altas, en donde, las variables ambientales con mayor relevancia fueron la pendiente del terreno y la cobertura del dosel. Por su parte, los procesos de regeneración natural no se han llevado a cabo en el polígono del área afectada a pesar de que han pasado más de 4 años del evento de tala, y la regeneración natural presente en el bosque adyacente presenta porcentajes de supervivencia muy bajos.

### 5.1 Efectividad de reforestaciones

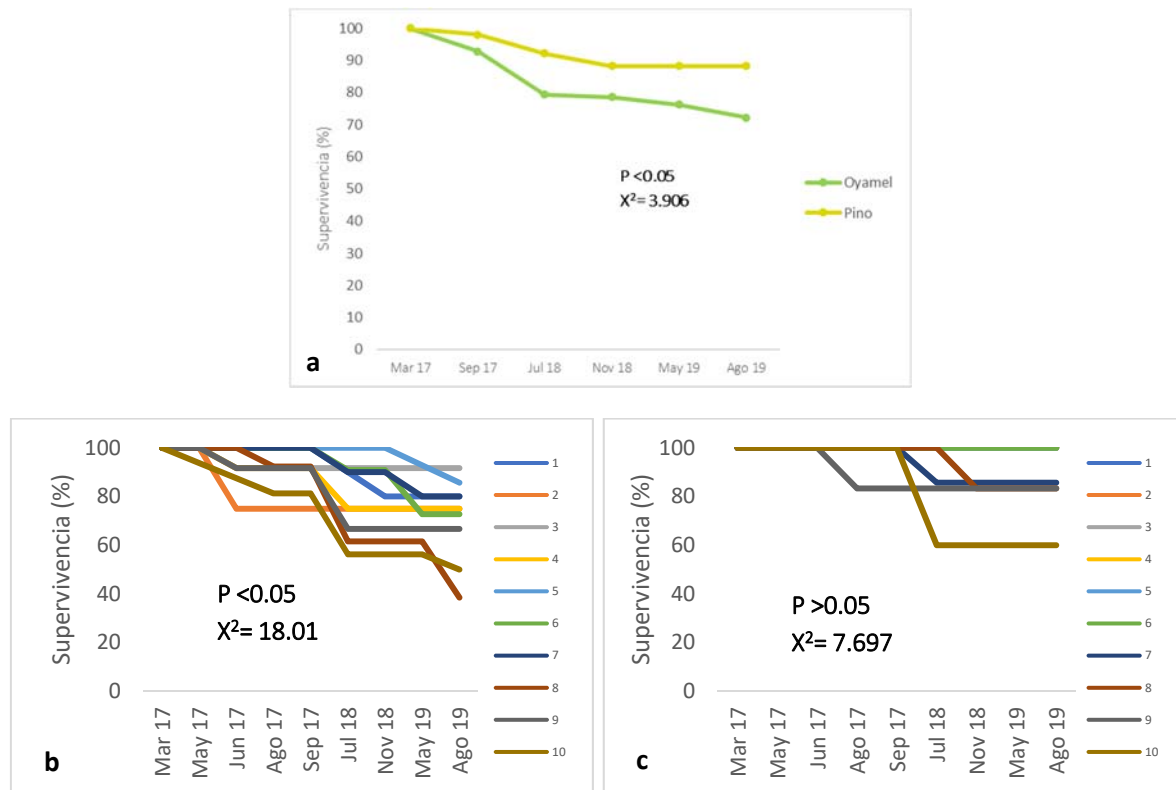
De manera general, se puede observar que las reforestaciones de ambas especies, *Pinus pseudostrobus* y *Abies religiosa*, presentan diferencias en cuanto a porcentaje de supervivencia y estrategias de crecimiento en el área de estudio.

Debido a que ambas especies presentan distintas estrategias de crecimiento, durante el análisis de los datos se tomó la decisión de comparar los datos de las especies por separado a lo largo del tiempo y en las distintas parcelas del estudio. Adicional a esto, para comparar de mejor manera el desempeño de las reforestaciones, se utilizó una Tasa de Crecimiento (TC) y una Tasa de Crecimiento Relativo (TCR); lo anterior debido a que la altura de los individuos era variable al momento del plantado.

#### 5.1.1 Porcentaje de supervivencia

El porcentaje de supervivencia de las reforestaciones en agosto de 2019 es de 72% para los individuos de *Abies religiosa*, mientras que para los individuos de *Pinus pseudostrobus* es de 88%. Durante el periodo que comprende de septiembre de 2017 a julio de 2018 se puede observar una notable disminución en el porcentaje de supervivencia del oyamel. La curva de supervivencia del pino sufre la misma disminución durante el periodo de septiembre de 2017 a julio de 2018; sin embargo, la curva de supervivencia del pino es claramente menos pronunciada que la del oyamel, así como el porcentaje de supervivencia del pino el cual es superior. Aún no se determinan las causas exactas de la mortalidad en las reforestaciones, pero

posiblemente se deba a condiciones microclimáticas dentro del polígono del área afectada, depredación, vandalismo o anomalías climatológicas. Al analizar los resultados de la prueba de Kaplan Mier nos indicó que al final del estudio se observaron diferencias significativas entre el oyamel y el pino de manera general ( $P < 0.05$ ,  $X^2 = 3.9061$ ,  $DF = 1$ ) (Figura 6a). La prueba de Kaplan Mier nos indica a su vez que, al separar ambas especies en las distintas parcelas de la Zona 1, existen diferencias significativas en la supervivencia del oyamel ( $P < 0.05$ ,  $X^2 = 18.01$ ,  $DF = 9$ ) (Figura 6b), pero no en el pino ( $P > 0.05$ ,  $X^2 = 7.697$ ,  $DF = 9$ ) (Figura 6c).

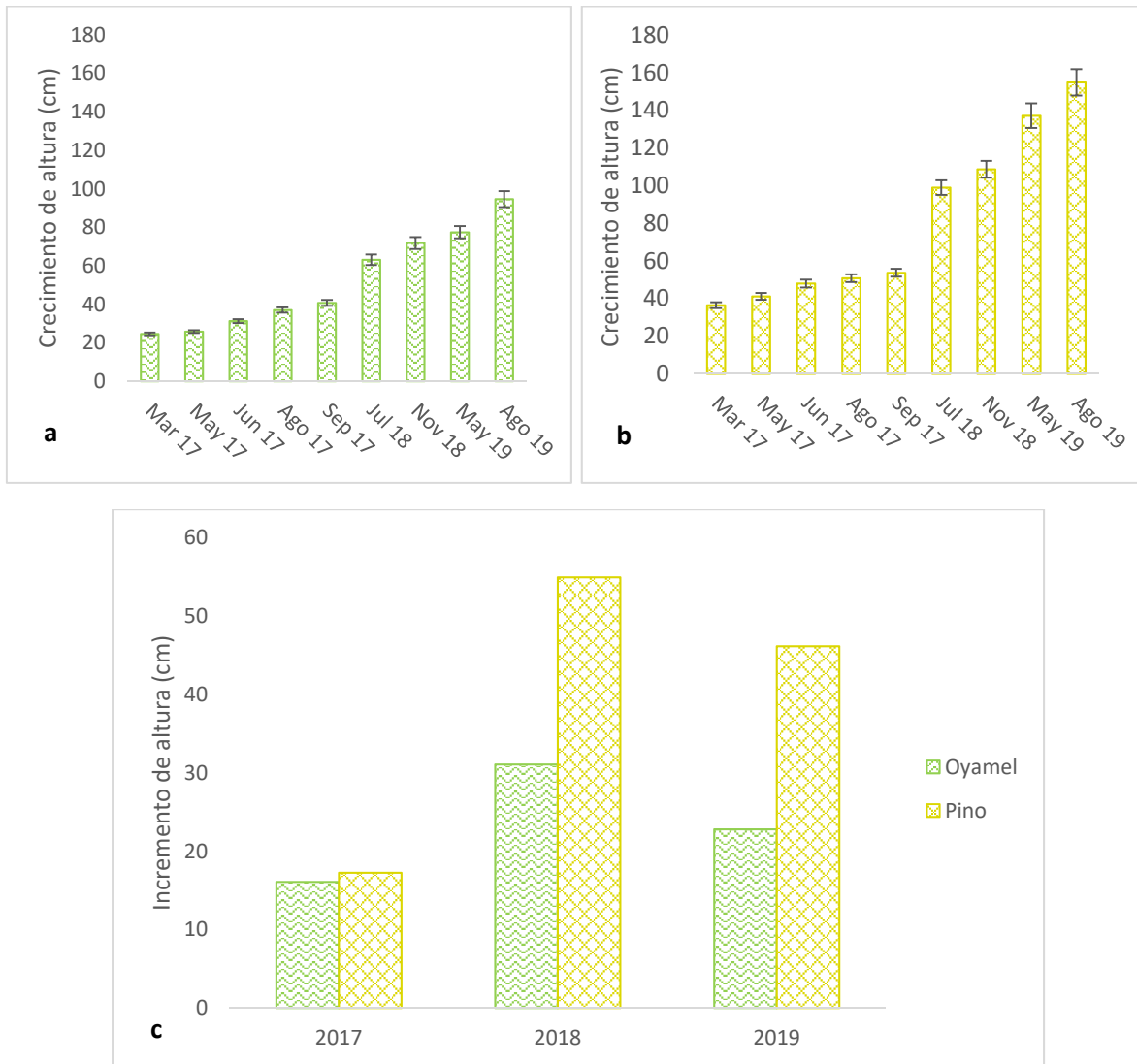


**Figura 6. Supervivencia de las reforestaciones en el área afectada. (a) Curva de supervivencia de las reforestaciones en general. (b) Curva de supervivencia del oyamel en las distintas parcelas. (c) Curva de supervivencia del pino en las distintas parcelas.**

### 5.1.2 Crecimiento en altura

Acorde a los datos obtenidos del estudio previo, los individuos de *Abies religiosa* contaba con un promedio de altura de 25 centímetros en marzo de 2017, aumentando dicho promedio a 95 centímetros en agosto de 2019 (Figura 7a). De la misma manera, para los individuos de *Pinus pseudostrobus* se registró una altura promedio de 37 centímetros en marzo de 2017 y un promedio de 155 centímetros

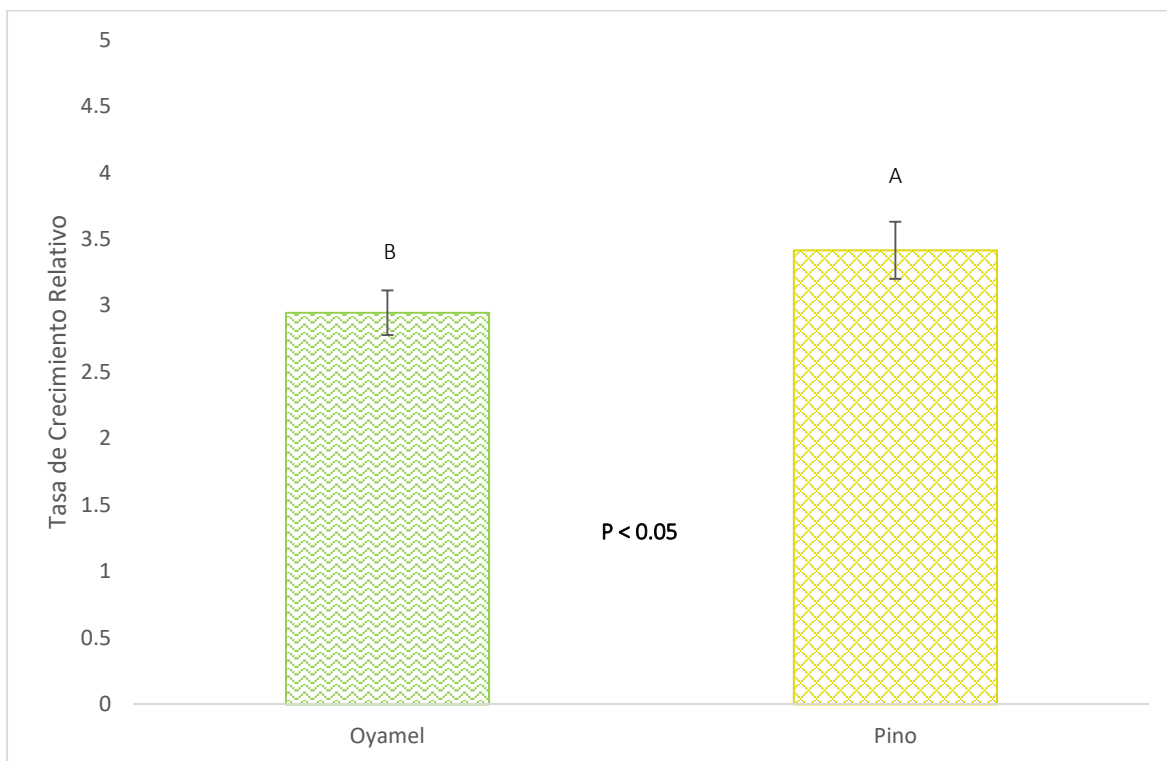
en agosto de 2019 (Figura 7b). Se comparó la diferencia de altura promedio entre mediciones, para determinar en qué año ocurrió el mayor periodo de crecimiento en cada especie. Los resultados muestran que, durante 2017, el incremento de altura es similar entre ambas especies (Oyamel con 16.1 cm y pino con 17.2 cm), durante el periodo de 2018, el incremento de altura fue diferencial entre ambas especies, siendo *Pinus pseudostrobus* la que presentó mayor incremento (55 cm contra 31 cm del oyamel), de la misma manera, en el periodo de 2019 el incremento del pino fue superior a comparación del oyamel, 46.1 y 22.8 cm respectivamente (Figura 7c).



