



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

RESERVAS DE CARBONO ORGÁNICO Y RESPIRACIÓN EN SUELOS
DE BOSQUES TEMPLADOS DE *ABIES RELIGIOSA* Y *PINUS*
PSEUDOSTROBUS EN EL ÁREA DE PROTECCIÓN DE FLORA Y
FAUNA, NEVADO DE TOLUCA, MÉXICO.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
BIÓLOGA

PRESENTA :
BETZABETH OLIVARES RESENDIZ



DIRECTOR DE TESIS:
DRA. NADIA SILVANA SANTINI GONZÁLEZ

Ciudad Universitaria, CD. MX., 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

1. Datos del alumno
Olivares
Resendiz
Betzabeth
55 28530627
Universidad Nacional Autónoma
de México
Facultad de Ciencias
Biología
31360442-1

2. Datos del tutor
Dra
Nadia Silvana
Santini
González

3. Datos del sinodal 1
Dr
Leopoldo
Galicia
Sarmiento

4. Datos del sinodal 2
Dra
Julieta Alejandra
Rosell
García

5. Datos del sinodal 3
Dr
Bruno Manuel
Chávez
Vergara

6. Datos del sinodal 4
Dra
Rocío
Santos
Gally

7. Datos del trabajo escrito
Reservas de carbono orgánico y respiración en suelos de bosques templados de *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrobus* en el Área de Protección de Flora y Fauna, Nevado de Toluca, México.
49 p
2021

Agradecimientos académicos

A la Universidad Nacional Autónoma de México que me otorgó todo lo necesario y más para continuar el camino hacia mi formación académica. También al Taller de Ecología Terrestre y Manejo de Recursos Bióticos de la Facultad de Ciencias, UNAM por proporcionarme todas las herramientas para la realización de este proyecto.

Al Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible, al Ejido San Bartolo y al Ejido Rincón de Guadalupe por el permiso para la realización de este proyecto y por su ayuda en el trabajo de campo.

Por supuesto a la Dra. Nadia S. Santini por el gran trabajo que hizo como asesora de esta tesis. Nadia: estaré siempre agradecida por tu gran apoyo, guía y preocupación por mí en estos años, en los que aprendí mucho de ti. Mis mejores deseos siempre, para ti y tu familia.

A todos los miembros del jurado: Presidente Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento, Vocal Dra. Julieta Alejandra Rosell García, Suplentes Dr. Bruno Manuel Chávez Vergara y Dra. Rocío Santos Gally por su gran ayuda, además de los comentarios y correcciones aportados para la conclusión correcta de este proyecto.

A Nancy Gálvez Reyes y Alfredo Villarruel Arroyo por la gran ayuda y apoyo brindado en el trabajo de campo, laboratorio y el proyecto en general. Definitivamente no lo habría logrado sin ustedes ¡Gracias y buenos deseos!

Agradecimientos personales

*“Así será a tu alma el conocimiento de la sabiduría; si la hallares
tendrás recompensa, y al fin tu esperanza no será cortada”
Proverbios 24:14*

No podía faltar mi maravillosa familia que siempre me apoya, cuida y ama (a su manera, jiji) y claro a José María Casanova, que está incluido en mi familia y sabe muy bien todo lo que pienso y siento. Por último, a mis amigos y amigas por hacer de este recorrido algo inolvidable y lindo. Aline, Luna e Irving que bonita fue la universidad con ustedes.

Espero poder mostrar cada día el agradecimiento a mi familia y amigos, pero hoy lo pongo en una página que al menos quedará archivada por varios años.

¡Gracias toda la vida!

Índice

<u>RESUMEN</u>	<u>6</u>
<u>I. INTRODUCCIÓN.....</u>	<u>4</u>
1.1 RESERVAS DE CARBONO Y MANEJO FORESTAL EN BOSQUES TEMPLADOS.....	6
1.2 EMISIONES DE CARBONO A LA ATMÓSFERA VÍA LA RESPIRACIÓN DEL SUELO	8
1.3 BOSQUES TEMPLADOS EN EL ÁREA DE PROTECCIÓN DE FLORA Y FAUNA NEVADO DE TOLUCA.....	10
<u>II. OBJETIVOS.....</u>	<u>12</u>
<u>III. HIPÓTESIS.....</u>	<u>13</u>
<u>IV. MATERIALES Y MÉTODOS.....</u>	<u>14</u>
4.1 SITIO DE ESTUDIO	14
4.2 DISEÑO DE MUESTREO	16
4.3 CUANTIFICACIÓN DE LOS RESERVORIOS DE CARBONO EN EL COMPONENTE AÉREO.....	17
4.3.1 ESTIMACIÓN DEL CARBONO EN LA BIOMASA AÉREA.....	17
4.3.2 CARBONO EN EL PISO FORESTAL.....	18
4.3.3 CARBONO EN LA MADERA CAÍDA.....	18
4.4 CUANTIFICACIÓN DE LOS RESERVORIOS DE CARBONO SUBTERRÁNEO.....	19
4.4.1 ESTIMACIÓN DEL CARBONO EN LA BIOMASA SUBTERRÁNEA	19
4.4.2 CARBONO Y PH DEL SUELO	19
4.5 CUANTIFICACIÓN DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO	20
4.6 EMISIONES EVITADAS A TRAVÉS DE LA CONSERVACIÓN DEL BOSQUE	21
4.7 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	21
<u>V.RESULTADOS</u>	<u>23</u>
5.1 CARACTERÍSTICAS DE LOS BOSQUES.....	23
5.2 RESERVORIOS DE CARBONO EN EL COMPONENTE AÉREO.....	23
5.2.1 RESERVORIO DE CARBONO DE LA BIOMASA AÉREA	23
5.2.2 RESERVORIO DE CARBONO DEL PISO FORESTAL Y MADERA CAÍDA.....	24
5.3 RESERVORIOS DE CARBONO SUBTERRÁNEO.....	24
5.3.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL SUELO.....	24

5.3.2 RESERVORIO DE CARBONO DE LA BIOMASA SUBTERRÁNEA.....	25
5.3.3 RESERVORIO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO	25
5.4 RESPIRACIÓN DEL SUELO.....	28
5.5 EMISIONES QUE SE PUEDEN EVITAR A TRAVÉS DE LA CONSERVACIÓN DEL BOSQUE	30
<u>VI. DISCUSIÓN.....</u>	<u>31</u>
6.1 MAGNITUDES DE LAS RESERVAS DE CARBONO EN BOSQUES TEMPLADOS DEL NEVADO DE TOLUCA.....	31
6.2 EFECTO DEL MANEJO FORESTAL Y LA ESPECIE SOBRE EL RESERVORIO DE C DEL COMPONENTE AÉREO.....	32
6.3 RESERVORIO DE C ORGÁNICO DEL SUELO.....	33
6.4 EFECTO DEL MANEJO FORESTAL Y LA ESPECIE SOBRE EL RESERVORIO DE C ORGÁNICO DEL SUELO	34
6.5 FACTORES QUE AFECTAN LA RESPIRACIÓN DEL SUELO.....	36
6.6 RESERVAS DE C ORGÁNICO ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO	38
<u>VII. CONCLUSIONES.....</u>	<u>39</u>
<u>VIII. ANEXOS.....</u>	<u>40</u>
<u>IX. REFERENCIAS.....</u>	<u>44</u>

Forma de citar: Olivares-Resendiz, B. 2021. Reservas de carbono orgánico y respiración en suelos de bosques templados de *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrabus* en el Área de Protección de Flora y Fauna, Nevado de Toluca, México. Tesis de licenciatura (Biología). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. 49 pp.

Resumen

Los suelos almacenan alrededor de 4.5 veces más carbono que la biomasa y el detrito terrestre. Lo cual, en sistemas naturales, es resultado de la dinámica de carbono del suelo, que hace referencia a los procesos que restringen que todo el carbono incorporado al suelo sea liberado a la atmósfera como dióxido de carbono (CO₂). La modificación de esta dinámica por actividades humanas favorece las emisiones de CO₂ a la atmósfera. En este sentido, los bosques templados de México, que ocupan el 16.5% de la superficie del país, son ecosistemas prioritarios para la conservación del carbono orgánico del suelo (COS) y es por esto que se deben incrementar los estudios sobre las reservas de COS en dichos bosques, pues servirán como base para la implementación de planes de manejo y conservación enfocados a la mitigación de emisiones de CO₂ a la atmósfera.

El objetivo de este trabajo es conocer las reservas de carbono orgánico y la respiración en suelos de bosques templados de oyamel (*Abies religiosa*) y pino lacio (*Pinus pseudostrabus*) en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. Para ello, se estimaron las reservas de carbono de la biomasa aérea y subterránea y se cuantificaron las reservas de carbono en el primer metro de suelo. Así mismo, se midió la respiración del suelo para examinar las siguientes hipótesis: (1) Debido a que los individuos de *A. religiosa* presentan una mayor biomasa que los de *P. pseudostrabus*, se espera que las reservas de carbono orgánico del suelo en bosques de *A. religiosa* sean mayores a las de bosques donde cohabitan *A. religiosa* y *P. pseudostrabus*, (2) se espera que las reservas de carbono en biomasa aérea, mantillo y madera caída sean mayores en bosques conservados respecto a los manejados, ya que en los últimos se han realizado procesos de reducción en la vegetación, y (3) se espera que exista una relación positiva entre el contenido de carbono orgánico del suelo y la respiración, pues el carbono orgánico del suelo es el sustrato para los microorganismos heterótrofos.

Los resultados indican que el 55% de las reservas de carbono orgánico del ecosistema se encuentran en el suelo. Estas reservas son mayores en los bosques conservados de *A.*

religiosa que en los bosques manejados donde cohabitan *A. religiosa* y *P. pseudostrobus* ($p < 0.05$). También, mediante la correlación de Spearman se observó una relación positiva entre la biomasa aérea y las reservas de carbono orgánico del suelo ($r_s = 0.56$, $p = 0.0041$), sugiriendo que en los bosques estudiados la biomasa aérea refleja las entradas de carbono orgánico al suelo. Además, se observó que conforme incrementa el contenido de carbono orgánico del suelo los valores de respiración son mayores ($r_s = 0.71$, $p < 0.0001$), comprobando la tercera hipótesis del estudio. Por otra parte, a través del cálculo de emisiones evitadas por conservación, se estimó una evasión de 725 a 1,671 Mg CO₂ ha⁻¹ para los bosques manejados y conservados, respectivamente.

Finalmente, se sugiere considerar perfiles de suelo de al menos 1 m de profundidad para cuantificar las reservas de COS. En suelos someros, cuantificar el carbono a una profundidad de roca madre es importante para no subestimar los reservorios de COS en los bosques. También, contemplar la respiración del suelo en estudios de esta índole servirá para una mejor comprensión de la dinámica de C en el suelo de los bosques mexicanos. La consideración de los factores mencionados es de suma importancia para una correcta estimación de C en los bosques, que a su vez, funciona como base para la correcta implementación de planes de manejo forestal sustentable y planes de mitigación de CO₂ ante el cambio climático global.

I. Introducción

Los suelos almacenan de 1,500 a 1,600 Pg de carbono (C) orgánico (1 petagramo = 1×10^{15} g). Esta cantidad representa alrededor de 4.5 veces el C orgánico almacenado en el componente biótico terrestre (Fig. 1) representado por la biomasa y el detrito (mantillo) que almacenan 560 Pg y 60 Pg de C, respectivamente (Batjes, 1996; Lal, 2008; Lal, 2017).

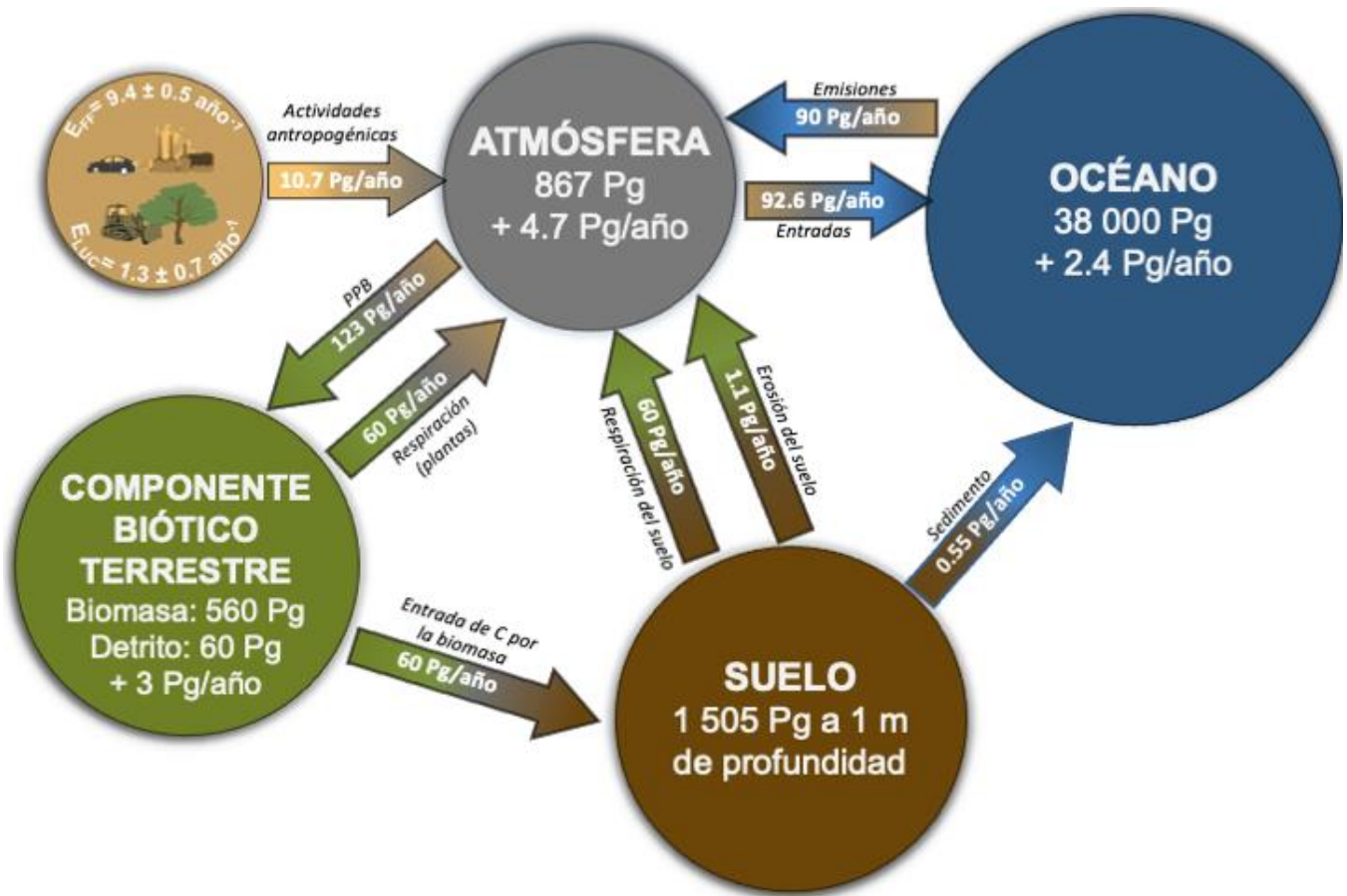


Figura 1. Carbono orgánico almacenado en los diferentes componentes globales (círculos) se indica la magnitud y los flujos de entrada y salida de carbono de cada uno (flechas). ECF= emisiones por combustibles fósiles; EUS=emisiones por cambio de uso de suelo. Tomado de Lal, (2017).