**Figura 7. Desempeño de crecimiento en altura de las reforestaciones. (a) Promedio de altura de *Abies religiosa* a lo largo del tiempo. (b) Promedio de altura de *Pinus pseudostrobus* a lo largo del tiempo. (c) Incremento de altura entre años por especie.**

Debido a las diferencias de altura entre especies al momento del sembrado, se optó por utilizar una Tasa de Crecimiento Relativa (TCR) para determinar el número de veces que un individuo aumenta su altura desde el inicio al final del estudio. Se comparó la Tasa de Crecimiento Relativo por especie de manera general.

Los resultados nos muestran que la TCR de *Pinus pseudostrobus* es significativamente mayor a la TCR registrada por *Abies religiosa* ( $P < 0.05$ ), lo cual nos indica que, a pesar de usar un parámetro que compara de manera equitativa las veces que los individuos aumentan su altura en un tiempo determinado, los individuos de la especie *Pinus pseudostrobus* siguen mostrando mayor efectividad a comparación de los individuos de la especie *Abies religiosa* (Figura 8).



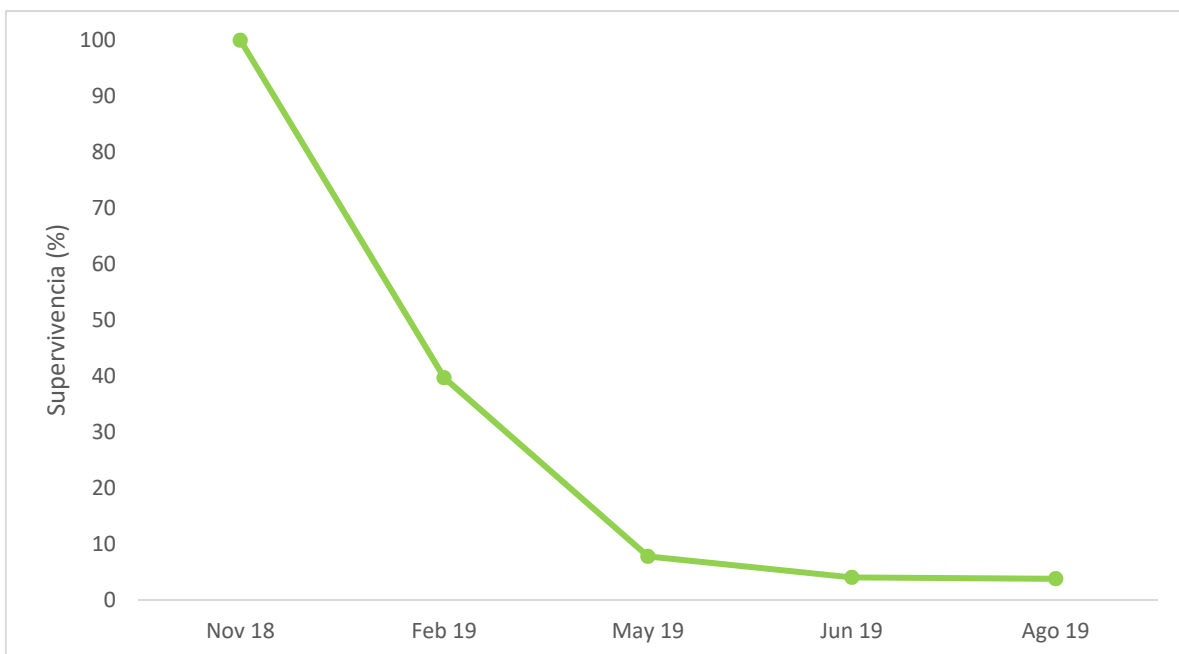
**Figura 8. Tasa de Crecimiento Relativo general por especie. Las letras significan diferencias y similitudes estadísticas.**

## 5.2 Proceso de regeneración natural

A pesar de que han pasado cuatro años desde el disturbio, los procesos de regeneración natural del estrato arbóreo en el polígono de la zona afectada (Zona 1, Zona 2 y Zona 3) aún no se llevan a cabo, ya que no se registró una sola plántula de oyamel o pino en las parcelas de regeneración natural. A continuación, se presentan los resultados obtenidos en las parcelas establecidas en la Zona 4: Bosque maduro. Los resultados mostraron que la zona de bosque maduro adyacente a la zona afectada presenta porcentajes de supervivencia de regeneración natural demasiado bajos (5.96%).

### 5.2.1 Porcentaje de supervivencia

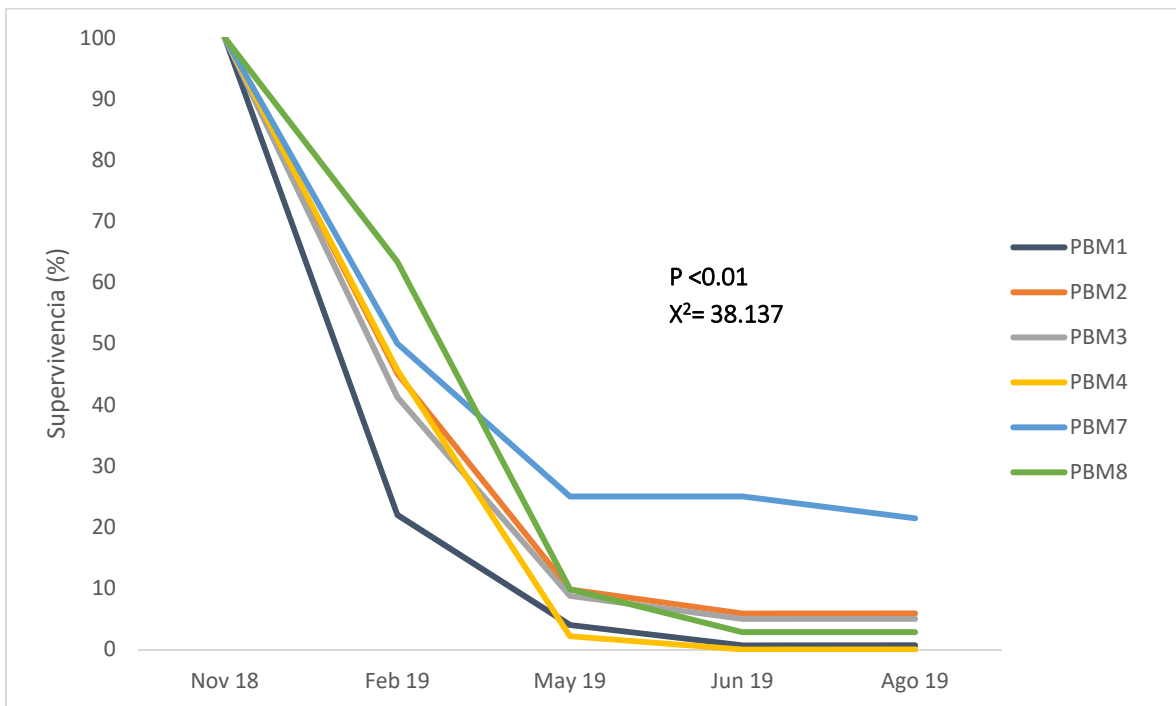
Al inicio del monitoreo de los procesos de regeneración natural en las parcelas de bosque maduro (noviembre de 2018) se contaba con un total de 426 plántulas de *Abies religiosa*, lo cual representaba el 100% de nuestra población. Sin embargo, a pesar de que las parcelas se encontraban en zonas con mejores condiciones microclimáticas, al cabo de 9 meses el porcentaje de supervivencia había disminuido drásticamente (3.75% del total), como dato adicional se observó que durante el periodo con menos precipitación (noviembre a mayo de 2019) el porcentaje de supervivencia disminuyó significativamente. En la Figura 9 se muestra el porcentaje de supervivencia de las plántulas de oyamel a lo largo del tiempo.



**Figura 9. Porcentaje de supervivencia de plántulas de oyamel a lo largo del tiempo en la Zona 4: Bosque Maduro.**

Se analizó a su vez el porcentaje de supervivencia de dichas plántulas de oyamel en cada una de las parcelas establecidas en las zonas de bosque maduro, cabe mencionar que las parcelas PBM5 y PBM6 no contaban con plántulas de oyamel por lo que no fueron incluidas en el análisis de datos ni en los resultados.

En la Figura 10 se puede observar el porcentaje de supervivencia en cada una de las parcelas al final del estudio en agosto de 2019, en donde la parcela PBM7 mostró los porcentajes de supervivencia más altos (21.42%), en las parcelas PBM1 (>1%), PBM2 (5.8%), PBM3 (5%), y PBM8 (2.81), mientras que en la parcela PBM4 es de 0%. La prueba de Kaplan Meier nos reveló que existen diferencias significativas en la mortalidad de las distintas parcelas de la Zona 4 ( $P < 0.01$ ,  $X^2 = 38.137$ ,  $DF = 5$ )



**Figura 10. Porcentaje de supervivencia de plántulas de oyamel en parcelas establecidas en la Zona 4: Bosque maduro.**

Lo anterior nos indica que, a pesar de encontrarse en zonas teóricamente con mejores condiciones para el establecimiento de las plántulas, los procesos de regeneración natural dentro del bosque también presentan tasas muy bajas, lo cual pudiera ser un indicador del estado de salud del bosque.

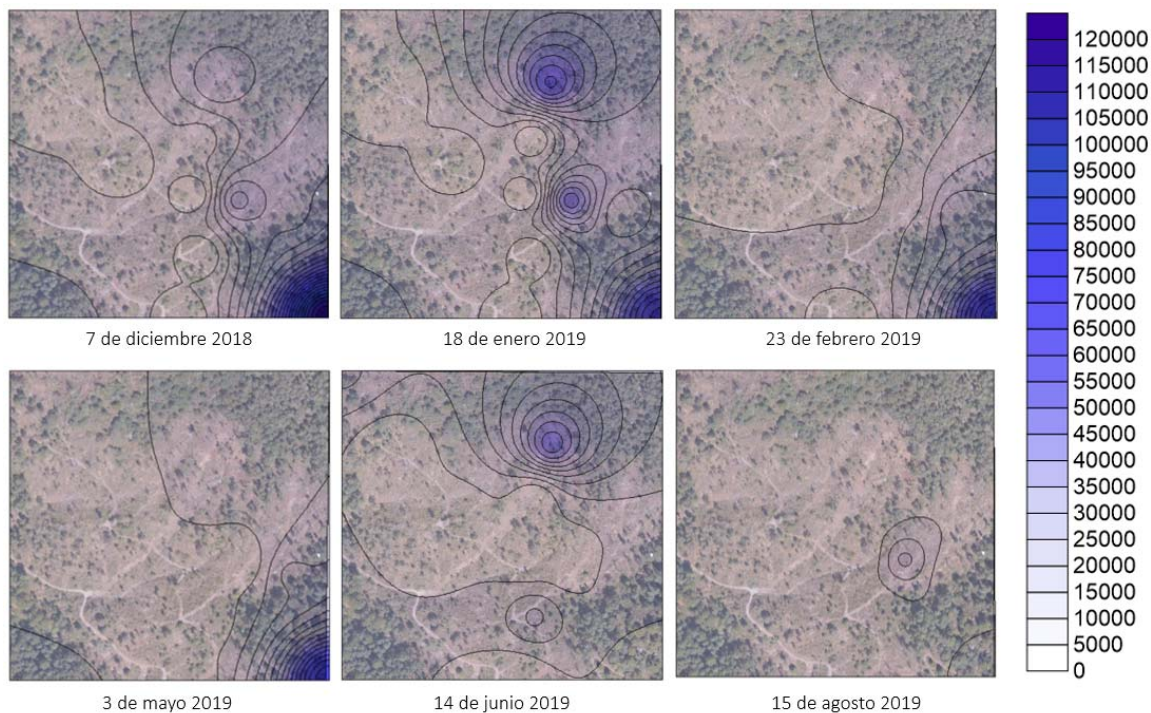
### 5.2.2 Lluvia de semillas

Para el experimento de lluvia de semillas se colectaron y contabilizaron periódicamente las semillas atrapadas en cada grupo de trampas (durante los meses de diciembre de 2018, enero, febrero, mayo, julio y agosto de 2019), dicho número se utilizó para calcular un aproximado del número de semillas por hectárea de la zona en cada fecha.