El C orgánico almacenado en el suelo varía entre los diferentes biomas. Por ejemplo, los suelos de los bosques tropicales y templados almacenan $\sim 200 \text{ Mg C ha}^{-1}$, los bosques boreales almacenan $\sim 400 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y los suelos de los humedales pueden almacenar hasta $1,100 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (1 megagramo= $1 \times 10^6 \text{ g}$) (Adame et al., 2013; Ussiri y Lal, 2017). Dichas diferencias son resultado de la dinámica de C en los suelos de cada ecosistema, es decir, los procesos que restringen que todo el C que se incorpora al suelo sea liberado a la atmósfera como dióxido de carbono (CO_2). Si el suelo de un ecosistema almacena más C del que libera se convierte en un almacén neto o sumidero de C y en el caso contrario —si libera más C del que almacena— se convierte en una fuente de C (Ussiri y Lal, 2017).

Por otra parte, los cambios ambientales —como el cambio climático— y las actividades humanas —como el cambio de uso de suelo— pueden ocasionar la pérdida de C orgánico del suelo debido a la modificación de su dinámica (Pose y Kwon, 2000). Lo anterior es de gran importancia pues se estima que alrededor del 30% de las emisiones de dióxido de carbono (CO_2) a la atmósfera se deben a la degradación de los ecosistemas naturales. Además, la degradación del suelo es el segundo mayor contribuyente de emisiones de CO_2 a la atmósfera global (Blanco et al., 2014).

Por lo mencionado anteriormente, son urgentes acciones que busquen la mitigación de las emisiones de CO_2 a la atmósfera, mismas que se han incrementado desde 1750 (IPCC, 2014). Un ejemplo de estas acciones de mitigación es la agricultura de conservación, un conjunto de prácticas de manejo de cultivos que promete aumentar el rendimiento de los cultivos y el secuestro de C en el suelo. Se ha comprobado que estas prácticas producen incrementos de 0.16 a $1.01 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en las reservas del C orgánico de suelos tropicales y por consiguiente contribuyen en la mitigación del cambio climático. Sin embargo, estos resultados no pueden ser extrapolados a sitios diferentes (p.ej. suelos de bosques templados o boreales), pues las condiciones climáticas y fisiográficas locales afectan considerablemente estas reservas (Powlson et al., 2016).

1.1 Reservas de carbono y manejo forestal en bosques templados

El manejo forestal puede ser otra vía para la mitigación de emisiones de CO₂ a la atmosfera, a modo de ejemplo, el meta-análisis realizado por Johnson y Curtis, (2001) indicó que los efectos del aprovechamiento forestal de coníferas sobre el contenido de C orgánico en el suelo cambian según las prácticas de manejo forestal implementadas. Por ejemplo, cuando los árboles son cortados por completo, esto significa que sólo se dejan tocones pequeños, se reduce un 6% el C orgánico del suelo, mientras que con el sistema de aprovechamiento de madera corta, donde los residuos como ramas y cubierta vegetal son dejados en el lugar de corte, el contenido de C orgánico del suelo incrementa un 18%.

En este sentido, los bosques templados adquieren gran importancia pues son altamente aprovechados, a la vez que fungen como sumideros de carbono (Lal y Lorenz, 2012). Se ha estimado que los bosques templados aportan un 14% ($\sim 1.19 \times 10^9$ Mg C año⁻¹) a las reservas de C de los ecosistemas forestales globales, y que sus suelos poseen una gran capacidad para soportar y almacenar grandes cantidades de biomasa y C orgánico. Se estima que $\sim 50\%$ del C en estos biomas es almacenado en el suelo (Pan et al., 2011) y presentan reservorios de 80 a 250 Mg C ha⁻¹ en el primer metro de suelo (Lal y Lorenz, 2012).

A pesar de la significativa importancia de los bosques templados como sumideros de C, en México existen pocos estudios sobre las reservas de C orgánico en los suelos de este tipo de bosque. Los bosques templados en México están distribuidos principalmente a lo largo de la Sierra Madre Occidental, las sierras madre Oriental del Sur, el Eje Neovolcánico, la Sierra Norte de Oaxaca y los Altos de Chiapas, desde los 1500 metros sobre nivel del mar (m.s.n.m.) hasta los 3400 m.s.n.m. (Fig. 2).

Los bosques templados ocupan el 16.5% de la superficie del país (32.3 millones de hectáreas) albergan una alta diversidad biológica y presentan diferentes tipos de vegetación como bosques de *Pinus*, bosques de *Abies*, bosques de *Quercus* y bosques mixtos de *Pinus* spp. y *Quercus* spp.

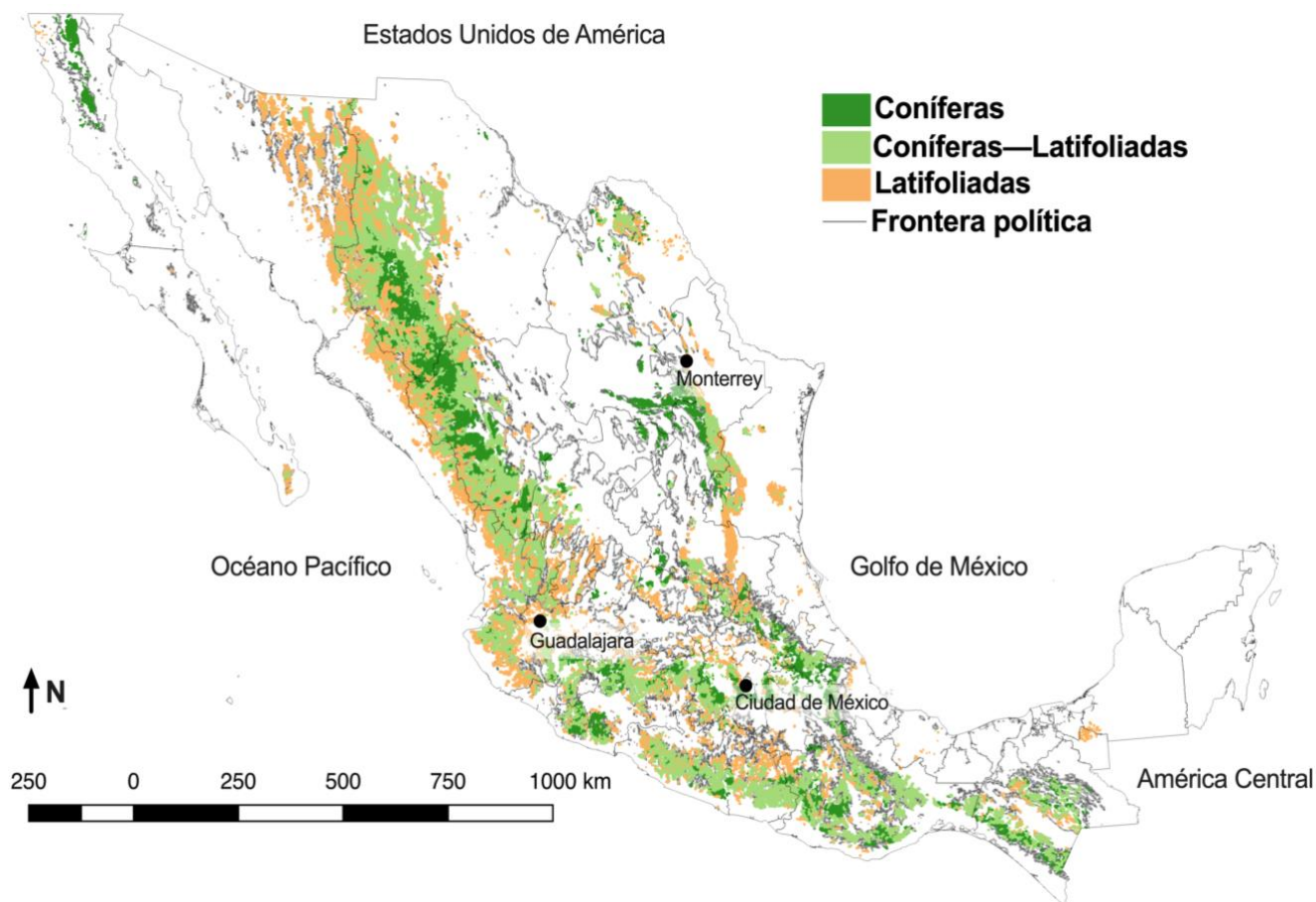


Figura 2. Distribución de los bosques templados (bosques de coníferas y latifoliadas) de México. Los bosques templados cubren el 16.5 % del territorio nacional que corresponde a 32×10^6 hectáreas. Mapa modificado de Santini et al. (2019).

Cabe destacar que los bosques de *Pinus* y *Quercus* del país son considerados altamente diversos, ya que poseen alrededor de 46 especies endémicas de *Pinus* y 109 especies endémicas de *Quercus* (Olson y Dinerstein, 2002; Valencia, 2004; CONABIO, 2008).

Diversos autores han ampliado el conocimiento sobre las reservas de C del suelo en bosques templados de México. Por ejemplo, Cruz-Flores y Etchevers-Barra (2011) obtuvieron un contenido promedio de C orgánico del suelo superior a 105 Mg C ha^{-1} en bosques dominados por los géneros *Pinus* y *Abies*, teniendo el suelo bajo el género *Abies* mayor contenido de C orgánico que el suelo bajo el género *Pinus*. Así mismo, dichos autores mostraron que hay 43.5% más C orgánico en el suelo de bosques templados con suelos formados de rocas sedimentarias

y metamórficas (147 Mg C ha^{-1}) que en los derivados de rocas ígneas ($83.5 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Por otro lado, los suelos de bosques conservados con dominancia de *Abies* contienen 33% más C orgánico en el suelo ($\sim 153 \text{ Mg C ha}^{-1}$) que los de bosques mixtos de *Pinus* spp. y *Quercus* spp. ($\sim 103 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Además, las reservas de C orgánico del suelo en bosques conservados son significativamente mayores a las de bosques aprovechados y perturbados (Pérez-Ramírez et al., 2013).

Por otro lado, en los bosques templados se ha observado una relación entre la biomasa aérea y el contenido de C orgánico del suelo, por tanto, este último depende de las entradas de carbono de la biomasa de los árboles, el detrito y la madera muerta (Galicia et al., 2016). Así, se ha documentado que bosques más productivos poseen mayores reservas de C orgánico en suelos que bosques menos productivos, por ejemplo, Mendoza-Ponce y Galicia (2010) obtuvieron valores de 372 Mg ha^{-1} de biomasa para *Abies religiosa*, mientras que los valores para *Pinus hartwegii* (296 Mg ha^{-1}) y bosques dominados por *Pinus montezumae* (253 Mg ha^{-1}) fueron menores, viéndose reflejadas estas diferencias en las reservas de C orgánico del suelo. Cabe destacar que los bosques de *A. religiosa* suelen tener una mayor biomasa y productividad, la especie presenta alturas que van de los 35 - 40 m y un rango de diámetro a la altura del pecho (DAP) de 100 - 150 cm. Por otro lado, *P. montezumae* y *P. pseudostrobus* presentan alturas de 20 - 25 m y 30 - 40 m y rangos de DAP de 30 - 80 cm y 40 - 80 cm, respectivamente (Farjon, 1990; Perry, 1991; Aldrete, 2003; López, 2003).

1.2 Emisiones de carbono a la atmósfera vía la respiración del suelo

La respiración del suelo representa un importante flujo de carbono entre la biósfera y la atmósfera, pues es el medio por el cual el CO_2 es liberado a ésta. La respiración del suelo es resultado, principalmente, de la respiración autotrófica de las raíces y la respiración heterotrófica de los microorganismos (Buchmann, 2000). Se estima que existe una pérdida de $100 \text{ Pg C año}^{-1}$, a través de la respiración del suelo, contribuyendo de un 20% a un 40% a la liberación de C a la atmósfera (Pan et al., 2011; Jeong et al., 2018).

Referente a los bosques templados, aproximadamente el 70% de la respiración del ecosistema proviene del suelo (Law et al., 1999). Se ha estimado que se emiten $727 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ a través de la respiración media anual del suelo en bosques templados, con mayores pérdidas durante los meses más cálidos (Zhao et al., 2017; Jeong et al., 2018). Lo anterior es resultado de diversos factores que determinan la respiración del suelo y que han sido estudiados en ecosistemas forestales en los últimos años. Se ha documentado que la temperatura y el contenido de agua son los principales determinantes sobre la respiración del suelo (Davidson et al., 1998; Jeong et al., 2018; Zou et al., 2018). Por ejemplo, se ha observado una relación entre temperaturas medias anuales más altas y una mayor respiración del suelo, también, los suelos que no rebasan el umbral del 12-20% de humedad presentan un aumento en la respiración (Kim et al., 2012).

Junto con los otros factores determinantes para la magnitud de la respiración del suelo en bosques templados, se encuentra el contenido de C orgánico del suelo que funciona como sustrato para los microorganismos heterótrofos que utilizan el C para la obtención de energía durante la respiración (Wang et al., 2006; Saiz et al., 2007).

La respiración del suelo en bosques templados es susceptible a cambios por alteraciones en la temperatura y precipitación, por adición de nitrógeno, así como por la transformación de la vegetación original (Raich y Schlesinger, 1992; Janssens et al., 2010; Saiz et al., 2017). Por ejemplo, Hu et al., (2001) demostraron que la respiración del suelo incrementó al 145% durante 34 años después de la transformación de un bosque a tierras de cultivo para maíz.

En este sentido, se vuelve importante evitar la deforestación y cambio de uso de suelo. En México el porcentaje de emisiones de gases de efecto invernadero por deforestación y cambio de uso de suelo representa el 5% de las emisiones del país, resultando en emisiones de CO_2 de aproximadamente $32.4 \times 10^6 \text{ Mg CO}_2 \text{ año}^{-1}$. A pesar de que la deforestación de bosques templados en México va en decremento —i.e. $0.10\% \text{ año}^{-1}$ para el periodo 2007 a 2011— la degradación de estos bosques debido a la extracción de recursos, incendios, y otras causas ocurre a tasas no documentadas (Inventario Nacional

Forestal y de Suelos, 2019). Dicha degradación causa pérdidas del C orgánico del suelo y de otros servicios ecosistémicos de los bosques templados mexicanos (Santini et al., 2019).

1.3 Bosques templados en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca

El área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFF Nevado de Toluca), categorizada como Área Natural Protegida (ANP) a partir del 2013, posee una extensión total de 53,591 ha y gran parte del área está conformada por bosques templados. De la totalidad del área, 11,223 hectáreas se encuentran dentro del área de conservación forestal. Por otra parte, 17,785 hectáreas se encuentran dentro de las áreas de manejo forestal sustentable (SEMARNAT, 2016).

Es sumamente importante enfatizar que la conservación de estos bosques es imprescindible, pues de estos depende la captación de agua para poder abastecer el Sistema Cutzamala. Este sistema abastece agua a dos principales zonas: la ciudad de Toluca junto con su zona metropolitana y a algunas partes de la zona metropolitana del Valle de México (SEMARNAT, 2016). Aunado a lo anterior, el APFF Nevado de Toluca brinda servicios ambientales como la regulación del clima del Valle de Toluca, refugio de especies, potencial de captura de carbono, adaptación al cambio climático y mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (SEMARNAT, 2016).

A pesar de la importancia de esta reserva, los estudios sobre el potencial de captura de C orgánico y mitigación de gases de efecto invernadero de los bosques que la conforman son escasos. Cabe señalar que la tasa de deforestación para el periodo 1972 - 2009, se registró en 35 ha por año con una recuperación de los bosques de tres ha por año. Sin embargo, no existen datos de deforestación más recientes (Regil-García et al., 2014). Por lo que la generación de estudios de investigación sobre las reservas de C orgánico y sobre la respiración en los bosques repartidos en el APFF Nevado de Toluca es sumamente necesaria como una vía para comprender la dinámica del C orgánico en sus suelos. Con este tipo de estudios se plantea ampliar el conocimiento sobre la dinámica del C en los bosques

templados del país, además de contribuir en la búsqueda de alternativas que mitiguen las crecientes emisiones de CO₂.

Finalmente, los inventarios actuales de reservas de C de bosques templados y otros ecosistemas de México, son limitados y se basan principalmente en estimaciones de biomasa aérea y en algunos casos en perfiles de suelo superficiales —20 a 40 cm— (Pérez-Ramírez et al., 2013). Por otra parte, la respiración del suelo que conforma el 70% de la respiración de los bosques templados y es una parte imprescindible de la dinámica de C en suelos, ha sido escasamente estudiada en los bosques templados del país. Por tanto, el entender la dinámica del C en los suelos, mediante estudios sobre las reservas de C orgánico en bosques templados de México, aportará a futuras investigaciones que busquen implementar planes de manejo para la mitigación de emisiones de CO₂ a la atmósfera.

II. Objetivos

El **objetivo general** de este proyecto es determinar las reservas de C en la biomasa, el piso forestal (mantillo y material herbáceo), la madera caída, así como las reservas de C orgánico y la respiración en suelos de bosques templados de *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrobus* en el Área de Conservación de Flora y Fauna Nevado de Toluca, Estado de México, México.

Los **objetivos particulares** son los siguientes:

1. Cuantificar las reservas de C orgánico del suelo a 1 m de profundidad en bosques conservados y manejados de *A. religiosa* y *P. pseudostrobus*.
2. Cuantificar las reservas de C en biomasa, mantillo y madera caída en bosques conservados y manejados de *A. religiosa* y *P. pseudostrobus*.
3. Cuantificar la respiración del suelo en bosques de *A. religiosa* y *P. pseudostrobus*.
4. Establecer la relación entre el contenido de C orgánico y la respiración en los suelos de bosques conservados y manejados de *A. religiosa* y *P. pseudostrobus*.
5. Estimar las emisiones de CO₂ evitadas a través de la conservación de los bosques de *A. religiosa* y *P. pseudostrobus*.

III. Hipótesis

1. Debido a que los individuos de *A. religiosa* presentan una mayor biomasa que los de *P. pseudostrobus*, se espera que las reservas de C orgánico del suelo en bosques de *A. religiosa* sean mayores a las de bosques donde cohabitan *A. religiosa* y *P. pseudostrobus*.
2. Se espera que las reservas de C en biomasa aérea, mantillo y madera caída sean mayores en bosques conservados respecto a los manejados, ya que en los últimos se han realizado procesos de reducción en la vegetación.
3. Se espera que exista una relación positiva entre el contenido de C orgánico del suelo y la respiración, pues el C orgánico del suelo es el sustrato para los microorganismos heterótrofos.

IV. Materiales y métodos

4.1 Sitio de estudio

Los ejidos San Bartolo y Rincón de Guadalupe se encuentran ubicados en el municipio Amanalco de Becerra y forman parte del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca (APFF Nevado de Toluca) localizada en la porción centro-sur del Estado de México, a 23 km de la ciudad de Toluca. Los ejidos se encuentran en un gradiente de elevación que va de los 3,000 a 3,740 m.s.n.m. (Figura 3).

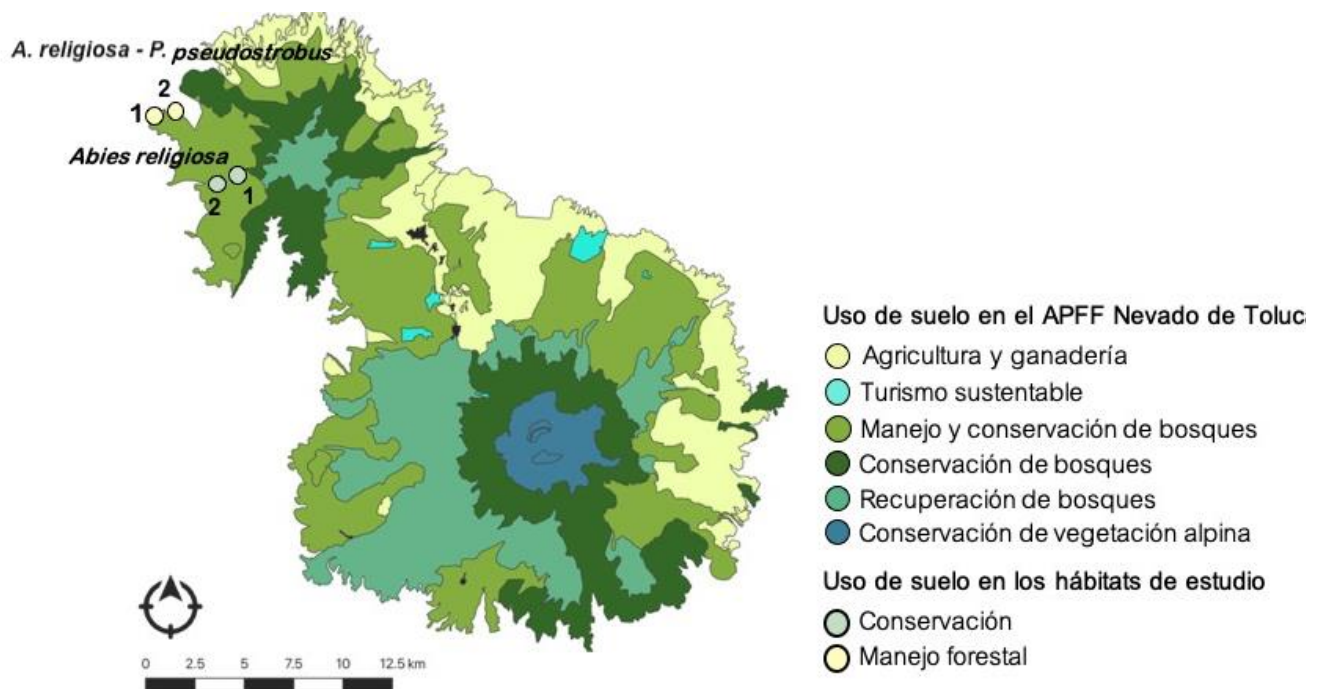


Figura 3. Uso de suelo dentro del Área de protección de flora y fauna Nevado de Toluca. Se muestra la localización de los hábitats de estudio con puntos.

El ejido San Bartolo tiene una extensión de 822.3 ha. Por otro lado, el ejido Rincón de Guadalupe cuenta con 38.5 ha de superficie (SEMARNAT, 2016). El tipo de suelo que se encuentra en los sitios es principalmente Andosol (SEMARNAT, 2016). Este tipo de suelo es

predominante en el APFF Nevado de Toluca y se caracteriza por poseer un alto potencial para el desarrollo de la vegetación gracias a la capacidad de retención de agua y nutrientes, producto de su origen volcánico (FAO, 2001).

En ambos sitios predomina el clima semifrío subhúmedo (C(E)w), presentando una temperatura media anual entre -2°C y 7°C con un régimen de lluvias en verano que abarca los meses de mayo a octubre (Figura 4).

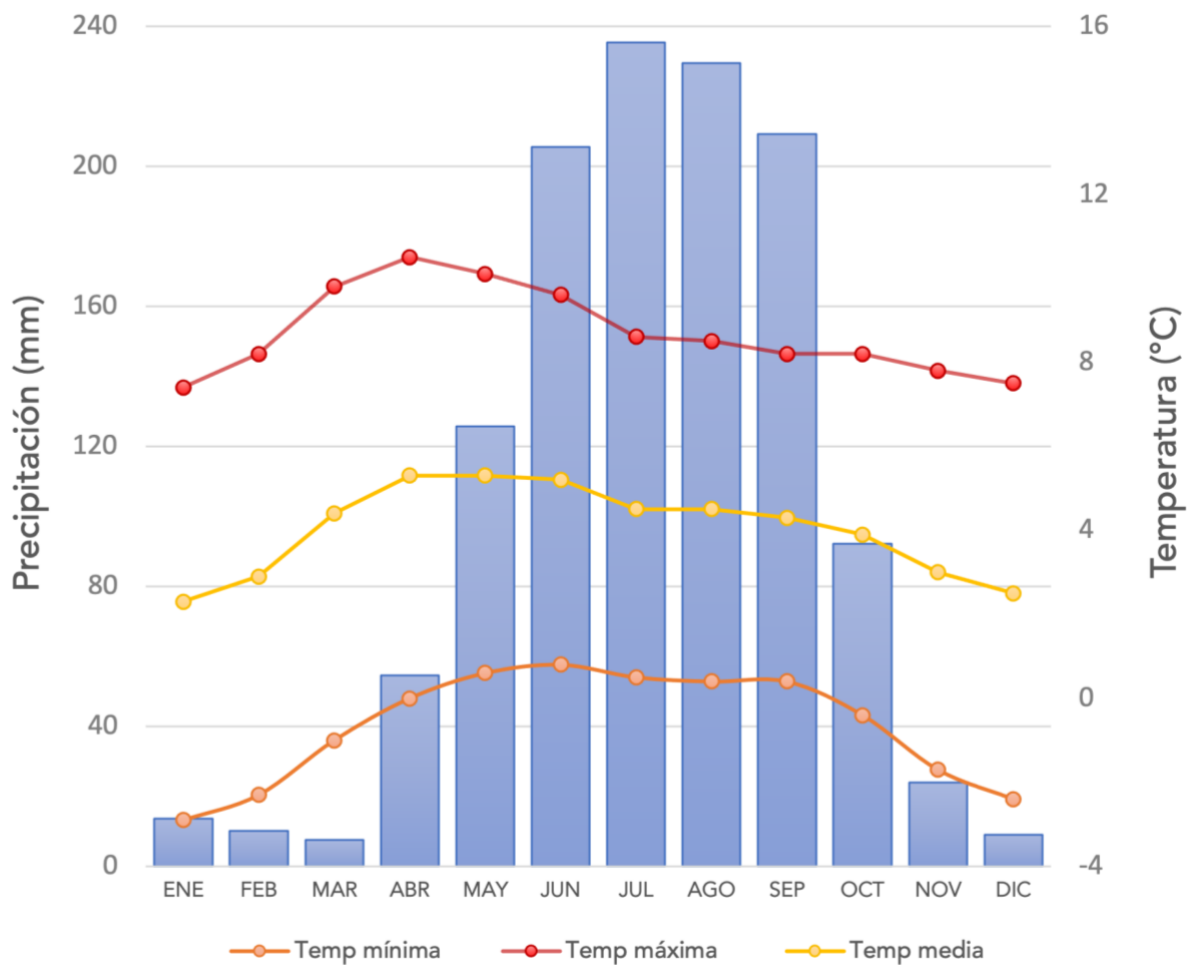


Figura 4. Precipitación (barras azules) y temperatura media por mes en el Nevado de Toluca. Datos obtenidos del Sistema Meteorológico Nacional, estación 15062, Nevado de Toluca, Zinacantepec, México. Periodo: 1981 - 2010.

El ejido San Bartolo tiene predominancia de bosques de coníferas de *A. religiosa* dominando sobre especies de *Pinus*, *Quercus* y otras latifoliadas. En menor proporción, se encuentran pastizales naturales en áreas planas. Por otro lado, el ejido Rincón de Guadalupe presenta predominancia de bosques mixtos de *Pinus* y *A. religiosa*. Cabe destacar que en ambos ejidos hay un aprovechamiento de recursos forestales maderables, actividad que se permite únicamente en la subzona donde se encuentran, esto es, la subzona de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales de áreas forestales (SEMARNAT, 2016).

4.2 Diseño de muestreo

El diseño incluyó cuatro hábitats de estudio repartidos en los ejidos San Bartolo y Rincón de Guadalupe. Los dos hábitats de estudio establecidos en el ejido San Bartolo están conformados por bosques naturales de *A. religiosa* que sufrieron caídas de árboles debido a lluvias intensas y ráfagas de viento de hasta 70 km/h en marzo del año 2016, sin embargo, no se ha realizado manejo forestal en estos. Para fines del estudio estos bosques fueron denominados como *Abies religiosa* 1 (19.23285 N; 99.91312 W) y *Abies religiosa* 2 (19.2292 N; 99.91882 W). Por otra parte, los dos hábitats pertenecientes al ejido Rincón de Guadalupe corresponden a bosques mixtos de *A. religiosa* y *P. pseudostrobus* sometidos a manejo forestal. Uno de los bosques, denominado como *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 1 (19.25940 N; 99.94602 W), fue sometido a un período de corta ocho años atrás. Mientras que el bosque denominado *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 2 (19.26022 N; 99.94025 W), fue sometido a aclareo (reducción de la densidad arbórea).

En cada hábitat de estudio se establecieron seis parcelas (réplicas) mediante un transecto con dirección al norte. A partir de éste, se establecieron parcelas de 35 x 35 m con 50 m de distancia entre cada parcela. En cada una de las parcelas se tomaron los parámetros necesarios para estimar las reservas de carbono en la biomasa aérea y subterránea (de todos los árboles en pie), piso forestal (mantillo y material herbáceo) y madera caída. También se midieron las reservas de carbono en el primer metro de suelo

con las siguientes categorías de profundidad 0-15 cm, 15–30 cm, 30–50 cm y 50–100 cm. Así mismo, se midió la respiración del suelo en la profundidad de 0–30 cm y 30–50 cm.