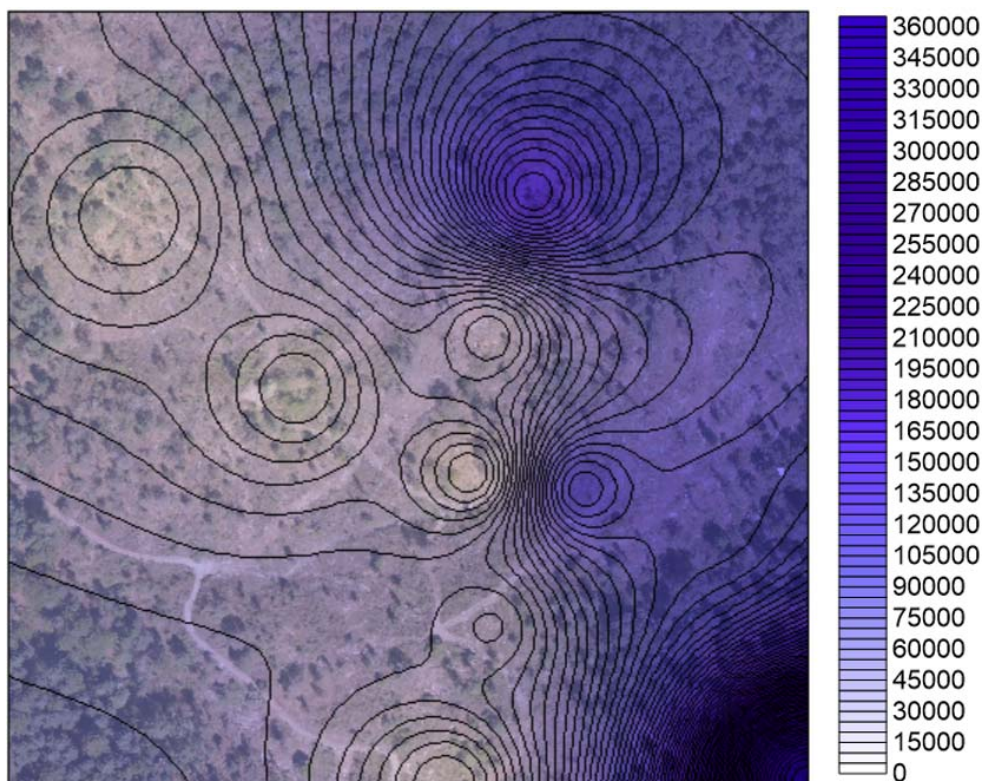
A pesar de que los grupos de trampas atraparon semillas tanto de oyamel como de una gran cantidad de especies herbáceas y arbustivas, solo se están tomando en cuenta las semillas de *Abies religiosa* para este análisis ya que es la especie dominante y de mayor importancia de la zona.

Al analizar los datos del experimento de lluvia de semillas se encontró que, a lo largo del estudio, existe un patrón general del origen y alcance de la lluvia de semillas de *Abies religiosa* de la zona afectada. Dicho patrón nos indica que los bordes norte, noreste, este y sureste del polígono de la zona afectada son fuentes importantes de semillas de oyamel, mostrando en promedio  $\approx 19,000$  semillas por hectárea en diciembre de 2018,  $\approx 17,500$  en enero,  $\approx 11,500$  en febrero,  $\approx 10,000$  en mayo,  $\approx 8,000$  en junio y  $\approx 2,000$  en agosto de 2019 (con un máximo de 120,000 semillas por hectárea en el mes de diciembre), lo anterior nos indica que existe una disminución gradual de la cantidad de semillas que llega a la zona afectada conforme avanza el tiempo del estudio (Figura 11).

Se determinó la zona que recibe la mayor cantidad de semillas de oyamel a lo largo del estudio (diciembre de 2018 a agosto de 2019) mediante la sumatoria y transformación de semillas en cada trampa a semillas por hectárea, siendo la zona sureste la que presenta una mayor cantidad de semillas acumuladas, con un máximo de 360,000 semillas por hectárea, seguido de la zona norte con 144,000 semillas/hectárea acumuladas, cabe mencionar que el promedio de semillas por hectárea acumuladas a lo largo del tiempo del estudio es de  $\approx 70,000$  (Figura 12).



**Figura 11. Patrones de lluvia de semillas de *Abies religiosa* (expresado en semillas por hectárea) a lo largo del tiempo en la zona afectada.**



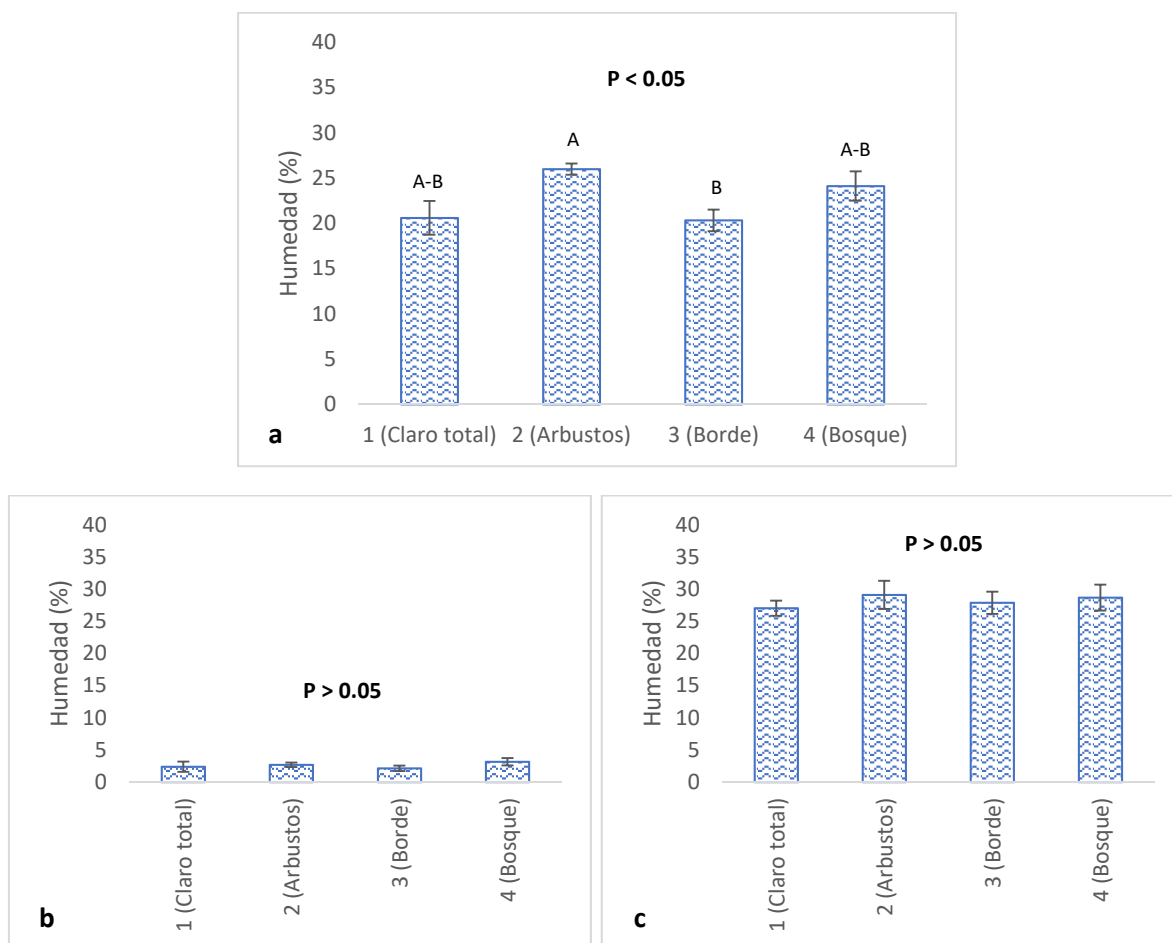
**Figura 12. Total de semillas acumuladas de *Abies religiosa* a lo largo del tiempo en la zona afectada (expresado semillas por hectárea).**

### 5.3 Variables ambientales

A continuación, se presentan los resultados obtenidos de las variables ambientales relacionadas al suelo (humedad y temperatura), topografía (pendiente), y estructura del dosel (cobertura del dosel) en las diferentes zonas del estudio.

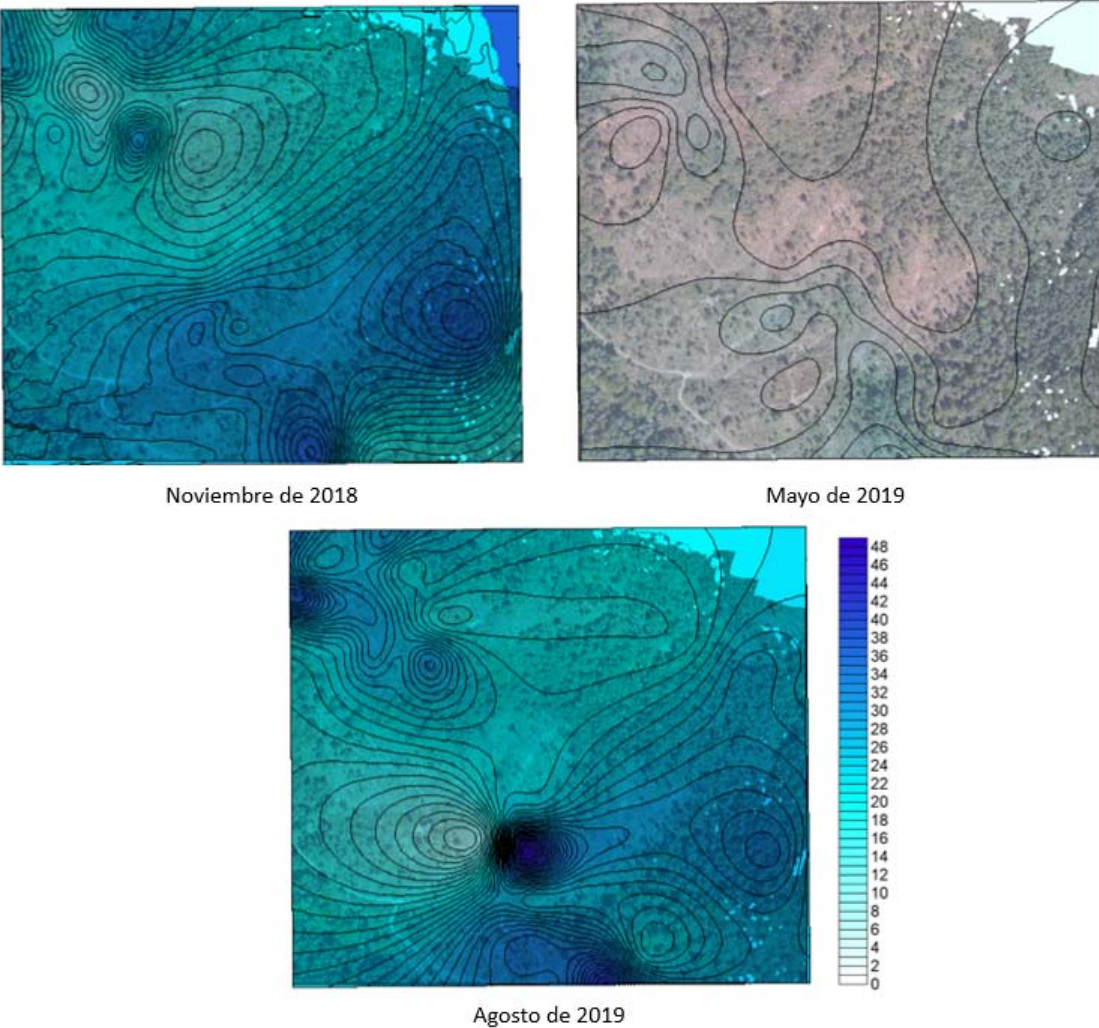
#### 5.3.1 Humedad del suelo

Los resultados del análisis de varianza nos muestran que las mediciones tomadas en noviembre de 2018 presentan diferencias significativas entre zonas ( $P < 0.05$ ), dichas diferencias se observan entre la Zona 2 con la Zona 3 ( $P < 0.01$ ) (Figura 13a) siendo la Zona 2 la que presenta mayor porcentaje de humedad del suelo y la Zona 3 la menor. Las mediciones tomadas en mayo de 2019 no muestran diferencias significativas entre zonas ( $P > 0.05$ ) (Figura 13b), así como las mediciones de agosto de 2019 ( $P > 0.05$ ) (Figura 13c).