4.3 Cuantificación de los reservorios de carbono en el componente aéreo

4.3.1 Estimación del carbono en la biomasa aérea

Para conocer las reservas de carbono en la biomasa aérea de los hábitats de estudio, se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles con DAP \geq 5 cm dentro de cada parcela. Posteriormente se estimó la biomasa aérea mediante ecuaciones alométricas (Tabla 1) y se calculó la cantidad de carbono multiplicando por un factor de conversión de 0.48, que corresponde a la cantidad de C contenida en la biomasa de los árboles (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010).

Tabla 1. Ecuaciones alométricas para la estimación de la biomasa aérea y subterránea de las especies de estudio.

Tipo de bosque	Ecuación	Literatura
<i>Abies religiosa</i>	$BA = 0.0713(DAP)^{2.5104}$	(Avendaño et al., 2009)
<i>Pinus pseudostrobus</i>	$BA = 0.35179(DAP)^2$	(Aguirre y Jiménez, 2011)
Bosques templados*	$BS = Exp[- 1.0587 + 0.8836 * \ln(DBA) + 0.2840]$	(Cairns et al., 1997)

*Ecuación utilizada para la estimación de biomasa subterránea. BA=Biomasa aérea, BS=biomasa subterránea (raíces); DAP= Diámetro a la altura del pecho; DBA=densidad de la biomasa aérea en Mg ha⁻¹.

En el caso de los árboles muertos en pie, se realizó una clasificación en tres categorías: (1) árboles muertos sin hojas, (2) árboles muertos sin ramas secundarias, (3) árboles muertos sin ramas primarias ni secundarias. La biomasa de los árboles muertos de la categoría (1) se determinó como el equivalente al 3% de la biomasa del árbol (Pearson et al., 2007). Para los árboles muertos de categoría (2) como el 85% de la biomasa total (Návar, 2009). La biomasa de *P. pseudostrobus* de la categoría (3) se calculó como el 62% de la biomasa total (Návar, 2009), mientras que la biomasa de los árboles de *A. religiosa*

pertenecientes a la misma categoría se calculó como el 80% de la biomasa total (Avendaño et al., 2009). Finalmente se realizó la conversión de los datos obtenidos de kg C m^{-2} a Mg C ha^{-1} (Ecuación 1).

4.3.2 Carbono en el piso forestal

Con el fin de obtener el contenido de C almacenado en el mantillo y el sustrato herbáceo se colectó material a partir de subparcelas de 0.25×0.25 m dentro de cada parcela. El material fue almacenado por separado y posteriormente secado en horno a 60°C por siete días para obtener el peso seco que fue multiplicado por un factor de 0.42 (Santini et al., 2020), dando como resultado la cantidad de C almacenado en ambos componentes. Finalmente se realizó una conversión de unidades de kg C m^{-2} a Mg C ha^{-1} (Ecuación 1).

$$\text{Reserva de C (Mg C ha}^{-1}\text{)} = \text{Reservas de C (kg C m}^{-2}\text{)} \times \left(\frac{1 \text{ Mg}}{1000 \text{ Kg}}\right) \times \left(\frac{10,000 \text{ m}^2}{1 \text{ ha}}\right)$$

(Ecuación 1)

4.3.3 Carbono en la madera caída

Para la estimación del contenido de C de la madera caída se trazaron dos transectos diagonales de 50 m cada uno, dando un total de 100 m de longitud en cada parcela, se colectó madera caída, i.e. con un diámetro > 10 cm, que atravesara dichos transectos. La madera colectada fue clasificada dentro de tres categorías de acuerdo al grado de podredumbre: madera dura, madera intermedia y madera podrida. Se determinó el volumen de 30 piezas de madera dura, intermedia y podrida por hábitat de estudio, a través del método de desplazamiento de agua (Chave et al. 2006).

Posteriormente las muestras de madera fueron secadas por tres días a 90°C con el fin de obtener el peso seco y calcular su densidad dividiendo la masa sobre el volumen. A partir de la densidad obtenida para cada categoría de madera se calculó la biomasa (Ecuación 2) y se convirtió a contenido de C al multiplicar por un factor de conversión de 0.5 (Pearson et al. 2007).

$$\begin{aligned} \text{Biomasa de la madera caída (Mg ha}^{-1}\text{)} = \\ \text{Volumen de la madera caída (Mg m}^3\text{)} \times \text{densidad de la madera (m}^3\text{ha}^{-1}\text{)} \end{aligned}$$

(Ecuación 2)

4.4 Cuantificación de los reservorios de carbono subterráneo

4.4.1 Estimación del carbono en la biomasa subterránea

A partir del cálculo de la biomasa aérea, se determinó la biomasa subterránea mediante ecuaciones alométricas obtenidas de Cairns et al. (1997). Con la posterior multiplicación de este resultado por un factor de conversión de 0.40 (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010), se obtuvieron las reservas de carbono pertenecientes al componente arbóreo subterráneo (raíces) en kg C m⁻² que fueron convertidas a Mg C ha⁻¹ (Ecuación 1).

4.4.2 Carbono y pH del suelo

En cada una de las parcelas dentro de los hábitats de estudio se colectó un núcleo de suelo de 1 m de profundidad mediante el uso de una barrena de acero inoxidable de 3.2 cm de diámetro (Dromer Soil Samplers; Australia). Dicho núcleo se obtuvo en un punto aleatorio dentro de la parcela. Los núcleos colectados se dividieron en submuestras con intervalos de profundidad de 0 – 15 cm, 15 – 30 cm, 30 – 50 cm y 50 – 100 cm. Las submuestras se mantuvieron a 5°C hasta su procesamiento, que consistió en la obtención del volumen de cada submuestra y su posterior secado a 60°C por 72 horas con el fin de determinar la densidad aparente, calculada como masa seca entre volumen (Pearson et al., 2007; Pérez-Ramírez et al., 2013). Posteriormente, las muestras se tamizaron con un TissueLyser II (Qiagen, Venlo) para determinar el contenido de C orgánico en el suelo mediante un espectrómetro de flujo continuo de gases (Finnigan Delta Plus XL, Massachusetts, Estados Unidos) ligado a un equipo de análisis elemental (Costech Analytical Tech Inc, California, Estados Unidos) en el Laboratorio de Isótopos Ambientales de la Universidad de Arizona, Estados Unidos de América (EUA).

A partir del contenido de C orgánico obtenido para las diferentes submuestras se calcularon los reservorios de C orgánico del suelo para cada hábitat (Ecuación 3) y se realizó la conversión de unidades de $g\ C\ cm^{-2}$ a $Mg\ C\ ha^{-1}$ (Ecuación 4).

Reservorio de C del suelo ($g\ C\ cm^{-2}$)

$$= \text{densidad aparente del suelo } (g\ cm^{-3}) \times \text{contenido de C } \left(\frac{1}{100\%} \right) \\ \times \text{espesor de la capa de suelo } (cm)$$

(Ecuación 3)

Reserva de C del suelo ($Mg\ C\ ha^{-1}$) = Reservorio de C del suelo ($g\ C\ cm^{-2}$) \times

$$\left(\frac{1\ Mg}{1 \times 10^6\ g} \right) \times \left(\frac{1 \times 10^8\ cm^2}{1\ ha} \right)$$

(Ecuación 4)

El pH se midió con un pHmetro HI 2020 (Hanna Instruments, RI, United States) y una solución con proporción 1:2 de suelo y agua. Para realizar la solución, se emplearon 40 mL de agua desionizada a la que se agregó una cucharada de suelo previamente secado. Posteriormente, se homogeneizó la mezcla con el fin de realizar la medición. El pHmetro fue calibrado e insertado en la zona del sobrenadante de la solución (FAO, 2020). El valor resultante del pHmetro fue considerado como el pH del suelo. Este procedimiento fue realizado en las instalaciones del Laboratorio Central Universitario de la Universidad Autónoma de Chapingo, Edo. de México.

4.5 Cuantificación de la respiración del suelo

Para la obtención de la respiración heterotrófica del suelo se colectó un núcleo de suelo a una profundidad de 50 cm, en un punto aleatorio dentro de cada parcela en cada hábitat de estudio. Los núcleos colectados se dividieron en submuestras con profundidades de 0 – 30 cm y 30 – 50 cm. Posteriormente fueron tamizadas y mantenidas a 35 °C durante 72 horas. Se tomaron submuestras de 30 mL de suelo, cada submuestra se colocó en frascos

herméticos-Solvita y se le añadieron 9 mL de agua destilada. Dentro de cada frasco hermético-Solvita, se colocó un gel-Solvita, que emplea un método de cromatografía en capa fina. Dicho gel se regula por medio de la Ley de Beer-Lambert, y cambia de color a medida que se acumula el CO₂. Los frascos herméticos con las submuestras de suelo se colocaron en una cámara ambiental Conviron, modelo G30 (Winnipeg, Canada) a 20 °C durante 24 horas. Después de las 24 horas, se registró la cantidad de CO₂ liberada por los microorganismos del suelo a través de un dispositivo de lectura digital de gel (Digital Colour Reader, Solvita. Wood Ends Laboratories, EUA, ver <https://youtu.be/7iZgzNZascE>).

4.6 Emisiones evitadas a través de la conservación del bosque

Debido a la urgencia global para mitigar las emisiones de CO₂ a la atmósfera y considerando el rol fundamental que juega incentivar la conservación de los bosques templados en México en la mitigación al cambio climático (ver Santini et al. 2019), se calcularon las emisiones de CO₂ que se pueden evitar a través de la conservación del bosque como se explica a continuación. Se estimó la pérdida de C que resultaría de la deforestación o pérdida del bosque (Ecuación 5). Se consideró que el 100% de la biomasa del bosque original se pierde y que el 40% del C orgánico de los primeros 0 – 50 cm del suelo también se libera como CO₂ (Guo y Gifford 2002).

$$\text{Emisiones CO}_2 \text{ (Mg CO}_2\text{)}$$

$$= 1 \text{ ha de bosque} \times \text{Reserva de C orgánico (Mg C ha}^{-1}\text{)} \times 3.67$$

(Ecuación 5)

4.7 Análisis estadísticos

Se realizaron análisis de varianza unidireccionales (ANOVA) para conocer las diferencias del reservorio de C en el componente aéreo (biomasa aérea, mantillo y madera caída) y subterráneo. En este caso, el factor fijo fue cada hábitat y las parcelas fueron el factor

aleatorio anidado dentro de cada hábitat. Posteriormente, se realizaron pruebas post hoc de Tukey para comparar las medias de los reservorios de C entre hábitats.

También, se realizó un ANOVA de dos vías para conocer las diferencias entre los hábitats de estudio y el reservorio de C subterráneo (suelo y biomasa subterránea). En este caso, el hábitat y la profundidad fueron factores fijos y las parcelas fueron el factor aleatorio anidado dentro de cada hábitat. Se prosiguió con la realización de la prueba post hoc de Tukey.

Por otro lado, se realizaron dos correlaciones de Spearman. Una se empleó para observar la relación entre las reservas de C orgánico del suelo y la biomasa área. La otra se empleó para observar la relación entre las reservas de C orgánico del suelo y la respiración del suelo.

Para todos los análisis se probaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad de varianzas mediante las pruebas de D'Agostino Pearson, Shapiro Wilk y Bertlett. Para estos análisis se utilizó el paquete estadístico *Prism* versión 8.2.0 (GraphPad Software, La Jolla, CA, Estados Unidos).

v.Resultados

5.1 Características de los bosques

El promedio del diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles fue mayor para los bosques de *A. religiosa* (33 cm para *Abies religiosa* 1 y 39 cm para *Abies religiosa* 2). También, son estos bosques los que presentan mayores proporciones de *A. religiosa* (*Abies religiosa* 1 con 95% y *Abies religiosa* 2 con 97%) y una menor densidad arbórea respecto a los bosques con manejo forestal (Tabla 2).

Tabla 2. Características de los bosques estudiados en el Nevado de Toluca, Estado de México, México

Hábitat	Elevación (m.s.n.m.)	Tipo de uso	Promedio DAP (cm)	Densidad (# árboles·ha ⁻¹)	Especie dominante (%)
<i>Abies religiosa</i> 1	3306	Conservación	33 ± 2	461 ± 82	<i>A. religiosa</i> (95%)
<i>Abies religiosa</i> 2	3193	Conservación	39 ± 2	351 ± 82	<i>A. religiosa</i> (97%)
<i>Abies religiosa</i> - <i>Pinus</i> <i>pseudostrobus</i> 1	2987	Manejo forestal (Corta 8 años)	21 ± 1	844 ± 158	<i>A. religiosa</i> (50%) <i>P. pseudostrobus</i> (50%)
<i>Abies religiosa</i> - <i>Pinus</i> <i>pseudostrobus</i> 2	2991	Manejo forestal (Aclareo)	18 ± 1	1048 ± 104	<i>A. religiosa</i> (80%) <i>P. pseudostrobus</i> (20%)

5.2 Reservorios de carbono en el componente aéreo

5.2.1 Reservorio de carbono de la biomasa aérea

Los bosques conservados presentan mayor contenido de C en el componente aéreo — conformado por la biomasa (árboles en pie), el piso forestal y la madera caída— en comparación con los bosques manejados (Tabla A2). *Abies religiosa* 2 presenta el contenido de C en la biomasa aérea más elevado (215 ± 42 Mg C ha⁻¹), seguido de *Abies religiosa* 1 (133 ± 25). Por su parte, los bosques *Abies religiosa*-*Pinus pseudostrobus* 2 (127 ± 11) y

Abies religiosa-Pinus pseudostrobus 1, con el contenido de C más bajo (104 ± 8), presentan diferencias significativas respecto al bosque de *Abies religiosa* 2 (Figura 5).

5.2.2 Reservorio de carbono del piso forestal y madera caída

El piso forestal, conformado por el mantillo y sustrato herbáceo sobre el suelo, contiene mayores reservas de C para los bosques de *Abies religiosa* 1 y 2. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas para los distintos hábitats. Las reservas de C en la madera caída (incluyendo madera dura, intermedia y podrida) presentan valores diversos (Tabla A1). En este caso, el bosque de *Abies religiosa* 2 presenta las reservas de C más altas con un promedio de 110 ± 60 Mg C ha⁻¹ y difiere significativamente de los bosques manejados (*Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 1 y 2). El contenido de C en la madera caída es más bajo en *Abies religiosa* 1 (68 ± 21 Mg C ha⁻¹), *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 2 (24 ± 13 Mg C ha⁻¹) y por último *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 1 (15 ± 8 Mg C ha⁻¹).