**Figura 13. Porcentaje de humedad del suelo. (a) Promedio de humedad del suelo en noviembre de 2018. (b) Promedio de humedad del suelo de mayo de 2019. (c) Promedio de humedad del suelo de agosto de 2019.**

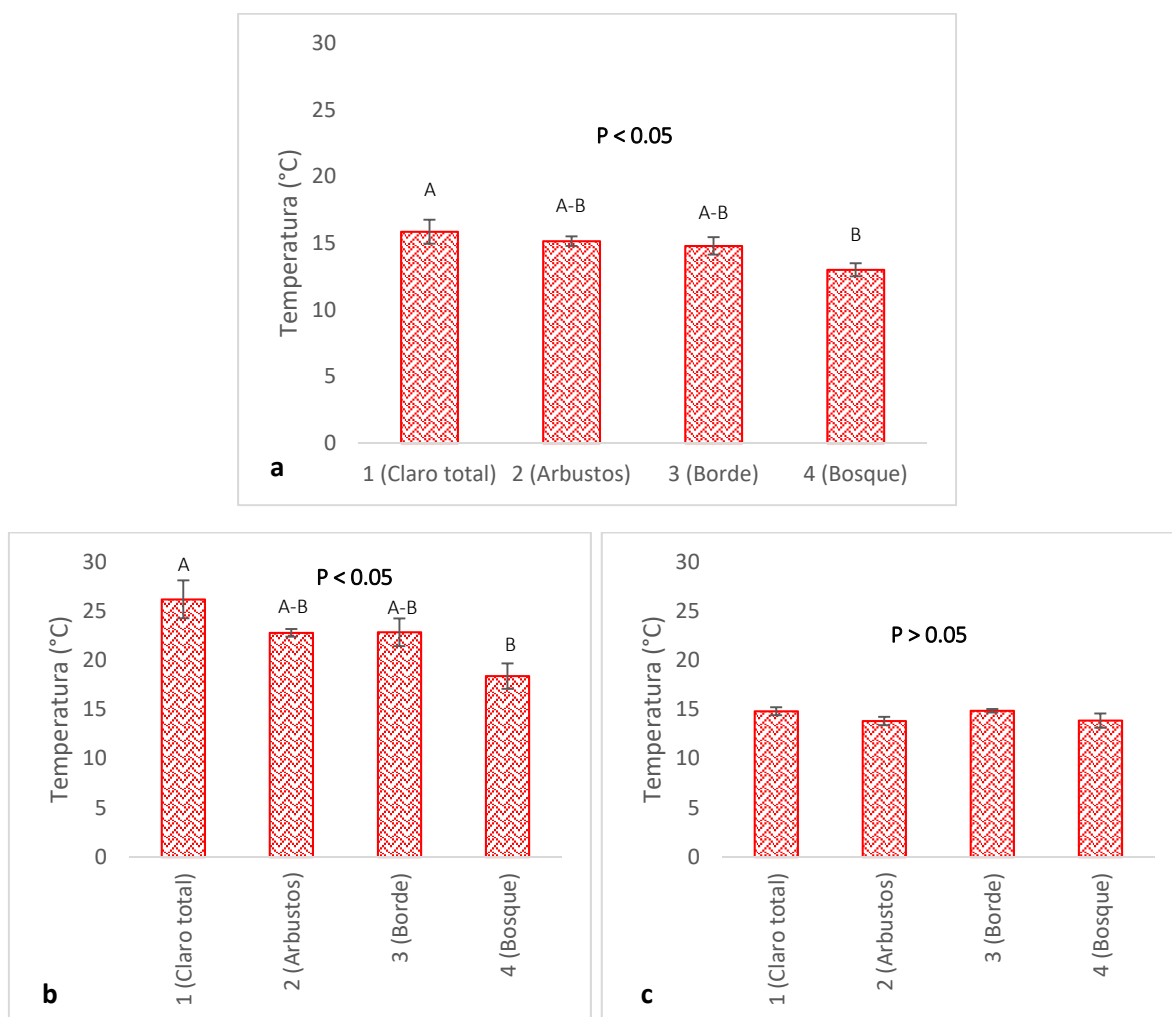
El mapa de porcentaje de humedad nos mostró que, efectivamente en las Zonas 2 y 4 (zona centro y sureste del polígono) existió un mayor contenido de humedad en el suelo en noviembre de 2018, mientras que en las Zonas 1 y 3 (zona noroeste y centro-este del polígono) el porcentaje de humedad fue menor. En mayo de 2019 (época seca) se puede observar que la escasa humedad está distribuida de manera casi homogénea a lo largo del polígono, mostrando un porcentaje de humedad ligeramente mayor en la zona sur y noroeste (aunque no fue estadísticamente significativo). Finalmente, los resultados de agosto de 2019 mostraron un patrón similar al observado en noviembre de 2018, la mayor concentración de humedad se encontró en las zonas sur, sureste y noroeste del polígono, sin embargo, al haberse realizado en plena época húmeda, la medición muestra que la humedad se encuentra distribuida a lo largo del polígono, por lo que no se muestran diferencias significativas entre zonas (Figura 14).



**Figura 14. Promedio de humedad del suelo (expresada en porcentaje) a lo largo del tiempo en la zona afectada.**

### 5.3.2 Temperatura del suelo

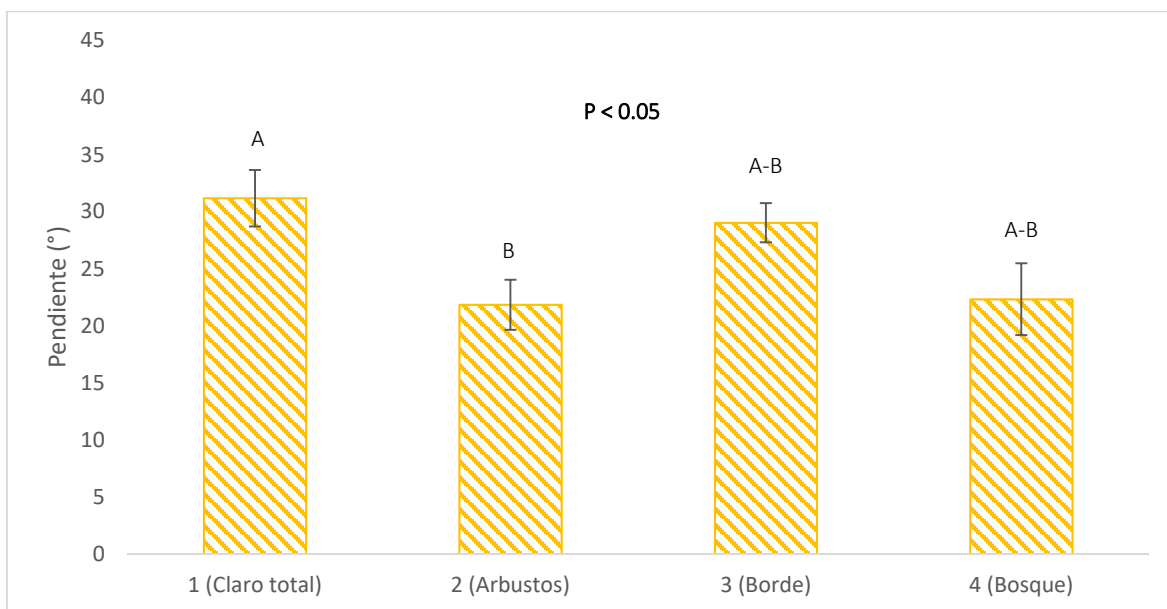
De la misma manera que con la humedad, se midió la temperatura del suelo en las parcelas ubicadas en las distintas zonas del área afectada y en el bosque maduro circundante en noviembre de 2018 (final de época de lluvia), en mayo de 2019 (final de época seca) y en agosto de 2019 (mediados de la temporada de lluvias). Los resultados mostraron que, tanto en la medición de noviembre de 2018 (Figura 15a) como en la de mayo de 2019 (Figura 15b), existen diferencias significativas en la temperatura del suelo de las zonas del estudio ( $P < 0.05$ ), siendo la Zona 1 la que reportó mayores temperaturas en ambas fechas, mientras que la Zona 4 presentó menores temperaturas edáficas. La medición correspondiente al final del estudio (agosto de 2019) no mostró diferencias significativas en la temperatura del suelo a lo largo de las 4 zonas de estudio ( $P > 0.05$ ) (Figura 15c).



**Figura 15. Temperatura del suelo. (a) Promedio de temperatura del suelo en noviembre de 2018. (b) Promedio de temperatura del suelo de mayo de 2019. (c) Promedio de temperatura del suelo de agosto de 2019.**

### 5.3.3 Pendiente

Los resultados de las mediciones de la pendiente del terreno en las distintas zonas del estudio mostraron que la Zona 1 es la que presenta mayor pendiente (31°), mientras que la Zona 2 es la que cuenta con una menor inclinación (22°). El análisis de varianza nos muestra que existen diferencias significativas entre las parcelas de la Zona 1 y de la Zona 2 ( $P < 0.05$ ) mientras que la Zona 3 y 4 presentan similitudes estadísticas con las dos anteriores (Figura 16).

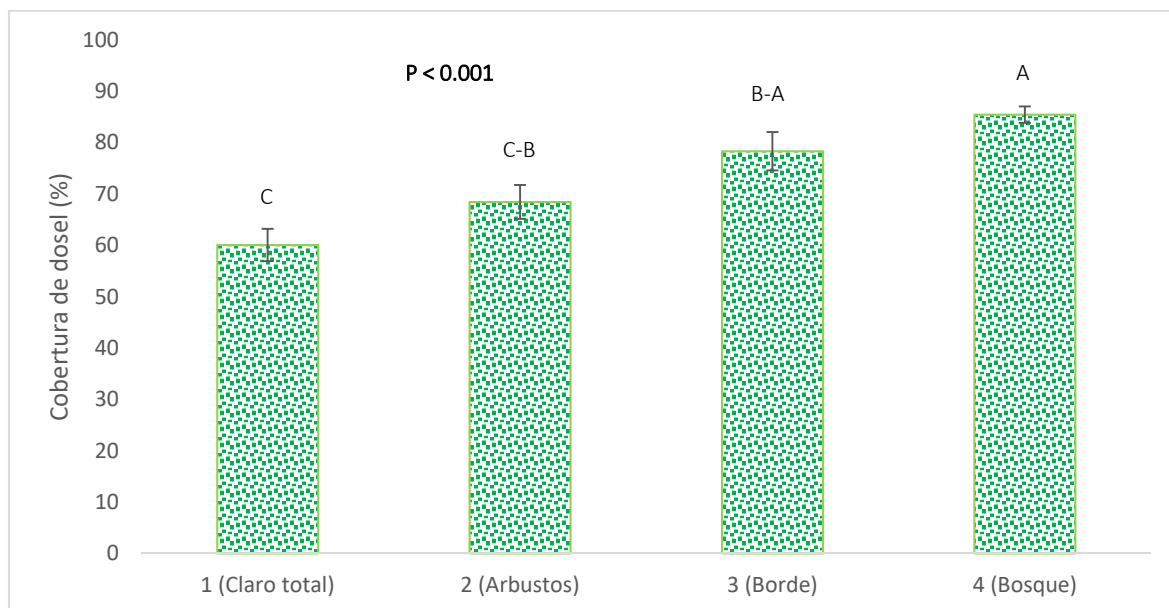


**Figura 16. Promedio de pendiente del terreno en cada zona del área de estudios.**

### 5.3.4 Estructura del dosel

Mediante el uso de fotografías hemisféricas se obtuvieron datos de la estructura del dosel en las distintas zonas del estudio. Sin embargo, debido a la altura que presenta el estrato arbustivo, la cobertura que presentamos a continuación es la cobertura combinada tanto de los árboles (los presentes en la Zona 4, así como los sobrevivientes en las Zonas 1, 2 y 3) con los arbustos de las distintas zonas.

Los resultados del análisis indican que existe un aumento gradual del porcentaje de cobertura del dosel conforme a la zona, siendo la Zona 1 la que cuenta con menor cobertura (60%) y la Zona 4 la de mayor cobertura (85%), habiendo diferencias significativas entre zonas ( $P < 0.001$ ). Los resultados concuerdan con las características de las distintas zonas, ya que la Zona 1 representa la zona más afectada por el evento de tala ilegal, por lo que resulta lógico que, a pesar de haber pasado más de 4 años desde la perturbación, sea la zona con menor cobertura. La Zona 2 tuvo más porcentaje de cobertura debido a que en la zona se encuentra una mayor cantidad de especies arbustivas y herbáceas remanentes, las cuales han aumentado en tamaño y área desde la tala. La Zona 3, presenta un porcentaje de cobertura considerable (78%) al poseer cierta estructura arbórea remanente y al encontrarse en las zonas cercanas al borde del bosque maduro. Por su parte, la Zona 4, al no haber sido afectada por la perturbación, es la que posee el mayor porcentaje de cobertura (Figura 17).



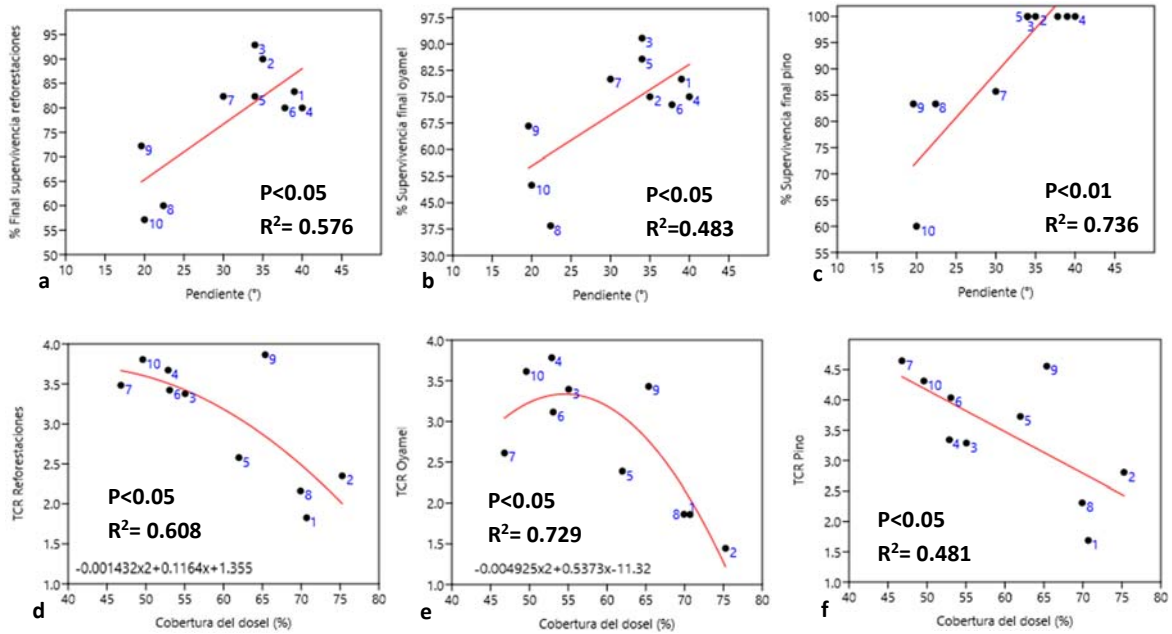
**Figura 17. Porcentaje de cobertura del dosel en cada zona del área de estudios. Las letras significan diferencias y similitudes estadísticas.**

#### **5.4 Influencia de las variables ambientales en el desempeño de reforestaciones y regeneración natural**

Se realizaron regresiones lineales y polinomiales para determinar la correlación entre el desempeño de las reforestaciones (supervivencia y crecimiento en altura) y la regeneración natural (supervivencia) con las variables ambientales (humedad del suelo, temperatura del suelo, pendiente y cobertura del dosel). Los resultados son presentados por parcelas.

La pendiente del sitio afectado fue un factor de relevancia en la supervivencia de las reforestaciones. El porcentaje final de supervivencia general de las reforestaciones (agosto de 2019) mostró una correlación significativa con la pendiente del terreno ( $P < 0.05$ ,  $R^2 = 0.576$ ) (Figura 18a). A su vez, tanto el porcentaje de supervivencia final del oyamel como del pino mostraron correlación con la pendiente ( $P < 0.05$ ,  $R^2 = 0.483$  y  $P < 0.01$ ,  $R^2 = 0.736$  respectivamente) (Figura 18b y 18c). En el crecimiento de altura utilizando la tasa de crecimiento relativo (TCR) se encontró que existe una relación con el porcentaje de cobertura del dosel, obteniendo resultados significativos en la TCR general de las reforestaciones ( $P < 0.05$ ,  $R^2 = 0.608$ ) (Figura 18d), en la TCR del oyamel ( $P < 0.05$ ,  $R^2 = 0.729$ ) (Figura 18e) y en la TCR del pino ( $P < 0.05$ ,  $R^2 = 0.481$ ) (Figura 18f).

Las regresiones mostraron que no existen correlaciones estadísticamente significativas entre las siguientes variables: Supervivencia de reforestaciones en general, de oyamel y de pino con porcentaje de humedad en noviembre, mayo y en agosto, temperatura en general y cobertura del dosel; TCR (general, de oyamel y de pino) con humedad promedio, temperatura promedio y pendiente de los sitios; y el porcentaje de supervivencia de la regeneración natural con ninguna de las variables ambientales ( $P > 0.05$ ).



**Figura 18. Regresiones lineales y polinomiales de supervivencia y crecimiento en altura con variables ambientales. (a) porcentaje final de supervivencia de reforestaciones con pendiente del terreno. (b) porcentaje final de supervivencia de oyamel con pendiente del terreno. (c) porcentaje final de supervivencia de pino con pendiente del terreno. (d) TCR de reforestaciones con el porcentaje de cobertura del dosel. (e) TCR de oyamel con el porcentaje de cobertura del dosel. (f) TCR de pino con el porcentaje de cobertura del dosel.**

## 6. DISCUSION

En sitios degradados, donde la meta es maximizar la producción de biomasa es recomendable el uso de reforestaciones, preferentemente utilizando plantaciones mixtas (Holl *et al.* 2000; Holl y Aide 2011). Las reforestaciones ayudan a crear un dosel, mejorando las condiciones microclimáticas para el establecimiento de otras especies arbóreas y especies de sucesión tardía (Buttler *et al.* 2008; Zahawi *et al.* 2013) y mejorar las condiciones edafológicas (Ruiz-Jaén y Aide 2005a; Montagnini 2008).

La plántula es el estado de la planta que es mayormente afectado por cambios ambiente (Benítez-Malvido y Martínez-Ramos 2003; McDonald y Fenniak 2007). Por lo anterior, en la mayoría de los casos la tasa de supervivencia de las plántulas es menor al 50% (Bello-Lara y Cibrian-Tovar 2000) u oscilando entre el 30 y el 50% debido a malas técnicas de plantado, tiempos y sitios erróneos de plantado, procedencia de las semillas/plántulas entre otros factores (Burney *et al.* 2015; Honey-Rosés *et al.* 2018).

Las experiencias tradicionales de plantación y cultivo del oyamel no han sido exitosas en México, lo cual dificulta y limita la restauración de sus poblaciones por medios artificiales (Nieto de Pascual-Pola, 2003). Por su parte, las especies del género *Pinus* cumplen una función pionera por su facilidad de implantación, rapidez de desarrollo, protección eficaz y rápida del terreno, abundancia de semilla de fácil acopio, germinación y cría en vivero, fructificación temprana, capacidad de auto reposición, capacidad para proteger y sombrear a especies frondosas en las etapas iniciales (Gómez-Orea 2014). *Pinus pseudostrobus* es una especie ampliamente usada en la restauración ecológica debido a su capacidad de resistir en ambientes adversos y a su alto potencial de crecimiento (Viveros-Viveros *et al.* 2007; Gómez-Romero *et al.* 2012).

Los resultados del presente estudio muestran que las reforestaciones realizadas después del evento de tala ilegal poseen altos porcentajes de supervivencia (88% para *Pinus* y 72% para *Abies*) y que son relativamente altos a comparación con lo reportado en la literatura, especialmente para *Abies religiosa*. Durante el análisis de datos se encontró que ninguna variable ambiental tomada en el estudio tuvo un efecto significativo en la supervivencia de las reforestaciones (posiblemente se deba a que las reforestaciones ya habían pasado la etapa de establecimiento, la cual es la etapa más crítica para la supervivencia de una plántula), a excepción de la pendiente del terreno, concordando con lo reportado en Gómez-Romero *et al.* (2012) donde se sugiere el uso de *Pinus pseudostrobus* en lugares con pendientes pronunciadas, ya que es donde presenta mayores porcentajes de supervivencia al estar protegido de las condiciones ambientales adversas, como por ejemplo, una

mayor exposición al viento (Laurence *et al.* 1998; 2000). El éxito de la reforestación probablemente se atribuya a factores relacionados a la meticulosa planificación al momento de realizarla, cuidando aspectos cruciales como procedencia de la plántula, edad y época de plantado, así como los lugares que se seleccionaron para la misma.

El crecimiento arbóreo está influenciado por factores bióticos y abióticos (Schweingruber 2007; Speer 2010) así como por las interacciones que existen entre ellos. Se tiene reportado que las dos principales especies arbóreas de la zona, *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrobus* pueden alcanzar alturas de 3 a 7 metros en aproximadamente 5 años (González Méndez *et al.* 2016). El crecimiento de las reforestaciones plasmado en nuestros resultados nos indica que, plantas de  $\approx 4$  años, presentan promedios de altura menores a los mencionados con anterioridad (*Abies religiosa* con 95 cm y *Pinus pseudostrobus* con 155 cm de altura en promedio) no obstante, durante nuestro estudio pudimos encontrar una gran variación en tamaño de individuos, encontrando individuos menores a 60 cm e individuos que superaban los 2 metros de altura.

Debido a las diferencias de altura entre individuos al momento del plantado, se decidió utilizar una Tasa de Crecimiento Relativo (TCR), la cual mide la cantidad de veces que un individuo incrementa su altura inicial; nuestros resultados indican que, de la misma manera que con el crecimiento neto, la TCR de *Pinus pseudostrobus* fue mayor que la de *Abies religiosa* (3.41 y 2.94 respectivamente).

De la misma manera que en el porcentaje de supervivencia de las reforestaciones, el análisis de los datos mostró que solo una de las variables ambientales medidas en el estudio tiene efecto en el crecimiento de las reforestaciones, siendo el porcentaje de cobertura de dosel un factor determinante en la TCR tanto de *Abies* como de *Pinus*; nuestros resultados revelan que existe una correlación negativa entre éstas dos variables (a mayor cobertura de dosel, menor TCR y viceversa); lo anterior es contrario a lo reportado en diversas fuentes (Rzedowski 1978; Carbajal-Navarro y Blanco-García 2019) donde se indica que la especie *Abies religiosa* es una especie tolerante a la sombra y que prospera en ambientes protegidos de las condiciones ambientales; dichos resultados concuerdan de mejor manera con lo reportado en Kobe *et al.* 1995 donde se sugiere que existe un efecto positivo de la apertura del dosel en el establecimiento y crecimiento de plántulas, lo cual refleja la necesidad de algo de radiación para mantener la actividad fotosintética y asegurar su supervivencia, por lo que la especie *Abies religiosa* pudiera considerarse una especie que puede establecerse tanto en claros como en el sotobosque (González *et al.* 1991; Narakawa y Yamamoto, 2001; Sugita y Tani, 2001; Mori y Takeda, 2002; Lara-González *et al.* 2009).

Puntualmente, en la región de la RBMM se estima que entre 58 y 429 ha se recuperaron gracias a esfuerzos de restauración activa en el periodo de 1986 al 2012 (Honey-Roses *et al.* 2018). Los eventos de tala en la RBMM tienen un largo historial que se relaciona con problemas de tenencia de la tierra, ausencia de control y aplicación legítima de la ley, por lo que se recomienda de manera general tomar medidas pertinentes para frenar los eventos de tala ilegal, entre dichas medidas podemos encontrar la presencia permanente del ejército, obstrucción de accesos a las zonas núcleo de la reserva, así como el mejoramiento de la comunicación y acción inmediata por parte de las autoridades de la misma (Orozco-Hernández 2008).

La regeneración natural es típicamente más lenta que los esfuerzos de restauración activa en lo que se refiere al restablecimiento de la estructura del ecosistema, especialmente en los años subsecuentes al disturbio (Jahning *et al.* 2013; Roa-Fuentes *et al.* 2014). No obstante, sitios con restauración pasiva muestran que independientemente del tiempo que haya pasado desde el disturbio, eventualmente los valores de diversidad serán iguales o similares a los del sitio de referencia; en el caso puntual de los sitios afectados por tala, existe evidencia de que poseen el potencial de recuperarse de manera natural (Meli *et al.* 2017). Por lo que se recomienda esperar unos años para observar la dirección y velocidad de la recuperación natural antes de invertir en proyectos de restauración activa (Brancalion *et al.* 2016).