5.3 Reservorios de carbono subterráneo

5.3.1 Características fisicoquímicas del suelo

Los suelos de los cuatro hábitats de estudio se encuentran en un intervalo de pH de 5.4 a 6.4. *Abies religiosa* 1 presenta el pH promedio más ácido (5.42 ± 0.08), seguido de *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 2 (6.06 ± 0.11), *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 1 (6.33 ± 0.14) y *Abies religiosa* 2, con el pH menos ácido (6.40 ± 0.22). Los valores de pH no fueron significativamente diferentes. De la misma manera, la densidad aparente de estos suelos es similar para los diferentes hábitats. El promedio de densidad aparente es de 0.43 ± 0.02 g cm⁻³ para *Abies religiosa* 1, 0.49 ± 0.02 g cm⁻³ en *Abies religiosa* 2, para *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 1 es de 0.55 ± 0.02 g cm⁻³ y para *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 2 de 0.44 ± 0.02 g cm⁻³ (Tabla 3).

Tabla 3. Características fisicoquímicas de los suelos estudiados. Los valores son los promedios y el error estándar (EE). Diferentes letras indican diferencias significativas entre hábitats de estudio.

Hábitat	Profundidad (cm)	pH	Densidad aparente del suelo (g·cm ⁻³)	Densidad de carbono orgánico (mg·cm ⁻³)	%C
<i>Abies religiosa</i> 1	0 – 15	5.19 ± 0.55	0.39 ± 0.05	54.71 ± 9.22	14.2 ± 3.07
	15 – 30	5.46 ± 0.50	0.43 ± 0.03	46.84 ± 7.74	11.2 ± 2.71
	30 – 50	5.49 ± 0.42	0.41 ± 0.04	42.83 ± 6.20	10.9 ± 1.87
	50 - 100	5.53 ± 0.20	0.49 ± 0.05	31.72 ± 7.28	7.6 ± 2.16
Promedio ± EE		5.42 ± 0.08^a	0.43 ± 0.02^a	44.03 ± 4.79^a	11.0 ± 1.35^a
<i>Abies religiosa</i> 2	0 - 15	5.78 ± 0.05	0.44 ± 0.03	61.68 ± 2.99	14.5 ± 1.31
	15 - 30	6.38 ± 0.38	0.52 ± 0.03	35.19 ± 3.86	7.1 ± 1.03
	30 - 50	6.69 ± 0.19	0.50 ± 0.02	33.39 ± 6.80	6.8 ± 1.48
	50 - 100	6.74 ± 0.16	0.51 ± 0.02	20.49 ± 6.89	4.0 ± 1.41
Promedio ± EE		6.40 ± 0.22^a	0.49 ± 0.02^a	37.69 ± 8.64^{ac}	8.10 ± 2.25^{ab}
<i>Abies religiosa-Pinus pseudostrobus</i> 1	0 - 15	5.95 ± 0.19	0.52 ± 0.02	34.43 ± 1.65	6.7 ± 0.36
	15 - 30	6.50 ± 0.08	0.54 ± 0.02	25.32 ± 2.50	4.7 ± 0.52
	30 - 50	6.31 ± 0.26	0.55 ± 0.01	20.45 ± 2.74	3.7 ± 0.50
	50 - 100	6.57 ± 0.03	0.60 ± 0.04	16.88 ± 2.73	3.0 ± 0.61
Promedio ± EE		6.33 ± 0.14^a	0.55 ± 0.02^a	24.27 ± 3.80^b	4.51 ± 0.80^b
<i>Abies religiosa-Pinus pseudostrobus</i> 2	0 - 15	5.75 ± 0.09	0.40 ± 0.02	31.23 ± 3.58	7.91 ± 1.20
	15 - 30	6.28 ± 0.17	0.42 ± 0.02	29.62 ± 2.47	7.14 ± 0.78
	30 - 50	6.10 ± 0.26	0.44 ± 0.01	24.00 ± 1.51	5.49 ± 0.33
	50 - 100	6.11 ± 0.16	0.50 ± 0.03	18.56 ± 2.33	3.87 ± 0.60
Promedio ± EE		6.06 ± 0.11^a	0.44 ± 0.02^a	25.85 ± 2.88^{bc}	6.10 ± 0.90^{ab}

5.3.2 Reservorio de carbono de la biomasa subterránea

La biomasa subterránea presenta valores de los 20 – 38 Mg C ha⁻¹ (Tabla A1). El contenido de C de la biomasa subterránea presenta un patrón parecido al de la biomasa aérea, pues *Abies religiosa* 2 tiene el mayor contenido de C, seguido de *Abies religiosa* 1, *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 2, y por último, *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 1 (Figura 5).

5.3.3 Reservorio de carbono orgánico del suelo

Las reservas de C orgánico del suelo en estos bosques comprenden en promedio el 55% de la reserva de C total (Tabla A1). El contenido de C orgánico del suelo fue mayor en los bosques conservados. En este caso, *Abies religiosa* 1 tuvo el mayor contenido de C orgánico

del suelo ($355 \pm 39 \text{ Mg C ha}^{-1}$), seguido de *Abies religiosa* 2 ($297 \pm 53 \text{ Mg C ha}^{-1}$) y *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 2 ($232 \pm 21 \text{ Mg C ha}^{-1}$), que difiere significativamente de *Abies religiosa* 1 ($p < 0.05$). El reservorio de C orgánico de suelo más bajo lo presentó el bosque de *Abies religiosa-Pinus pseudostrobus* 1 ($215 \pm 21 \text{ Mg C ha}^{-1}$), que a su vez, presentó diferencias significativas ($p < 0.05$) respecto a *Abies religiosa* 1 y 2 (Figura 5).

En relación con la biomasa aérea y el C orgánico del suelo, se observó una relación positiva ($r_s = 0.56$, $p = 0.0041$) entre ambas variables (Figura 6), es decir, la biomasa aérea explica en parte las reservas de C orgánico del suelo para los bosques estudiados.

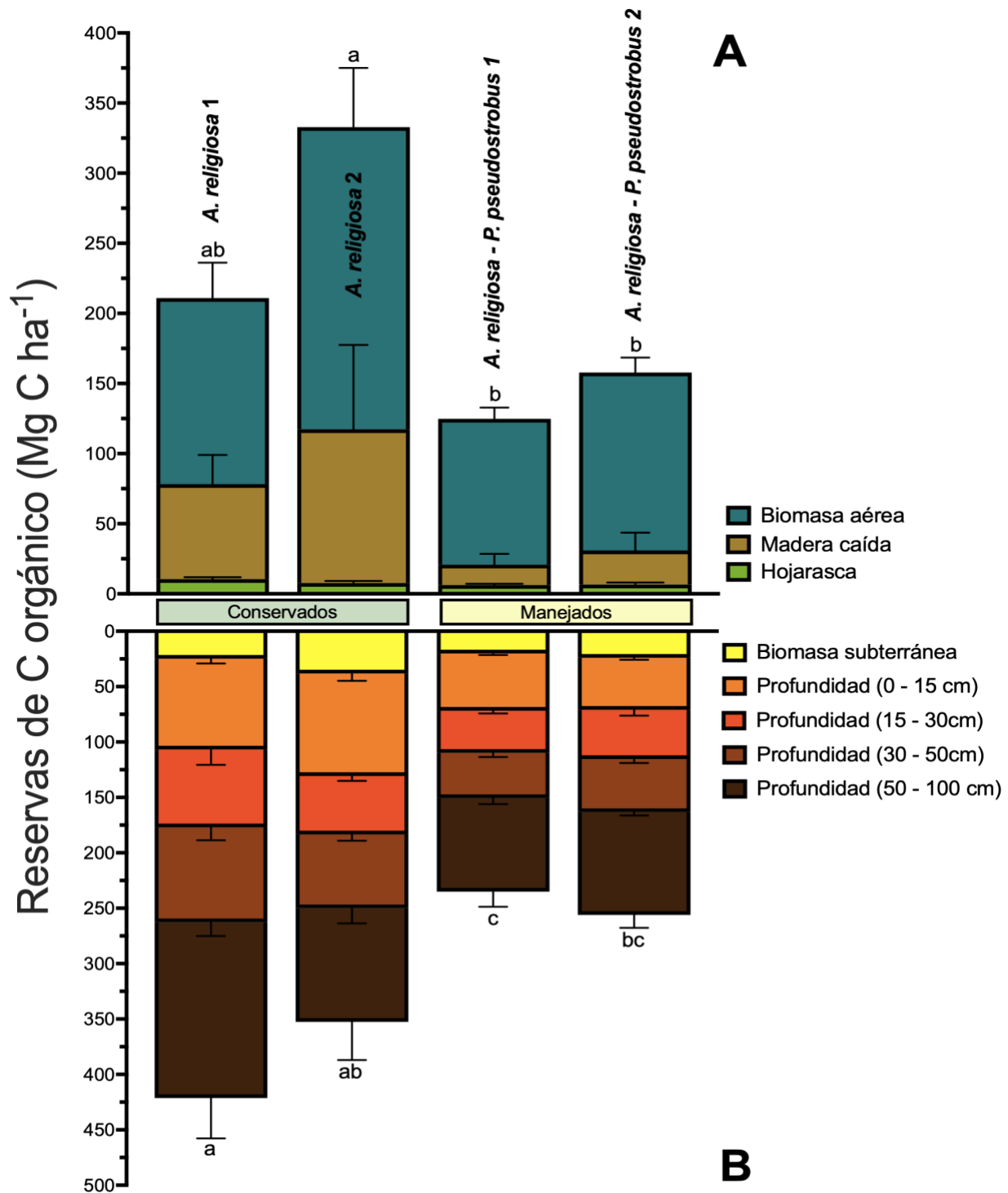


Figura 5. Reservas de carbono orgánico (Mg C ha^{-1}) en cada hábitat de estudio. La reserva se conforma por (A) las estimaciones de C en el mantillo, madera caída y biomasa aérea (árboles) y (B) las reservas de C orgánico subterráneo, que incluyen las estimaciones de C de raíces y el C acumulado en el suelo hasta 1 m de profundidad. Las letras iguales denotan grupos homogéneos ($p < 0.05$).

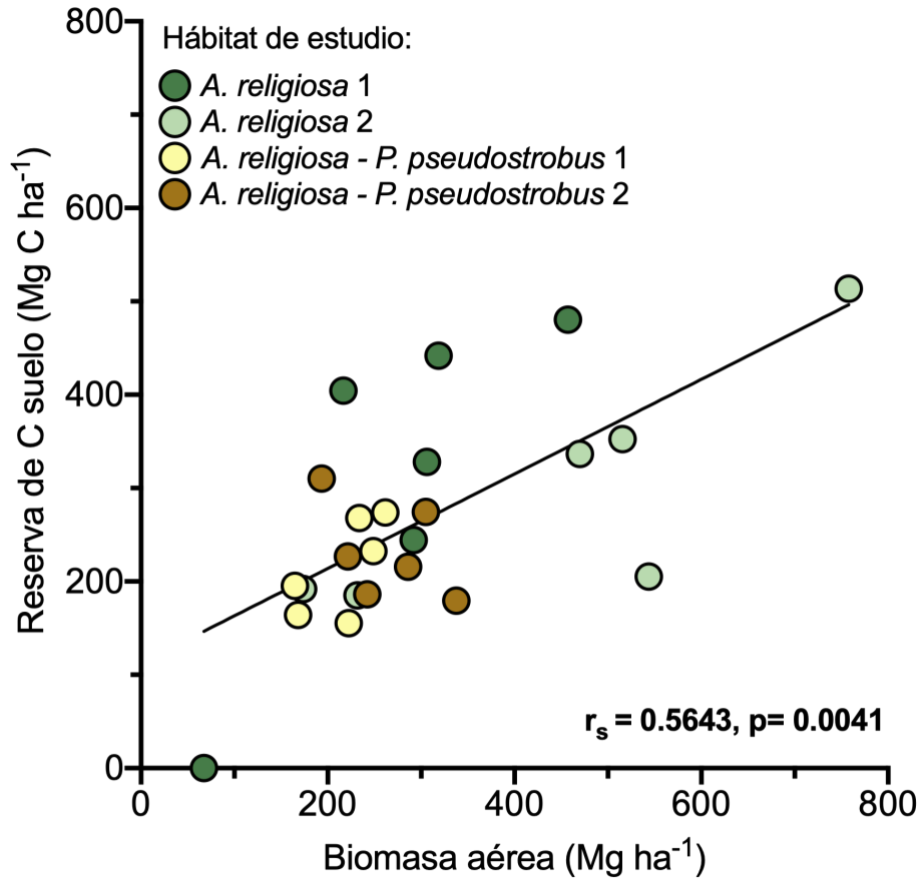


Figura 6. Relación entre la biomasa aérea (Mg ha⁻¹) y el contenido de C orgánico del suelo (Mg C ha⁻¹) en los diferentes hábitats de estudio.

5.4 Respiración del suelo

Se encontró una relación positiva ($r_s = 0.71, p < 0.0001$) entre el contenido de C orgánico del suelo y la respiración (Figura 7), indicando que la respiración del suelo se explica, parcialmente, por el contenido de C del suelo. Por otro lado, se observó que las muestras superficiales (0 - 30 cm) presentan mayores valores de respiración y contenido de C orgánico junto con una relación positiva significativa ($r_s = 0.37, p = 0.0397$) entre estas variables, mientras que en las muestras profundas (30 - 50 cm) se observó lo contrario (Figura 8).

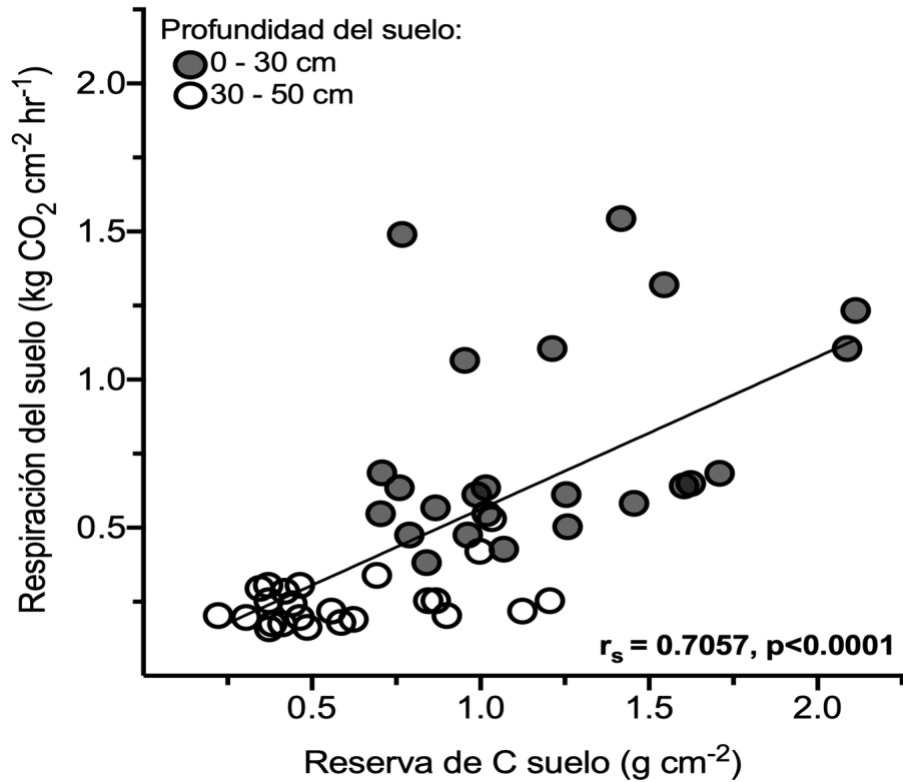


Figura 7. Relación entre el contenido de C orgánico del suelo (g C cm^{-2}) y la respiración del suelo ($\text{kg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$) en dos profundidades diferentes, hasta los 50 cm.