Reducciones en la cobertura del dosel puede reducir la regeneración de ciertas especies debido a la exposición directa de altos niveles de radiación resultando en desecación, por lo que es común encontrar que las especies tolerantes a la sombra sobrevivan mejor y en mayor cantidad en doseles cerrados (Zald *et al.* 2008) al menos durante etapas iniciales de la plántula donde es más vulnerable. Adicionalmente, ciertas especies son más propensas a recuperarse bajo escenarios de restauración pasiva que otras (Meli *et al.* 2013).

A pesar de que han pasado más de 4 años desde el disturbio, los procesos de regeneración natural de *Abies religiosa* no se han llevado a cabo dentro del polígono del área afectada (Zonas 1, 2 y 3), dichas áreas se caracterizan por poseer una gran cantidad de especies herbáceas y arbustivas pertenecientes a la comunidad de transición; se tiene registro de que dichos arbustos pueden proveer protección facilitando el establecimiento de plántulas o contrario a esto, competir y suprimir dicho establecimiento (Gómez-Aparicio 2004), para el caso del oyamel y de algunas especies del género *Pinus* (incluido *P. pseudostrobus*), se reporta que son especies que se ven beneficiadas por las condiciones de “protección” que ofrecen los arbustos en lugares con condiciones adversas (efecto de nodricismo) (Blanco-García *et al.* 2011; Carbajal-Navarro y Blanco-García 2019), a pesar de ello, otros

factores pudieran entrar en juego en el área afectada, factores como la dominancia de especies arbustivas y pastos, la falta de un banco de semillas (Ruwanza *et al.* 2013; Meli *et al.* 2017) condiciones microclimáticas desfavorables como altas temperaturas e incidencia solar (Ruwanza *et al.* 2013), humedad del suelo (Mori *et al.* 2004) baja fertilidad, compactación y erosión del suelo (Holl 1999), depredación de semillas (Nopp-Mayr *et al.* 2012), patógenos (Packer y Clay 2003) así como la elevación y la pendiente afectan el reclutamiento de especies nativas en sitios de regeneración natural, ya que la protección brindada por los arbustos no parece propiciar el ambiente necesario para la regeneración arbórea del sitio, al menos no por el momento. Se cuenta con suficiente información para aseverar que especies de sucesión tardía, sensibles a las condiciones ambientales de campo abierto, colonizan lentamente nuevos hábitats una vez que las especies pioneras establecen las condiciones ideales para su desarrollo (Woods 2000; Chapman *et al.* 2006), haciendo que dichas comunidades transitorias desaparezcan (Petritan *et al.* 2012).

Por otra parte, en las zonas aledañas de bosque maduro que no se vieron afectadas por la tala si existen procesos de regeneración natural, a pesar de ello, gran parte de las plántulas establecidas en dicho bosque maduro no sobreviven al cabo de unos meses como mostramos en los resultados (porcentaje de supervivencia de 3.75%), lo anterior ocurrió en un sitio que, basado en la literatura, tiene las condiciones adecuadas para albergar procesos de regeneración natural (suficiente humedad y menor temperatura en el suelo, suficiente cobertura vegetal etc.), tan bajo porcentaje de supervivencia pudiera ser el resultado de una combinación de dos o más de los factores que limitan la regeneración señalados previamente, ya que durante el análisis de datos no se encontró una causa puntual a la que se le pudiera atribuir dicho porcentaje de supervivencia.

El género *Abies* tiende a registrar semillas con bajos porcentajes de viabilidad y un alto contenido de semillas vanas (Franklin 1974), además de que no suele formar un banco de semillas duradero debido a su corta longevidad (Román y Franco 2001). En el presente estudio se muestra que, durante los 9 meses que se monitoreó la lluvia de semillas en la zona afectada y en los bosques aledaños, la lluvia de semillas registró una cantidad de  $\approx 70,000$  semillas por hectárea en promedio (donde existieron zonas que no presentaron ninguna semilla de oyamel a lo largo de los 9 meses, mientras que otras reportaron cantidades aproximadas a 120,000 semillas por hectárea en un solo mes).

Se tiene registro que dentro del género *Abies*, específicamente en la especie *Abies alba*, existe una producción anual de semillas de 34,000 por hectárea (acorde a Paluch y Jastrzebski 2013), y una media de entre 71,000 y 268,000 semillas/hectárea (valores reportados por González de Andres *et al.* 2014). La producción de semillas a menudo fluctúa año con año, existiendo una producción

sincronizada de muchas semillas a intervalos irregulares dentro de la misma población (Silvertown, 1980; Herrera *et al.* 1998) dicho evento pudo ser observado en los resultados de nuestro estudio, ya que observamos una disminución gradual de la cantidad de semillas atrapadas empezando en su punto más alto en diciembre de 2018 hasta llegar a su punto más bajo en agosto de 2019. Debido a esto, en algunos casos, la disponibilidad de semillas es uno de los desafíos más importantes para los programas de restauración a largo plazo (Gibson-Roy *et al.* 2010; Merritt y Dixon 2011)

Sin embargo, la disponibilidad de semillas no es el factor más importante para la regeneración, si no la disponibilidad de micrositios aptos para el establecimiento de dichas semillas, algunos micrositios son más aptos que otros debido a su microtopografía, estructura del dosel o heterogeneidad ambiental (Backage *et al.* 2000; Dovciak *et al.* 2003; Paluch y Jastrzebski 2013). A su vez, si los eventos que limitan la germinación y supervivencia de las plántulas son estocásticos, un incremento en la disponibilidad de semillas por un periodo prolongado incrementa las posibilidades de superar efectos inhibitorios (Paluch y Jastrzebski 2013).

De manera general, las zonas que no se encuentran cerca del bosque presenta las tasas de recuperación más bajas indicando la importancia de la cercanía a una fuente de propágulos (Holl 1999; Muñiz-Castro *et al.* 2006; Trujillo-Miranda *et al.* 2018) consecuentemente, los resultados del presente estudio indican que la distancia a una fuente de propágulos es de gran importancia para la restauración del área afectada, ya que en las zonas más alejadas del borde del bosque de oyamel la cantidad de semillas es prácticamente nula.

El estudio de Honey-Roses *et al.* (2018) indica que, en la zona de la RBMM en el periodo de 1986 a 2012, la mayoría de la recuperación fue el resultado de la regeneración natural en tierras forestales previamente degradadas; tras las últimas dos décadas, los bosques de la RBMM han mostrado resiliencia, sin embargo, las tasas de recuperación han disminuido; por lo que los autores sugieren que las inversiones de restauración deben ser enfocadas en mantener la resiliencia natural del bosque en lugar de programas de restauración. No obstante, dicha recuperación se ha llevado a cabo principalmente en zonas afectadas por eventos de tala, mientras que las zonas con un historial de uso más extendido, como en tierras usadas para agricultura o ganadería, se presentan tasas de recuperación más bajas, por lo que, en nuestro estudio presentamos evidencia contradictoria a la mencionada por Honey-Roses *et al.* (2018), ya que inclusive en zonas más asequibles para que los procesos de regeneración natural se lleven a cabo, aún se presentan desafíos para la restauración pasiva en la RBMM, por lo menos en etapas iniciales de la restauración.

Estudios preliminares son esenciales para conocer la dirección de la sucesión en un sitio y son fundamentales para el desarrollo de restauración basada en evidencias (Ruwanza *et al.* 2013). Es recomendable esperar unos pocos años antes de intervenir ya que las condiciones son muy variables después de la perturbación (Holl *et al.* 2013). Lamentablemente, solo pocos estudios han seguido la restauración de un sitio por largos periodos de tiempo (Crouzeilles *et al.* 2017).

Los esfuerzos de restauración activa no siempre deben priorizar y tener como meta el rápido desarrollo de vegetación madura y sus funciones (Prach y del Moral (2015), más bien, los esfuerzos de restauración activa deben de ser enfocados acorde a la necesidad del sitio y como asignar los esfuerzos más eficientemente. Si la regeneración es rápida cerca de remanentes de vegetación original, entonces se deben establecer plántulas en zonas distantes a una fuente de propágulos (Holl y Aide 2011).

Actualmente existe un debate importante acerca de si la restauración activa es siempre necesaria (Prach y Hobbs 2008; Clewell y McDonald 2009; Rey Benayas *et al.* 2009) debido al número de ejemplos de recuperación de ecosistemas en cuestión de décadas sin intervención humana (Jones y Schmitz 2009), basado en esto, la restauración activa solo debe considerarse en casos en los que la regeneración natural no sea exitosa después de un tiempo considerable (Holl y Aide 2011).

A pesar de ello, se tiene suficiente evidencia que se deben tomar en cuenta ambos enfoques de la restauración, ya que ambos enfoques tienen ventajas y desventajas bajo circunstancias particulares (Prach y del Moral 2015). Bajo ambas estrategias, el monitoreo a largo plazo es esencial para que futuras intervenciones tengan una base sólida en la cual cimentarse (Allen 1995; Trujillo-Miranda *et al.* 2018).

Basados en los resultados de nuestro estudio pudiera sugerirse que, en eventos futuros de tala en la RBMM, las reforestaciones mixtas meticulosamente planificadas son una opción más que viable si el objetivo es restablecer de manera rápida la estructura vegetal y se cuentan con los recursos necesarios, ya que resultaron ser bastante efectivas. La regeneración natural por su parte es una opción por tomar en cuenta si es mezclada con acciones de restauración activa, o si se cuenta con el tiempo necesario para que dicho proceso se lleve a cabo.

## 7. CONCLUSIONES

- Las reforestaciones realizadas en la zona afectada presentaron excelentes niveles de desempeño debido a sus elevados porcentajes de supervivencia y a sus aceptables tasas de crecimiento.
- Los factores ambientales que tienen un efecto significativo en la supervivencia y crecimiento de las reforestaciones son la pendiente y la cobertura del dosel.
- A pesar de que han pasado más de 4 años desde el evento de tala, los procesos de regeneración natural del estrato arbóreo aún no se llevan a cabo en el polígono de la zona afectada.
- En zonas con condiciones favorables para el establecimiento de las semillas se presentan tasas de supervivencia muy bajas para *Abies religiosa*.
- La lluvia de semillas que llega al área afectada cuenta con las cantidades necesarias (en zonas cercanas a una fuente de propágulos) para que los procesos de regeneración natural de *Abies religiosa* se lleven a cabo, sin embargo, las condiciones aún no son las adecuadas para el establecimiento de las semillas.

## 8. LITERATURA CITADA

- Aide T.M., Ruiz-Jaén M.C., Grau H.R. (2010). What is the state of tropical montane cloud forest restoration? En: Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N., Hamilton, L.S. (Eds.), Tropical Montane Cloud Forests Science for Conservation and Management. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 101–110 pp.
- Allen, E.B. (1995). Restoration Ecology: limits and possibilities in arid and semiarid lands. In: Proceedings of the Wildland Shrub and Arid Land Restoration Symposium, Las Vegas NV, October 19-21, 1993. General Technical Report INT-GTR-315. US Department of Agriculture, Forest Service, Ogden, UT, pp 7-15.
- Ameztegui, A., Coll, L.I. (2011) Tree dynamics and co-existence in the montane-subalpine ecotone: the role of different light-induced strategies. *J. Veg. Sci.* 22, 1049–1061.
- Beckage, B., Clark, J.S., Clinton, B.D., Haines, B.L., (2000). A long-term study of tree seedling recruitment in southern Appalachian forests: the effects of canopy gaps and shrub understories. *Can. J. For. Res.* 30, 1617–1631.
- Baskin CC, Baskin JM (2014) Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination, 2nd ed. San Diego, CA: Academic Press
- Bello Lara A., Cibrian-Tovar J. (2000). Evaluación técnica de la reforestación 1998 [Technical evaluation of reforestation: 1998]. En Proc. Congreso Nacional de Reforestación, 2000 nov. 8–10, Texcoco, México. Resumen 620, Programa Nacional de Reforestación, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México, D.F. 10 pp.
- Benítez-Malvido, J., (1998) Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12, 380–389.
- Benítez-Malvido, J., Martínez-Ramos, M., (2003). Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17, 389–400.
- Bernadzki, E., Bolibok, L., Brzeziecki, B., Zajączkowski, J., Zybura, H. (1998) Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. *J. Veg. Sci.* 9, 229–238.
- Bierregaard Jr, R.O., Gascon, C., Lovejoy, T.E., Mesquita, R. (2001) Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest. The Yale University Press, New Haven.