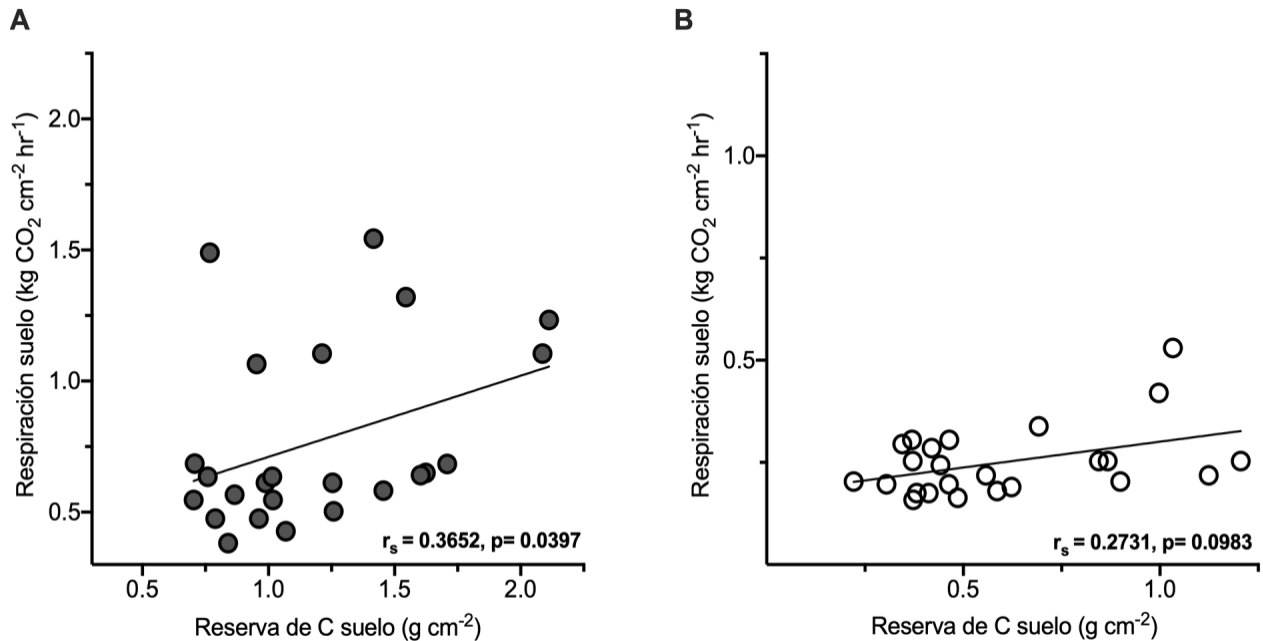


Figura 8. (A) Relación entre el contenido de C orgánico del suelo (g C cm^{-2}) y la respiración del suelo ($\text{kg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$) en una profundidad de 0-30 cm. (B) Relación entre el contenido de C orgánico del suelo (g C cm^{-2}) y la respiración del suelo ($\text{kg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$) en una profundidad de 30-50 cm.

5.5 Emisiones que se pueden evitar a través de la conservación del bosque

Se estimó que evitar la deforestación de 1 ha de bosque resulta en emisiones evitadas que van desde 725 Mg CO₂ para el hábitat *A. religiosa – P. pseudostrobus* 1, hasta 1,671 Mg CO₂ en el hábitat *A. religiosa* 2 (Tabla 4).

Tabla 4. Emisiones evitadas por la conservación de los bosques estudiados en el Nevado de Toluca, Estado de México, México

Hábitat	Tipo de uso	Emisiones evitadas por conservación (Mg CO ₂ ha ⁻¹)
<i>Abies religiosa</i> 1	Conservación	1,215
<i>Abies religiosa</i> 2	Conservación	1,671
<i>Abies religiosa-Pinus pseudostrobus</i> 1	Manejo forestal (Corta 8 años)	725
<i>Abies religiosa-Pinus pseudostrobus</i> 2	Manejo forestal (Aclareo)	872

VI. Discusión

6.1 Magnitudes de las reservas de carbono en bosques templados del Nevado de Toluca.

Se estima que los bosques templados en México presentan reservas de $\sim 26 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en la biomasa aérea y $\sim 124 \text{ Mg C ha}^{-1}$ en el suelo (Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2018). Sin embargo, los datos reportados para la biomasa aérea pueden estar subestimados (Galicia et al., 2016; Santini et al., 2019), así mismo, el suelo de estos bosques contiene entre 50 y 60% del carbono total del ecosistema (Pan et al., 2011; Galicia et al., 2016). Este estudio es consistente con dicha aseveración, pues el 55% de la reserva de C orgánico de los bosques ($285 \pm 36 \text{ Mg C ha}^{-1}$) se encuentra en el suelo.

Las reservas de C totales cuantificadas en los bosques se encuentran en rangos de $360 - 414 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para los bosques de *Abies religiosa*-*Pinus pseudostrobus* 1 y 2 y de $633 - 669 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para *Abies religiosa* 1 y 2. El reservorio de C en los bosques de *A. religiosa*-*P. pseudostrobus* se encuentra en los valores superiores del rango reportado anteriormente por Ordóñez et al. (2008) para *Pinus* spp. ($84 - 439 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que los valores para *Abies religiosa* 1 y 2 son mayores a los reportados en bosques de *Abies* por dichos autores ($181 - 353 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

Las altas reservas de C presentes en los bosques de este estudio pueden deberse al tipo de suelo encontrado en el sitio (Andosol), a la cantidad de biomasa presente, a la edad de los bosques y a la intensidad y tipo de manejo forestal, entre otros factores (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010; Borah et al., 2015; Alvarez Arteaga et al., 2016). Dichas causas serán discutidas con mayor detalle posteriormente.

6.2 Efecto del manejo forestal y la especie sobre el reservorio de C del componente aéreo

Las reservas de carbono de la biomasa aérea (árboles) para bosques de *A. religiosa* y *Pinus pseudostrobus* manejados (104 y 127 Mg C ha⁻¹) se encuentran dentro del rango reportado por Mendoza-Ponce y Galicia (2010) para *Pinus* spp. (36 - 146 Mg C ha⁻¹). Por otro lado, las estimaciones de C de la biomasa aérea en el bosque de *A. religiosa* 1 (133 Mg C ha⁻¹) son similares a las reportadas por diversos autores (84 - 180 Mg C ha⁻¹), sin embargo *A. religiosa* 2 (215 Mg C ha⁻¹) presenta mayores reservas a las anteriormente reportadas (Acosta-Mireles et al., 2008; Ordóñez et al., 2008; Mendoza-Ponce y Galicia, 2010).

En general, estos bosques presentan alto contenido de C en el componente aéreo (biomasa aérea, piso forestal y madera caída) respecto a los valores reportados para diferentes bosques templados en México (Ordóñez et al., 2008), lo que es resultado de la suma de diversos factores característicos de los bosques estudiados.

Dentro de estos factores se encuentra la mayor biomasa aérea reportada para *A. religiosa* respecto a diferentes especies de *Pinus* (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010), lo que sugiere un mayor potencial de almacén de C en la biomasa aérea de *A. religiosa* respecto a *P. pseudostrobus*. En este sentido, ciertos rasgos funcionales de los árboles como el diámetro a la altura del pecho (DAP), altura y densidad de madera, que afectan directamente la biomasa aérea, son importantes para entender las diferencias entre los almacenes de C aéreo en los bosques estudiados (De Deyn et al., 2008), en los que *A. religiosa* 1 y 2 presentan promedios altos de DAP (33 y 39 cm) respecto a los de *A. religiosa-P. pseudostrobus* 1 y 2 (21 y 18 cm). También, se han reportado mayores valores de densidad de madera y altura promedio para *A. religiosa* respecto a *P. pseudostrobus* (Farjon, 1990; Perry, 1991).

También, en diversos estudios se reportan diferencias similares entre las reservas de C de bosques de *Abies* y bosques de *Abies-Pinus* (Acosta-Mireles et al., 2008; Ordóñez et al., 2008). Por ejemplo, en bosques templados del centro de México se documentaron diferencias desde 52 a 110 Mg C ha⁻¹ entre bosques de *A. religiosa* y bosques mixtos de *Abies-Pinus* (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010).

Por otra parte, es necesario y de gran importancia contemplar el estado de conservación de cada bosque. Los bosques con mayor cantidad de C en el componente aéreo no han sufrido extracción de biomasa como resultado de un manejo forestal. Los bosques *A. religiosa* 1 y 2, que se encuentran dentro de un plan de conservación, tienen en promedio 48% ($131 \pm 55 \text{ Mg C ha}^{-1}$) más C en el componente aéreo que los bosques sujetos a manejo forestal (*A. religiosa*-*P. pseudostrabus* 1 y 2), diferencia que se debe principalmente al mayor potencial de captura y almacén de C que poseen los bosques conservados (*A. religiosa* 1 y 2), dada la nula extracción de biomasa —árboles, piso forestal y madera caída— para aprovechamiento comercial.

Cabe destacar que las diferencias más importantes entre los reservorios de C del componente aéreo de los bosques conservados (*A. religiosa* 1 y 2) y manejados (*A. religiosa*-*P. pseudostrabus* 1 y 2), se encuentran en el contenido de C almacenado en árboles y madera caída, ya que estos componentes son las que sufren mayor extracción para el aprovechamiento comercial. Además, en este estudio destaca el reservorio de C en la madera caída de los bosques conservados, pues el alto contenido de C en este se debe a la caída de árboles que sufrieron dichos bosques por una tormenta en el año 2016.

6.3 Reservorio de C orgánico del suelo

Las reservas de C orgánico en el suelo, obtenidas para los bosques de este estudio, son mayores a las documentadas para bosques templados de México (De Jong et al., 1999; Ordóñez et al., 2008; Álvarez Arteaga et al., 2016). Pérez-Ramírez et al. (2013) reportan valores promedio de 153 Mg C ha^{-1} y 95 Mg C ha^{-1} para bosques de Abies conservados y manejados, respectivamente, mientras que, en los bosques conservados de este estudio se obtuvieron valores entre 297 y 355 Mg C ha^{-1} y en los bosques manejados se encuentran reservas entre 215 y 232 Mg C ha^{-1} . Sin embargo, con estas diferencias se debe considerar la historia de conservación de cada bosque. Los bosques estudiados por Pérez-Ramírez et al. (2013) no han sido alterados durante 25 años, mientras que los bosques *A. religiosa* 1 y 2 incluidos en este estudio, tienen más de 75 años sin ser sometidos a algún tipo de manejo

forestal ni tienen algún registro de tala ilegal durante este tiempo (Mendoza-Ponce y Galicia, 2010; Regil-García et al., 2013). De tal forma, una acumulación prolongada de materia orgánica estaría asociada a los valores tan altos de C del suelo en estos bosques (Chen et al., 2013).

Además, es de suma importancia considerar que los Andosoles, tipo de suelo presente en los bosques de este estudio, se caracterizan por tener un alto contenido de C orgánico del suelo, con un promedio global que asciende a los 310 Mg C ha⁻¹ (Galicia et al., 2016). El alto contenido de C en los Andosoles se explica por su origen volcánico, pues este favorece la formación de componentes de bajo orden estructural (ej. Alofano, imogolita y complejos Al-humus) que resultan en una alta capacidad de estabilización de C orgánico vía la interacción de estos complejos órgano-minerales (Galicia et al., 2016; Kögel-Knabner y Amelung, 2021).

Por otra parte, la mayor acumulación de C orgánico del suelo en estos bosques ocurre en los primeros 30 cm de profundidad (41%), esto es comparable con el valor global reportado por Jobbágy y Jackson, (2000) en bosques de coníferas (47% en los primeros 20 cm de profundidad). Cabe destacar que en promedio estos bosques almacenan 38% del C orgánico en la profundidad de 50 a 100 cm, dichos valores están escasamente reportados en la literatura pues la mayoría de estudios de esta índole considera las reservas de C orgánico del suelo en profundidades de 5 a 40 cm (Pérez-Ramírez et al., 2013). Sin embargo, a partir de este estudio, se sugiere considerar un perfil de suelo de al menos un metro de profundidad para cuantificar las reservas de C orgánico en suelos profundos con el fin de evitar la subestimación de dichas reservas.

6.4 Efecto del manejo forestal y la especie sobre el reservorio de C orgánico del suelo

Además de los diversos factores mencionados anteriormente. Se encontró una relación positiva entre la biomasa aérea y las reservas de C orgánico del suelo, lo que significa que la biomasa aérea explica parcialmente las reservas de C del suelo al existir una entrada de C orgánico en el suelo por la descomposición de la biomasa aérea (Lal, 2017). Debido a esto,

los bosques dominados por especies más productivas —reflejado en su mayor biomasa— presentan mayores reservas de C del suelo (Jones et al., 2019). Por ejemplo, Li et al. (2010) encontraron una relación positiva entre la biomasa aérea y el contenido de C del suelo de bosques templados montañosos en Japón. Así mismo, Jevon y colaboradores (2019) describieron dicha relación en un bosque templado con aprovechamiento en New Hampshire, Estados Unidos.

En congruencia con lo mencionado anteriormente, los bosques de *A. religiosa* 1 y 2 presentan las mayores reservas de C orgánico del suelo debido, junto con otros factores, a la mayor biomasa que presenta la especie respecto a *P. pseudostrobus*. Es importante considerar que aunque ambas especies cohabitan naturalmente en los bosques estudiados, el manejo forestal podría afectar la composición específica de los bosques en un futuro, pues los ejidatarios podrían favorecer la producción de *P. pseudostrobus* por el mayor valor comercial que representa el género *Pinus* (Regil-García et al., 2013; Regil-García et al., 2020). Aunado a esto, los porcentajes de *A. religiosa* se vuelven importantes pues se ha demostrado que la especie dominante en un bosque determina la cantidad de biomasa y en consecuencia el potencial de almacén de C orgánico (Borah et al., 2015).

Por otra parte, el cambio de uso de suelo, los disturbios naturales y el manejo forestal, tienen un rol importante en los ecosistemas forestales pues alteran la dinámica de carbono en estos (Zheng et al., 2011; Sleeter et al., 2018) lo que resulta en pérdidas de C orgánico en las reservas forestales y un consecuente aumento de la concentración de CO₂ a través del tiempo (Sleeter et al., 2018).