- Blanco-García A., Sáenz-Romero C., Martorell C., Alvarado-Sosa P., Lindig-Cisneros R. (2011). Nurse-plant and mulching effects on three conifer species in a Mexican temperate forest. *Ecological Engineering* (2011) 37, 994-998 pp.
- Brancalion PHS, Schweizer D, Gaudare U, Manguiera JR, Lamonato F, Farah FT, et al (2016). Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. *Biotropica*; 48(6):856±67.
- Brower, L.P., Slayback, D.A., Jaramillo-López, P., Ramirez, I., Oberhauser, K.S., Williams, E.H., Fink. L.S. (2016). Illegal Logging of 10 Hectares of Forest in the Sierra Chincua Monarch Butterfly Overwintering Area y México. *American Entomologist*, vol. 62, num. 2
- Bruna, E.M., (1999) Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402, 139.
- Burney, O., Aldrete, A., Alvarez-Reyes, R., Prieto-Ruiz, J.A., Sánchez-Velásquez, J.R., Mexal, J.G. (2015). México – Addressing Challenges to Reforestation. *Journal of Forestry*, Julio de 2015.
- Butler R., Montagnini F., Arroyo P. (2008). Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica. *For. Ecol. Manage.* 255, 2251–2263. Challenger, A., Dirzo, R., 2009.
- Carbajal-Navarro A. L., Blanco-García J. A. (2015) Evaluación de la regeneración natural de *Abies religiosa* bajo diferentes condiciones de apertura del dosel y a lo largo de un gradiente altitudinal en la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Tesis de Licenciatura.
- Carbajal-Navarro A., E. Navarro-Miranda, A. Blanco-García, A. Cruzado-Vargas, E. Gómez-Pineda, C. Zamora-Sánchez, F. Pineda-García, G. G. O'Neill, M. Gómez-Romero, R. Lindig-Cisneros, K. H. Johnsen, P. Lobit, L. Lopez-Toledo, Y. Herreras-Diego, C. Sáenz-Romero. (2019). Ecological restoration of *Abies religiosa* forests using nurse plants and assisted migration in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 421.
- Carlón-Allende, T., Mendoza, M. E., Pérez-Salicrup, D. R., Villanueva-Díaz, J., Lara, A. (2016). Climatic responses of *Pinus pseudostrobus* and *Abies religiosa* in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Central México. *Dendrochronología* 38 (2016) 103-116.
- CENTER FOR INTERNATIONAL FORESTRY RESEARCH (CIFOR). (2010). Forests, land use, and climate change assessment for USAID/Mexico. AID

PNADT898.pdf, Preparado para AID por el Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia. 88 pp.

-Chapman, R.A., Heitzman, E., Shelton, M.G. (2006) Long-term changes in forest structure and species composition of an upland oak forest in Arkansas. *For. Ecol. Manage.* 236, 85–92.

-Chazdon R.L., Bodin B., Guariguata M., Lamb D., Walder B., Chokkalingam U., Shono K. (2017). Partnering with nature: The case for natural regeneration in forest and landscape restoration. FERI Policy Brief. Montreal, Canada.

-Clark, J.S., Macklin, E., Wood, L. (1998a) Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. *Ecol. Monogr.* 68, 213–235.

-Clewel, A., McDonald, T., (2009). Relevance of natural recovery to ecological restoration. *Ecological Restoration* 27, 122–124.

-Comisión Forestal del Estado de Michoacán (COFOM). (2001). Atlas Forestal del Estado de Michoacán. Morelia, Michoacán, México, COFOM, 97 pp.

-Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2004). Manual de obras y prácticas de protección, restauración y conservación de suelos forestales, segunda edición. ISBN 968-6021-19-1.

-Cornejo T.M.G. (2002). Fitogeografía de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca, Michoacán, México. Tesis de Biólogo. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. 123 pp.

-Correa P., G. (1974). Geografía del estado de Michoacán, Tomo I. Geografía física. Gobierno del estado de Michoacán. México. 457 pp.

-Cremer, E., Ziegenhagen, B., Schulerowitz, K., Mengel, C., Donges, K., Bialozyt, R., Hussendörfer, E., Liepelt, S. (2012) Local seed dispersal in European silver fir (*Abies alba* Mill.): lessons learned from a seed trap experiment. *Trees – Struct. Funct.* 26, 987–996.

-Crk T., Uriarte M., Corsi F., Flynn D. (2009) Forest recovery in a tropical landscape: what is the relative importance of biophysical, socioeconomic, and landscape variables? *Landscape Ecology* 24:629–642.

-Crouzeilles R., Ferreira M. S., Chazdon R. L., Lindenmayer D. B., Sansevero J. B. B., Monteiro L., Iribarrem A., Latawiec A. E., Strassburg B. B. N. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Sci. Adv.* 3, e1701345.

- D'Antonio C.M. y Chambers J.C. (2006). Using Ecological Theory to Manage or Restore Ecosystems Affected by Invasive Plant Species. En Falk D.A., Palmer M.A. y Zedler J.B. (Ed.) Foundations of Restoration Ecology (pp. 48). Editorial Island Press. Washington, D.C. USA.
- Debain, S., Curt, T., Lepart, J., Prevosto, B. (2003) Reproductive variability in *Pinus sylvestris* in southern France: implications for invasion. *J. Veg. Sci.* 14, 509–516.
- Debain, S., Chadoeuf, J., Curt, T., Kunstler, G., Lepart, J. (2007) Comparing effective dispersal in expanding population of *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra* in calcareous grassland. *Can. J. For. Res.* 37, 705–710.
- Diaci, J. (2002) Regeneration dynamics in a Norway spruce plantation on a silver fir-beech forest site in the Slovenian Alps. *For. Ecol. Manage.* 161, 27–38.
- Domínguez-Calleros P.A., Návar-Cháidez J. de J., Loera-Ortíz J.A. (2001). Comparación del rendimiento de pinos en la reforestación de sitios marginales en Nuevo León. *Madera y Bosques.* Vol. 7(1):27-35.
- Dovciak, M., Reich, P.B., Frelich, L.E. (2003) Seed rain, safe sites, competing vegetation, and soil resources spatially structure white pine regeneration and recruitment. *Can. J. For. Res.* 33, 1892–1904.
- Duchesneau, R., Morin, H. (1999) Early seedling demography in balsam fir seedling bank. *Can. J. For. Res.* 29, 1502–1509.
- Franklin, F. F. (1974). *Abies Mill (Fir)*. Gen. Tech. Rep W/N. USDA Forest Service. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. USA. 15 p.
- García, E. (1980). Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 246 pp.
- Gibson-Roy, P., Moore, G., Delpratt, J. & Gardner, J. (2010). Expanding horizons for herbaceous ecosystem restoration: The Grassy Groundcover Restoration Project. *Ecol. Manag. Restor.*, 11(3): 176–186.
- Gomez-Aparicio, L., Zamora, R., Gomez, J.M., Hodar, J.A., Castro, J., Baraza, E., (2004). Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecol. Appl.* 14, 1128–1138.
- Gómez-Orea D. (2014). Recuperación de espacios degradados. 2a edición. Ediciones Mudi-Prensa. Madrid, España. 580 pp.

- Gómez-Romero M., Soto-Correa J.C., Blanco-García J.A., Sáenz-Romero C., Villegas J., Lindig-Cisneros R. (2012). Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia* 46: 795-807 pp.
- González de Andrés E., Camarero J.J., Martínez I., Coll L. (2014) Uncoupled spatiotemporal patterns of seed dispersal and regeneration in Pyrenean silver fir populations. *Forest Ecology and Management* 319: 18-28.
- González G., Musalem M., Zarate M. A., Lara G. y Velásquez M.A. (1991). Estudios de germinación en Oyamel (*Abies religiosa* [H.B.K.] Schl et Cham) bajo ambientes naturales en Zoquiapan, México. *Rev. Chapingo* 15:59-66 pp.
- González Méndez M, Cruz Cobos F, Quiñonez Barraza G, Vargas Larreta B, Nájera Luna JA (2016) Dominant height growth model for *Pinus pseudostrobus* Lindl. In Guerrero state. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 37: 7-20.
- Grassi, G., Bagnaresi, U. (2001) Foliar morphological and physiological plasticity in *Picea abies* and *Abies alba* saplings along a natural light gradient. *Tree Physiol.* 21, 959–967.
- Gray, A.N., Spies, T.A. (1997) Microsite controls on tree seedling establishment in conifer forest canopy gaps. *Ecology* 78, 2458–2473.
- Grime J.P. y Hillier S.H. (2000). The contribution of seedling regeneration to the structure and dynamics of plant communities, ecosystems and larger units in the landscape. En: Fenner M. Ed. *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*, 2ª ed., pp. 361-374, CAB International, Wallingford.
- Grubb, P.J. (1977) The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52, 107–145.
- Greene, D.F., Messier, C., Asselin, H., Fortin, M.J. (2002) The effect of light availability and basal area on cone production in *Abies balsamea* and *Picea glauca*. *Can. J. For. Res.* 80, 370–377.
- Guzmán-Aguilar G., Blanco-García J. A. (2017). Factores que limitan la supervivencia de plántulas de *Abies religiosa* (Kunth Schltdl. Et Cham.) en la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca, Edo. de México. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Tesis de Licenciatura.
- Herrera, C.M., Jordano, P., Guitián, J., Traveset, A. (1998) Annual variability in seed production by woody plants and the masting concept: reassessment of principles and relationship to pollination and seed dispersal. *Am. Nat.* 152, 576–594.

- Holl K.D., (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31, 229–242.
- Holl, K.D., Loik, M.E., Lin, E.H.V., Samuel, I.A., (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecol.* 8, 339–349.
- Holl K. D., Aide T.M. (2011). When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management* 261 (2011) 1558-1563.
- Holl K.D. (2012). Tropical forest restoration. En: Van Andel J, Aronson J, ed. *Restor Ecol.* Malden, MA: Blackwell Publishing; 2012. p. 103±14.
- Holl K.D., Stout VM, Reid JL, Zahawi RA. (2013). Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. *Oecologia.* 2013; 173:569±78. doi: 10.1007/s00442-013-2632-9 PMID: 23525802
- Honey-Rosés J, López-García J, Rendón-Salinas E, Peralta-Higuera A, Galindo-Leal C (2009). To pay or not to pay? Monitoring performance and enforcing conditionality when paying for forest conservation in Mexico. *Environmental Conservation* 36:120–128 pp.
- Honey-Rosés J., Baylis K., Ramírez M.I. (2011). A spatially explicit estimate of avoided forest loss. *Conserv. Biol.* 25 (5), 1032-1043 pp.
- Honey-Rosés J., Maurer M., Ramírez M. I., Corbera E. (2018). Quantifying active and passive restoration in central México from 1986-2012: Assessing the evidence of a forest transition. Artículo aceptado para publicación.
- Jahrig, S. C., A. W. Lorenz, R. R. C. Lorenz, and J. Kail. (2013). A comparison of habitat diversity and interannual habitat dynamics in actively and passively restored mountain rivers of Germany. *Hydrobiologia* 712:89–104.
- Jones, H.P., Schmitz, O.J., (2009). Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLoS One* 4, e5653.
- Knapp, A.K., Smith, W.K. (1982) Factors influencing understory seedling establishment of engelmann spruce (*Picea engelmannii*) and subalpine fir (*Abies lasiocarpa*) in southeast Wyoming. *Can. J. Bot.* 60, 2753–2761.
- Kobe, R.K., Pacala, S.W., Silander, J.A., Canham, C.D. (1995) Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance. *Ecol. Appl.* 5, 517–532.

- Lara-González R., Sánchez-Velázquez L. R., Corral-Aguirre J. (2009). Regeneración de *Abies religiosa* en claros del dosel versus sotobosque, Parque Nacional Cofre de Perote, México. *Agrociencia* 43: 739-747 pp.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Mérona, J., Laurance, S.G., Hutchings, R.G., Lovejoy, T.E. (1998). Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12, 460–464.
- Laurance, W.F., Delamónica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L., Lovejoy, T.E., (2000). Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404, 836.
- Laurance, W.F. (2001). Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. En: Bierregaard, R.O., Jr., Gascon, C., Lovejoy, T.E., Mesquita, R.C.G. (Eds.), *Lessons from Amazonia: the Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, pp. 158–168.
- Martínez-Ramos, M. (2008). Grupos funcionales, en *Capital Natural de México*, vol. 1: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México, pp. 365-412.
- Macdonald, S. E., & Fenniak, T. E. (2007). Understory plant communities of boreal mixedwood forests in western Canada: Natural patterns and response to variable-retention harvesting. *Forest Ecology and Management*, 242(1), 34–48. doi: 10.1016/j.foreco.2007.01.029.
- Meli, P., M. Martínez-Ramos, and J. M. Rey-Benayas. (2013). Selecting species for passive and active riparian restoration in Southern Mexico. *Restoration Ecology* 21:163–165.
- Meli P., Holl K.D., Rey Benayas J.M., Jones H.P., Jones P.C., Montoya D., Moreno D. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLoS ONE* 12 (2): e0171368.
- Melo G., López-García C. y J. (1989). Contribución geográfica al panorama integral de desarrollo Mariposa Monarca. *Boletín del Instituto de Geografía*. UNAM. No. 19. México D.F. 26 pp.
- Merritt, D.J. & Dixon, K.W. (2011). Restoration seed banks – a matter of scale. *Science*, 332(6028): 424–425.
- Merritt D. J., Dixon K.W. Seed availability for restoration. Chapter 9. Kings park and Botanic Garden, West Perth, Australia. En Bozzano M., Jalonen R., Thomas R., Boshier D., Gallo L., Cavers S., Bordacs S., Smith P., Smith L. (Eds) (2014). *Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species*. State of the

World's Forest Genetic Resources Thematic Study. Rome. FAO and Biodiversity International.

-Meyfroidt P., Lambin E.F. (2011). Global forest transition: prospects for an end to deforestation. *Annual Review of Environment and Resources* 36:343–371 pp.

-Montagnini, F., (2008). Management for sustainability and restoration of degraded pastures in the Neotropics. In: Myster, R.W. (Ed.), *Post-Agricultural Succession in the Neotropics*. Springer, New York, USA, pp. 265–295.

-Mori A., y Takeda H. (2002). Light-related competitive effects of overstory trees on the understory conifer saplings in a subalpine forest. *J. For. Res.* 8:163-168 pp.

-Mori, A., Mizumachi, E., Takahashi, O., Doi, Y. (2004) Substrate-associated seedling recruitment and establishment of major conifer species in an old-growth subalpine forest in central Japan. *For. Ecol. Manage.* 196, 287–297.

-Muñiz-Castro M.A., Williams-Linera G., Benayas J.M. (2006). Distance effect from cloud forest fragments on plant community structure in abandoned pastures in Veracruz, Mexico. *J. Tropical Ecol.* 22, 431–440.

-Nagendra H. (2007). Drivers of reforestation in human-dominated forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104 (39).

-Narakawa Y., y Yamamoto I.S. (2001). Gap formation, microsite variation and the conifer seedling occurrence in a subalpine old-growth forest, Central Japan. *Ecol. Res.* 16:617-625 pp.

-Navarrete J.L., Ramírez M. I., Pérez-Salicrup D.R. (2011) Logging within protected areas: spatial evaluation of the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico. *Forest Ecology and Management* 262:646–654 pp.

-Nieto de Pascual-Pola, C., Musálem, M.A., Ortega-Alcalá, J. (2003). Estudio de algunas características de conos y semillas de *Abies religiosa* (hbk) schl. et cham. *Agrociencia*, vol. 37, núm. 5. Pp. 521-531. Colegio de Postgraduados. Texcoco, México.

-Nopp-Mayr, U., Kempter, I., Muralt, G., Gratzer, G., (2012). Seed survival on experimental dishes in a central European old-growth mixed-species forest – effects of predator guilds, tree masting and small mammal population dynamics. *Oikos* 121, 337–346.

-Orozco-Hernández M.E., Guerrero-Pañuelas A., Cadena-Vargas E., Velázquez-Torres D., Colin-Jaramillo J. (2008). Supervivencia campesina y conservación de la

naturaleza: Santuario del Cerro Pelón (Santuario de la Biosfera Mariposa Monarca), El Capulín, México. Cuadernos Des. Rural, Bogotá (Colombia), 5 (61): 131-168.

-Packer, A., Clay, K., (2003). Soil pathogens and *Prunus serotina* seedling and sapling, growth near conspecific trees. *Ecology* 84, 108–119.

-Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velásquez A., Mas, J.-F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-Gonzales, L. (2000). La condición actual de los recursos forestales en México: Resultados del inventario Forestal Nacional 2000 [The actual condition of forest resources in Mexico: Results of the 2000 National Forest Inventory]. *Invest. Geograf.* 43:183–203.

-Paluch, J. (2005) Spatial distribution of regeneration in West-Carpathian unevenaged silver fir forests. *Eur. J. For. Res.* 124, 47–54.

-Paluch, J. (2011) Ground seed density patterns under conditions of strongly overlapping seed shadows in *Abies alba* Mill. stands. *Eur. J. For. Res.* 130, 1009–1022.

-Paluch, R., Jastrzebski, J. (2013) Natural regeneration of shade-tolerant *Abies alba* Mill. in gradients of stand species compositions: limitation by seed availability or safe microsites? *For. Ecol. Manage.* 307, 322–332.

-Parent, S., Simard, M.-J., Morin, H., Messier, C. (2003) Establishment and dynamics of the balsam fir seedling bank in old forests of northeastern Quebec. *Can. J. For. Res.* 33, 597–603.

-Pensado-Fernández J. A., Sánchez-Velásquez L. R., Pineda-López M. del R., Díaz-Fleischer F. (2014). Plantaciones forestales vs. Regeneración natural in situ: el caso de los pinos y la rehabilitación en el Parque Nacional Cofre de Perote. *Botanical Sciences* 92 (4): 617-622, 2014.

-Pérez-López, P., López-Barrera, F., García-Oliva, F., Cuevas-Reyes, P., González-Rodríguez, A., (2013). Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes. *Biológicas. Publicación especial No.1: 18-24 pp.*

-Petritan, A.M., Biris, I.A., Merce, O., Ond Turcu, D., Petritan, I.C., (2012) Structure and diversity of a natural temperate sessile oak (*Quercus petraea* L.) – European Beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *For. Ecol. Manage.* 280, 140–149.

-Pimentel-Lopes de Melo F., Dirzo R., Tabarelli M. (2006) Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 132 pp 50-60.

- Pineda-López M. R., Ortega-Solis R., Sánchez-Velásquez L. R., Ortiz-Ceballos G., Vázquez-Domínguez G. (2013). ESTRUCTURA POBLACIONAL DE *Abies Religiosa* (Kunth) Schltdl. et Cham., EN EL EJIDO EL CONEJO DEL PARQUE NACIONAL COFRE DE PEROTE, VERACRUZ, MÉXICO. Chapingo Serie Ciencias Forestales Y Del Ambiente (19) 3: 375-385 pp.
- Plateros-Gastélum P.A, Reyes-Hernández V. J., Velázquez-Martínez A., Hernández-de la Rosa P. H., Campos-Angeles G.V (2018) Disponibilidad de luz bajo dosel en rodales de *Abies religiosa*. Madera y Bosques vol. 24 num. 3.
- Prach, K., Hobbs, R.J., (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16, 363–366.
- Prach, K., del Moral R., (2015). Passive restoration is often quite effective: response to Zahawi *et al.* 2014. *Restoration Ecology* vol 23 No. 4: 344-346
- Rey Benayas J.M., Newton A.C., Diaz, A., Bullock J.M. (2009). Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* vol 325.
- Roa-Fuentes, L. L., C. Martínez-Garza, J. Etchevers, and J. Campo. (2014). Recovery of soil C and N in a tropical pasture: passive and active restoration. *Land Degradation & Development*, DOI: 10.1002/ldr.2197.
- Román I. R., y M. Franco B (2001) Relación entre tamaño, viabilidad y fotosensibilidad con la posible formación de un banco de semillas en semillas de *Abies religiosa* (HBK) Schl. et Cham. del parque nacional “Cumbres del Ajusco” XV Congreso Mexicano de Botánica, Querétaro, Qro. México. Resúmenes CD.
- Rozenbergar, D., Mikac, S., Anic, I., Diaci, J. (2007) Gap regeneration patterns in relationship to light heterogeneity in two old-growth beech–fir forest reserves in South East Europe. *Forestry* 80, 431–443.
- Ruiz-Jaén, M.C., Aide, T.M., (2005a). Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *For. Ecol. Manage.* 218, 159–173.
- Ruwanza S., Gaertner M., Esler K.J., Richardson D.M. (2013). The effectiveness of active and passive restoration on recovery of indigenous vegetation in riparian zones in the Western Cape, South Africa: A preliminary assessment. *South African Journal of Botany* 88, 132-141.
- Rzedowski, J. (1978). La Vegetación de México. Edit. LIMUSA, México. 432 pp.

- Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504.
- Sáenz-Romero C., Lindig-Cisneros R. (2004). Evaluación y propuestas para el programa de reforestación en Michoacán, México. Ciencia Nicolaíta. No. 37. 107-122 pp.
- Sáenz-Romero, C., Ramírez, M. I., Blanco-García, A. (2016). Reporte de la visita al paraje El Tepozán, Propiedad Estatal de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Reporte interno.
- Sagnard, F., Pichot, C., Dreyfus, P., Jordano, P., Fady, B. (2007) Modelling seed dispersal to predict seedling recruitment: Recolonization dynamics in a plantation forest. *Ecol. Model.* 203, 464–474.
- Sampaio AB, Holl KD, Scariot A. (2007). Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? *Restor Ecol.* 2007; 15(3):462±71.
- Schweingruber, F.H., (2007). Wood Structure and Environment. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 279, <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-540-48548-3>.
- SEMARNAT (2011) Apoyos CONAFOR - Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. SEMARNAT.
- Serrada-Hierro R. (2003). Regeneración natural: situaciones, concepto, factores y evaluación. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* 15: 11-15 (2003).
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.
- Silvertown, J.W. (1980) The evolutionary ecology of mast seeding in trees. *Biol. J. Linn. Soc.* 14, 235–250.
- Simard, M.J., Bergeron, Y., Sirois, L. (2003) Substrate and litterfall effects on conifer seedling survivorship in southern boreal stands of Canada. *Can. J. For. Res.* 33, 672–681.
- Speer, J.H., (2010). Fundamentals of Tree-Ring Research. University of Arizona Press, Tucson, pp. 333.
- Stancioiu, P.T., O'Hara, K.L. (2006) Regeneration growth in different light environments of mixed species, multiaged, mountainous forests of Romania. *Eur. J. For. Res.* 125, 151–162.

- Stoyan, D., Wagner, S. (2001) Estimating the fruit dispersion of anemochorous forest trees. *Ecol. Model.* 145, 35–47.
- Suding K. N., y Hobbs R. J. (2009). Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology & Evolution* 24:271–279 pp.
- Suganuma M.S., Durigan G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecol.* 23, 238–251.
- Sugita, H., y Tani M. (2001). Differences in microhabitat related regeneration patterns between two subalpine conifers, *Tsuga diversifolia* and *Abies mariesii*, on Mount Hayachine, northern Honshu, Japan. *Ecol. Res.* 16:423-433.
- Takahashi, M., Sakai, Y., Ootomo, R., Shiozaki, M. (2000) Establishment of tree seedlings and water-soluble nutrients in coarse woody debris in an old-growth *Picea-Abies* forest in Hokkaido, northern Japan. *Can. J. For. Res.* 30, 1148–1155.
- Trujillo-Miranda A. L., Toledo-Aceves T., López-Barrera F., Gerez-Fernández P. (2018). Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. *Ecological Engineering* 117 (2018) 50-61 pp.
- Turnbull LA, Crawley MJ, Rees M (2000) Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos* 88:225–238
- van Mantgem, P.J., Stephenson, N.L., Keeley, J.E. (2006) Forest reproduction along a climatic gradient in the Sierra Nevada, California. *For. Ecol. Manage.* 225, 391–399.
- Venegas Pérez Y, Rodríguez S, López DT (2011) Análisis base para el diseño de la estrategia de reforestación de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Monarch Butterfly Fund. Dirección de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, Michoacán, México.
- Viveros-Viveros H., Sáenz-Romero C., López-Upton J., Vargas-Hernández J. J. (2007). Growth and frost damage variation among *Pinus pseudostrobus*, *P. montezumae* and *P. hartwegii* tested in Michoacán, México. *Forest Ecology and Management* 253 (2007) 81-88.
- Wong, S. L., Chen, C. W., Huang, H. W., & Weng, J. H. (2012). Using combined measurements for comparison of light induction of stomatal conductance electron transport rate and CO<sub>2</sub> fixation in woody and fern species adapted to different light regimes. *Tree Physiology*, (32), 535–544.

- Woods, K.D. (2000) Dynamics in late-successional hemlock hardwood forests over three decades. *Ecology* 81, 110–126.
- Zahawi R. A., y Augspurger C. K. (1999). Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. *Biotropica* 31:540–552 pp.
- Zahawi R.A., Holl K.D., Cole R.J., Leighton R. (2013). Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *J. Appl. Ecol.* 50, 88–96.
- Zald H.S.J., Gray A.N., North M., Kern R.A. (2008). Initial tree regeneration responses to fire and thinning treatments in a Sierra Nevada mixed-conifer forest, USA. *Forest Ecology and Management* 256. 168-179.