En este sentido, es de gran importancia considerar el tiempo que tomará para que los efectos en las reservas de C orgánico del suelo por el manejo forestal puedan ser observables. Se ha documentado que los cambios en las reservas de C orgánico del suelo por manejo forestal son graduales y pueden tomar desde décadas hasta siglos (Achat et al., 2015; James and Harrison, 2016; Dean et al., 2017; Mayer et al., 2020). Con base en lo anterior, en los bosques *A. religiosa-P. pseudostrobus* 1 y 2 aún no se podría tener una conclusión sobre el efecto del manejo forestal en las reservas de C orgánico del suelo, pues

el manejo forestal en estos bosques inició a partir del 2013, posterior a la recategorización del ANP (SEMARNAT, 2016).

Sin embargo, es importante realizar estudios a largo plazo (>20 años) en bosques manejados y conservados del APFF Nevado de Toluca para documentar los cambios en el reservorio de C orgánico del suelo, que puede afectarse por la cantidad y calidad de las entradas de C (a través de la materia orgánica en descomposición) que se ven reducidas al remover árboles, ramas y hojas durante el manejo forestal (Clarke et al., 2015).

También se ha documentado una variación en las pérdidas de C del suelo por la intensidad de manejo y la remoción de materia orgánica (Mayer et al., 2020). En este sentido, un plan de manejo forestal que busque aumentar la captura de C es posible implementando medidas como: dejar restos de ramas, acículas y hojas en el lugar de corta distribuidos de manera heterogénea (no en cúmulos), evitar el daño físico al suelo como compactación y erosión, promover el manejo forestal selectivo de baja intensidad (remoción de volumen o tallos $\leq 33\%$) y contemplar los factores ambientales locales al momento de la elección del tipo de manejo forestal (Clarke et al., 2015; Mayer et al., 2020).

6.5 Factores que afectan la respiración del suelo

La relación positiva entre la respiración y el almacén de C orgánico del suelo da indicios sobre cómo sucede la dinámica del C en estos bosques (Jandl et al., 2007). Los valores de respiración obtenidos en este estudio muestran que los bosques conservados, con porcentajes de *Abies religiosa* ($\geq 95\%$), también presentan valores de respiración del suelo más altos. *A. religiosa* 1 y 2 emiten en promedio $\sim 40\%$ ($0.68 \pm 0.13 \text{ kg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$) más que *A. religiosa*-*P. pseudostrobus* 1 y 2. Teniendo en consideración lo anterior y la relación positiva obtenida entre la respiración del suelo y el contenido de C orgánico, los mayores valores de respiración en los bosques de *A. religiosa* 1 y 2 se pueden explicar, parcialmente, por las mayores reservas de C orgánico del suelo que poseen. Esto debido a que la materia orgánica incorporada al suelo funciona como sustrato para los microorganismos que realizan la descomposición (Wang et al., 2006). Por lo que un contenido de C más alto

propiciará la respiración de los microorganismos dada la mayor disponibilidad de sustrato para metabolizar (Chemidlin et al., 2010). Es importante destacar que la relación mencionada fue significativa para los primeros centímetros de suelo (0 - 30 cm), pero no a mayor profundidad (30 - 50 cm). Esto sucede por la mayor concentración y actividad de la biomasa microbiana en los primeros centímetros del suelo como resultado de la mayor cantidad de C orgánico disponible en dicha profundidad (Nitsch et al., 2018).

Adicionalmente, la respiración heterotrófica está influenciada principalmente por la temperatura del suelo, humedad, la comunidad microbiana y la microfauna (Hanson et al., 2000; Yan et al., 2015; Wang et al., 2020). Por lo que factores como la concentración, composición y actividad de la biomasa microbiana influyen de mayor manera en la respiración del suelo (Cruz-Flores y Etchevers-Barra, 2011; Vesterdal et al., 2013; Nitsch et al., 2018) que la entrada de C orgánico al suelo que representa *A. religiosa*. Aunado a esto, se ha reportado una mayor concentración de biomasa microbiana en bosques templados de México con dominancia del género *Abies* (Cruz-Flores y Etchevers-Barra, 2011). Sin embargo, existen pocos estudios que relacionen la composición específica con la respiración del suelo por lo que es necesario entender más a fondo dicha relación.

Por otro lado, el estado de conservación del bosque afecta indirectamente la respiración del suelo pues provoca una alteración en diversas propiedades del suelo. (Chemidlin et al., 2010). Por lo que el manejo forestal en los bosques de *A. religiosa*-*P. pseudostrobus* 1 y 2 podría estar afectando la temperatura y disponibilidad de agua en el suelo debido a la menor cantidad de vegetación, producto de la reducción de ésta por manejo, lo que resultaría en una disminución de la tasa de descomposición por parte de los microorganismos (Wu et al., 2020). Por último, un factor importante a considerar es la cantidad de madera caída en los bosques conservados (*A. religiosa* 1 y 2) que al ser tan alta podría estar significando un aumento temporal en la respiración del suelo (Moghimian et al., 2017).

6.6 Reservas de C orgánico ante el cambio climático

Las alteraciones al sistema climático global provocadas por los seres humanos han cobrado gran importancia durante las últimas décadas llevando a varias organizaciones internacionales a buscar estrategias para aminorar los efectos de dicho fenómeno. Se ha puesto particular atención en las estrategias que proponen disminuir las emisiones de CO₂ a la atmósfera. En este sentido, la conservación y manejo sustentable de ecosistemas forestales cobra alta importancia.

Los reservorios de C en los bosques templados de México han sido poco estudiados, resultando en escasez de información sobre el potencial de almacenamiento de C y por tanto mitigación de CO₂ a la atmósfera. Los datos sobre reservas de C encontrados en el inventario forestal Nacional (Inventario Nacional Forestal y de Suelos, 2019) no contempla el C del suelo, subestimando así los reservorios reales de C de los bosques (Santini et al., 2019). Por ejemplo, si en este estudio no se contemplaran las reservas de C orgánico del suelo, se perdería 55% del almacén total de C del ecosistema.

Por otro lado, a través de la conservación de 1 ha de bosque, podrían evitarse emisiones de 725 - 1,671 Mg CO₂ ha⁻¹ equivalentes a la energía usada por 84 hogares por un año y 3,869 barriles de petróleo consumidos (Santini et al., 2019; EPA, 2020). Además, contemplando el valor monetario de CO₂ para México (USD 3), las comunidades locales podrían obtener ganancias de USD 2,175 – 5,013 por cada hectárea de bosque que se incluya en mercados voluntarios de carbono para la conservación forestal. Dichos incentivos monetarios servirían para promover la conservación del bosque por parte de los ejidos (World Bank Group, 2020).

Es de gran importancia que se realicen estudios que contemplen las reservas de C orgánico del suelo y no sólo las encontradas en la biomasa aérea, además de cuantificar el C orgánico del suelo en profundidades mayores, tal como se realizó en este estudio. Considerar los factores mencionados ayudará en la implementación de estrategias contra el cambio climático antrópico que sean adecuadas y con suficiente información.

VII. Conclusiones

Los bosques de este estudio presentan reservas de C totales de 633 - 669 Mg C ha⁻¹ en los bosques de *Abies religiosa* conservados y 360 - 414 Mg C ha⁻¹ en bosques de *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrobus* con manejo forestal, teniendo entre sí un 41% de diferencia en las reservas de C. Las diferencias son resultado, en parte, de la mayor biomasa en los árboles de *A. religiosa*.

Por otra parte, en estos bosques, el 55% del C almacenado en el ecosistema se encuentra en el suelo, por lo que, en suelos profundos, es de gran importancia considerar perfiles de suelo de al menos 1 m de profundidad para cuantificar dichas reservas de C orgánico. En suelos someros, cuantificar el carbono a una profundidad de roca madre es importante para no subestimar los reservorios de C en los bosques y así realizar la adecuada realización de planes de mitigación de emisiones de CO₂.

Respecto a la respiración del suelo, se encontró una relación positiva entre la respiración heterotrófica del suelo y el contenido de C orgánico. En este sentido, los bosques de *Abies religiosa* presentan 40% (0.68 ± 0.13) kg CO₂ m⁻² hr⁻¹ más que los bosques de *Abies religiosa* y *Pinus pseudostrobus* (0.41 ± 0.06 kg CO₂ m⁻² hr⁻¹). Las diferencias se explican a partir del mayor contenido de C orgánico en suelos de *A. religiosa* respecto a los bosques con ambas especies, pues el C orgánico es el sustrato para los microorganismos heterótrofos que realizan la respiración. También, es necesario contemplar la respiración del suelo en los inventarios forestales y de gases de efecto invernadero nacionales para tener conocimiento de los ecosistemas que fungen como sumideros o fuentes de C.

Por último, realizar estudios que contemplen de manera amplia la dinámica del C en los bosques de México es de suma importancia, pues será un gran aporte para la correcta implementación de planes de manejo forestal sustentable y sobre todo aportarán información indispensable para los planes de mitigación de CO₂ ante el cambio climático global.

VIII. Anexos

Tabla A1. Reservas de C orgánico (Mg C ha⁻¹) en los bosques estudiados dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, Estado de México, México. Los valores son los promedios ± error estándar. Las etras iguales indican grupos homogéneos (p < 0.05).

Reserva de C orgánico (Mg C ha ⁻¹)						
Hábitat	Biomasa aérea (árboles)	Estrato herbáceo	Mantillo	Madera caída	Biomasa subterránea	Suelo
<i>A. religiosa</i> 1	133 ± 25 ^{ab}	0.26 ± 0.06 ^a	11 ± 1.4 ^a	68 ± 21 ^{ab}	25 ± 4.3 ^{ab}	397 ± 51 ^a
<i>A. religiosa</i> 2	215 ± 42 ^a	0.13 ± 0.05 ^a	8 ± 1.5 ^a	110 ± 60 ^a	38 ± 6.8 ^a	297 ± 53 ^{ac}
<i>A. religiosa</i> - <i>P. pseudostrabus</i> 1	104 ± 8 ^b	0.22 ± 0.14 ^a	6 ± 0.9 ^a	15 ± 7.6 ^b	20 ± 1.4 ^b	215 ± 21 ^b
<i>A. religiosa</i> - <i>P. pseudostrabus</i> 2	127 ± 10.7 ^b	0.03 ± 0.01 ^a	7 ± 1.4 ^a	24 ± 12.7 ^b	24 ± 1.8 ^{ab}	232 ± 21 ^{bc}

Tabla A2. Resultados de la prueba estadística ANOVA de dos vías para los reservorios de carbono del componente aéreo (biomasa aérea, piso forestal y madera caída) y los reservorios de carbono subterráneo (biomasa subterránea y C orgánico del suelo) en los bosques estudiados dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, Estado de México, México.

Fuente de variación	F (gl entre grupos, gl dentro de grupos)	p
Reservorio de C aéreo		
Hábitat	F (3, 80) = 4.858	0.0037
Reservorio de C	F (3, 80) = 41.16	<0.0001
Interacción	F (9, 80) = 1.713	0.0995
Reservorio de C subterráneo		
Hábitat	F (3, 99) = 7.973	<0.0001
Reservorio de C	F (4, 99) = 19.38	<0.0001
Interacción	F (12, 99) = 1.042	0.4173

Tabla A3. Resultados de la prueba estadística de Tukey para la comparación de los reservorios de C en el componente aéreo para cada hábitat.

Fuente de variación	Estadístico	p
Biomasa aérea		
<i>A. religiosa</i> 1 / <i>A. religiosa</i> 2	3.998	0.0297
<i>A. religiosa</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 1	1.384	0.7622
<i>A religiosa</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	0.2764	0.9973
<i>A. religiosa</i> 2 / <i>P. pseudostrobus</i> 1	5.381	0.0015
<i>A. religiosa</i> 2 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	4.274	0.0174
<i>P. pseudostrobus</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	1.107	0.8620
Mantillo		
<i>A. religiosa</i> 1 / <i>A. religiosa</i> 2	0.1366	0.997
<i>A. religiosa</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 1	0.2036	0.9989
<i>A religiosa</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	0.1863	0.9992
<i>A. religiosa</i> 2 / <i>P. pseudostrobus</i> 1	0.0670	>0.9999
<i>A. religiosa</i> 2 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	0.0497	>0.9999
<i>P. pseudostrobus</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	0.0173	>0.9999
Herbácea		
<i>A. religiosa</i> 1 / <i>A. religiosa</i> 2	0.0066	>0.9999
<i>A. religiosa</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 1	0.0022	>0.9999
<i>A religiosa</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	0.0114	>0.9999
<i>A. religiosa</i> 2 / <i>P. pseudostrobus</i> 1	0.0044	>0.9999
<i>A. religiosa</i> 2 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	0.0048	>0.9999
<i>P. pseudostrobus</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	0.0092	>0.9999
Madera caída		
<i>A. religiosa</i> 1 / <i>A. religiosa</i> 2	2.023	0.4841
<i>A. religiosa</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 1	2.570	0.2728
<i>A religiosa</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	2.101	0.4509
<i>A. religiosa</i> 2 / <i>P. pseudostrobus</i> 1	4.594	0.0090
<i>A. religiosa</i> 2 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	4.124	0.0233
<i>P. pseudostrobus</i> 1 / <i>P. pseudostrobus</i> 2	0.4695	0.9873

Tabla A4. Reservorio de C del componente aéreo (Mg C ha^{-1}), conformado por la biomasa de árboles, estrato herbáceo, mantillo y madera caída en los bosques estudiados dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, Estado de México, México. Los valores son los promedios \pm error estándar. Las letras iguales indican grupos homogéneos ($p < 0.05$).

Hábitat	Reservorio del componente aéreo (Mg C ha^{-1})
<i>A. religiosa</i> 1	211 \pm 47 ^{ab}
<i>A. religiosa</i> 2	333 \pm 104 ^a
<i>A. religiosa</i> - <i>P. pseudostrobus</i> 1	125 \pm 17 ^b
<i>A. religiosa</i> - <i>P. pseudostrobus</i> 2	158 \pm 25 ^b

Tabla A5. Reservas de C orgánico total (Mg C ha^{-1}) en los bosques estudiados dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, Estado de México, México. Los valores son los promedios \pm error estándar. Las letras indican grupos homogéneos ($p < 0.05$).

Hábitat	Reserva de C orgánico (Mg C ha^{-1})
<i>A. religiosa</i> 1	633 \pm 103 ^{ab}
<i>A. religiosa</i> 2	669 \pm 163 ^a
<i>A. religiosa</i> - <i>P. pseudostrobus</i> 1	360 \pm 39 ^b
<i>A. religiosa</i> - <i>P. pseudostrobus</i> 2	414 \pm 47 ^b

Tabla A6. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de un factor para la comparación de reservorios de carbono en cada hábitat.

Fuente de variación	F (gl entre grupos, gl dentro de grupos)	p
Reservorio de C en la biomasa aérea	F (3, 20) = 3.656	0.0300
Reservorio de C en el mantillo	F (3, 20) = 2.087	0.1341
Reservorio de C en el estrato herbáceo	F (3, 20) = 1.591	0.2228
Reservorio de C en la madera caída	F (3, 20) = 1.795	0.1806
Reservorio de C en la biomasa subterránea	F (3, 20) = 3.806	0.0262
Reservorio de C en el suelo	F (3, 20) = 4.337	0.0165

Tabla A7. Resultados de la prueba estadística ANOVA de dos vías para la densidad de C orgánico del suelo ($\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$).

Fuente de variación	F (gl entre grupos, gl dentro de grupos)	p
Densidad de C orgánico del suelo		
Hábitat	F (3, 79) = 14.62	<0.0001
Profundidad	F (3, 79) = 15.35	<0.0001
Interacción	F (9, 79) = 1.271	0.2661

IX. Referencias

- Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., Augusto, L. (2015). Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Sci. Rep.* 5 , p. 15991
- Acosta-Mireles, A., Carrillo-Anzures, F., Lavariega, M.D., (2008). Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl Et Cham. *Terra Latinoamericana* 27, 105–114.
- Acosta-Míreles, M., Vargas-Hernández, A., Velázquez- Martínez, A. and Etchevers-Barra, J. (2002) Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de las relaciones alométricas en seis especies arbóreas en Oaxaca, México. *Agrociencia.* 36, 725–736.
- Adame, M.F., Kauffman, J.B., Medina, I., Gamboa, J.N., Torres, O., Caamal, J.P., Reza, M., and Herrera-Silveira, J.A. (2013). Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8, e56569.
- Aguirre, O., y Jiménez, J. (2011). Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Rev. Mex. Cien. For.* 2, 73-84.
- Aldrete, A. (2003). Species description *Pinus montezumae* Lamb. En Vozzo, J.A. (Ed.) *The Tropical Tree Seed Manual.* Washington DC, US.A.: USDA Forest Service.
- Avendaño, D.M., Mireles, M.A., Anzures, F.C., and Barra, E. (2009). Estimación de biomasa y carbono en un bosque de *Abies religiosa* . *Fitotec. Mex.* 32, 233-238.
- Ayala, R., De Jong, B., y Ramírez, H. (2002). Ecuaciones para estimar biomasa en la meseta central de chiapas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente.* 7, 153-157.
- Batjes, N. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47. 151–163.
- Blanco G., Gerlagh, S., Suh, J., Barrett, H., de Coninck, C., Diaz Morejon, R., Mathur, N., Nakicenovic, A., Ofosu Ahenkora, J., Pan, H., Pathak, J., Rice, R., Richels, S., Smith, D., Stern, F., Toth, and P. Zhou. (2014) Drivers, Trends and Mitigation. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Borah, M., Das, D., Kalita, J., Deka Boruah, H.P., Phukan, B., and Neog, B. (2015). Tree species composition, biomass and carbon stocks in two tropical forest of Assam. *Biomass Bioenergy.* 78, 25–35.
- Buchmann, N. (2000). Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in *Picea abies* stands. *Soil Biology & Biochemistry.* 32, 1625-1635.
- Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H., and Baumgardner, G.A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia.* 111, 1–11.

- Chave, J., Muller-Landau, H.C., Baker, T.R., Easdale, T.A., ter Steege, H., Webb, C. (2006). Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. *Ecological Applications*. 16, 2356 – 2367.
- Cheng, X.Q., Kang, F.F., Han, H.R., Liu, H.W., Zhang, Y.L. (2015). Effect of thinning on partitioned soil respiration in a young *Pinus tabulaeformis* plantation during growing season. *Agr. For. Meteorol.* 214, 473–482.
- Chen, G., Yang, Z., Gao, R., Xie, J., Guo, J., Huang, Z., and Yang, Y. (2013). Carbon storage in a chronosequence of Chinese fir plantations in southern China. *For. Ecol. Manag.* 300, 68–76.
- CONABIO. (2008). *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México
- Covington, W.W. (1981). Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology*. 62, 41–48.
- Cruz.Flores, G., y Etchevers.Barra, J. (2011). Contenidos de carbono orgánico de suelos someros en pinares y abetales de áreas protegidas de México. *Agrociencia*. 45, 849-862.
- Davidson, EA., Belk, E. y Boone, RD. (1998). Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*. 4, 217–227.
- Dean, C., Kirkpatrick, J.B., Friedland, A.J. (2017). Conventional intensive logging promotes loss of organic carbon from the mineral soil. *Glob. Change Biol.* 23, 1-11
- De Deyn, G. B., Cornelissen, J. H. C., and Bardgett, R. D. (2008). Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecol. Lett.* 11, 516–531.
- De Jong, B. H., Cairns, M. A., Haggerty, P. K., Ramírez-Marcial, N., Ochoa-Gaona, S., Mendoza-Vega, J., et al. (1999). Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in Central Highlands of Chiapas, Mexico. *Environ. Manag.* 23, 373–385.
- FAO. (2001). *Lecture notes on the major soils of the world*, by P. Driessen, J. Deckers, O. Spaargaren & F. Nachtergaele, eds. *World Soil Resources Report No. 94*. Rome.
- FAO. (2020). *Soil testing methods – Global Soil Doctors Programme – A farmer-to-farmer training programme*. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca2796en>
- Farjon, A. (1990). *Pinaceae Drawings and descriptions of the genera: Abies, Cedrus, Pseudolarix, Keteleeria, Nothotsuga, Tsuga, Cathya, Pseudotsuga, Larix and Picea*. Königstein: Koeltz Scientific Books.
- Galicia, L., Gamboa, A., Cram, S., Chávez, B., Peña, V., Saynes, V., Siebe, C. (2016). Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana*. 34, 1-29.
- Gruba, P., and Socha, J. (2019). Exploring the effects of dominant forest tree species, soil texture, altitude, and pH_{H2O} on soil carbon stocks using generalized additive models. *For. Ecol. Manag.* 447, 105–114.
- Guo, L. B., and Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. *Glob. Change Biol.* 8, 345–360.

- Hanson, P.J., Edwards, N.T., Garten, C.T., Andrews, J.A., (2000). Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry*. 48, 115–146.
- Hopkins, F., Gonzalez-Meler, M.A., Flower, C.E., Lynch, D.J., Czimczik, C., Tang, J.W., Subke, J.A., (2013). Ecosystem-level controls on root-rhizosphere respiration. *New Phytol.* 199: 339–351.
- Hu, R., Kusa, K., Hatano, R., (2001). Soil respiration and methane flux in adjacent forest, grassland, and cornfield soils in Hokkaido, Japan. *Soil Sci. Plant Nutrit.* 47, 621–627.
- Inventario Nacional Forestal y de Suelos. (2018). Informe de resultados 2009-2014. Comisión Nacional Forestal, México.
- IPCC (2014). Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. Ginebra, Suiza, 157 págs.
- James, J., Harrison, R. (2016). The effect of harvest on forest soil carbon: A meta-analysis. *Forests*. 7, p. 308
- Janssens, I.A., Dieleman, W., Luysaert, S., Subke, J.-A., Reichstein, M., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Grace, J., Matteucci, G., et al. (2010). Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nat. Geosci.* 3, 315–322.
- Jeong, S., Eom, J., Park, J., Lee, J., and Lee, S. (2018). Characteristics of accumulated soil carbon and soil respiration in temperate deciduous forest and alpine pastureland. *Journal of Ecology and Environment*. 42, 1-10.
- Jeyanny, V., Husni, M., Rasidah, K.W., Kumar, B.S., Arifin, A., and Hisham, M.K. (2014). Carbon stocks in different carbon pools of a tropical lowland forest and a montane forest with varying topography. *J. Trop. For. Sci.* 26, 560–571.
- Johnson, D.W., and Curtis, P.S. (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: meta-analysis. *For. Ecol. Manag.* 140, 227–238.
- Jones, I.L., DeWalt, S.J., Lopez, O.R., Bunnefeld, L., Pattison, Z., and Dent, D.H. (2019). Above- and belowground carbon stocks are decoupled in secondary tropical forests and are positively related to forest age and soil nutrients respectively. *Sci. Total Environ.* 697, 133987.
- Kim, D., Vargas, R., Bond-Lamberty, B., and Turetsky, M. (2012). Effects of soil rewetting and thawing on soil gas fluxes: a review of current literature and suggestions for future research. *Biogeosciences* 9, 2459–2483.
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Phil. Trans. R. Soc. B* 363, 815–830.
- Lal, R. (2017). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Glob Change Biol.* 1-17.
- Lal, R., and Lorenz, K. (2012). Carbon Sequestration in Temperate Forests. In: *Recarbonization of the Biosphere*, R. Lal, K. Lorenz, R.F. Hüttl, B.U. Schneider, and J. von Braun, eds. (Dordrecht: Springer Netherlands), pp. 187–201.
- Law, B., Ryan, M., and Anthoni, P. (1999) Seasonal and annual respiration of a ponderosa pine ecosystem. *Global Change Biology*. 5, 169–182.

- Li, P., Wang, Q., Endo, T., Zhao, X., Kakubari, Y. (2010). Soil organic carbon stock is closely related to aboveground vegetation properties in cold-temperate mountainous forests. *Geoderma*. 154, 407 – 415.
- López, J. (2003). Species description *Pinus pseudostrobus* Lindl. En Vozzo, J.A. (Ed.) *The Tropical Tree Seed Manual*. Washington DC, US.A.: USDA Forest Service.
- Mancini, H., Cardoso, I., Bianchi, F., da Cruz, A., Jamme, D., Peña-Claros, M. (2020). Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*. 457, 117696.
- Mayer, M., Prescott, C., Abaker, W., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, Klaus., Laclau, J-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J., Vanguelova, E., Vesterdal, L. (2020), Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*. 466, 118127.
- Mendoza-Ponce, A., and Galicia, L. (2010). Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry*. 83, 497–506.
- Moghimian, N., Gholamali, S., Kooch, Y., and Rey, A. (2017). Downed logs improve soil properties in old-growth temperate forests of Northern Iran. *Pedosphere*.10.1016/S1002-0160(17)60424-7.
- Nitsch, P., Kaupenjohann, M., and Wulf, M. (2018). Forest continuity, soil depth and tree species are important parameters for SOC stocks in an old forest (Templiner Buchheide, northeast Germany). *Geoderma*. 310, 65–76.
- Olson, DM., and Dinerstein, E. (2002). The global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 89, 199 –224.
- Ordóñez, J.A.B., De Jong, B.H.J., García-Oliva, F., Aviña, F.L., Pérez, J.V., Guerrero, G., Martínez, R., and Masera, O. (2008). Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. *For. Ecol. Manag.* 255, 2074–2084
- Pan, Y., Birdsey, A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P., Kurz, W., Phillips, O., Shvidenko, A., Lewis, S., Canadell, J., Ciais, P., Jackson, R., Pacala, S., McGuire, D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D. (2011). *Science*. 333, 988-993.
- Pearson, T.R.H., Brown, S.L., and Birdsey, R.A. (2007). *Measurement guidelines for the sequestration of forest carbon* (Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station).
- Pérez-Ramírez, S., Ramírez, I., Jaramillo-López, P., and Bautista, F. (2013). Soil organic carbon content under different forest conditions: Monarch butterfly biosphere reserve, Mexico. *RCHSCFA*, 157-173.
- Perry, J.P. (1991). *The pines of Mexico and Central America*. Portland, OR: Timber Press.
- Peters, G.P., Le Quéré, C., Andrew, R.M., Canadell, J.G., Friedlingstein, P., Ilyina, T., Jackson, R.B., Joos, F., Korsbakken, J.I., McKinley, G.A., et al. (2017). Towards real-time verification of CO₂ emissions. *Nat. Clim. Change*. 7, 848–850.
- Pose, W., and Kwon, K. (2000). Soil carbon sequestration and land use change. *Global Change Biology*. 6, 317-327.

- Powlson, D., Stirling, C., Thierfelder, C., White, R., and Jat, M. (2016). Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 220, 164–174.
- Regil-García, H., Franco-Maass, S., Endara-Agramont, Angel., Flamenco-Sandoval, A., Espinoza-Maya, A., Calderón-Contreras, R., & Pérez-Vega, B. (2020). Procesos de pérdida y recuperación del contenido de carbono en biomasa aérea en las zonas forestales del área de protección de flora y fauna Nevado de Toluca en el periodo 2000-2013. *Revista Geográfica de América Central*. 64, 181-211.
- Regil-García, H., Franco-Maass, S., Ordóñez-Díaz, J., Nava-Bernal, G., & Mallén-Rivera, C. (2014). Procesos de deforestación y reducción de densidad del arbolado del parque nacional nevado de Toluca. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 5(23), 42-63.
- Saiz, G., Black, K., Lopez, S., Farrel, E. (2007). Assessment of soil CO₂ efflux and its components using a process-based model in a young temperate forest site. *Geoderma*. 139, 79–89.
- Santini, N., Adame, M.F., Nolan, R.H., Miquelajauregui, Y., Piñero, D., Mastretta-Yanes, A., Cuervo-Robayo A.P., Eamus, D. (2019). Storage of organic carbon in the soils of Mexican temperate forests. *Forest Ecology and Management*. 446: 115 – 125.
- Santini, N.S., Villarruel-Arroyo, A., Adame, M.F., Lovelock, C.E., Nolan, R.H., Gálvez-Reyes, N., González, E.J., Olivares-Resendiz, B., Mastretta-Yanes, A., and Piñero, D. (2020) Organic Carbon Stocks of Mexican Montane Habitats: Variation Among Vegetation Types and Land-Use. *Front. Environ. Sci.* 8:581476. doi: 10.3389/fenvs.2020.581476
- Saynes, V., Etchevers, J.D., Galicia, L., Hidalgo, C., and Campo, J. (2012). Soil carbon dynamics in high-elevation temperate forests of Oaxaca (Mexico): thinning and rainfall effects. *Bosque Valdivia*. 33, 01–02.
- SEMARNAT. (2016). Plan de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Ussiri, D.A.N., and Lal, R. (2017). *Carbon Sequestration for Climate Change Mitigation and Adaptation* (Cham: Springer International Publishing).
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B.D., and Gundersen, P. (2013). Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *For. Ecol. Manag.* 309, 4–18.
- Wang, C., Yang, J., and Zhang, Q. (2006). Soil respiration in six temperate forests in China. *Glob. Change Biol.* 12, 2103–2114.
- Wang, Q.K., Zhang, W.D., Sun, T., Chen, L.C., Pang, X.Y., Wang, Y.P., Xiao, F.M., (2017). N and P fertilization reduced soil autotrophic and heterotrophic respiration in a young *Cunninghamia lanceolata* forest. *Agr. For. Meteorol.* 232, 66–73.
- World Bank Group. 2020. *State and Trends of Carbon Pricing 2019*. Washington, DC: World Bank. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/31755> License: CC BY 3.0 IGO

- Yan, M.F., Guo, N., Ren, H.R., Zhang, X.S., Zhou, G.S. (2015). Autotrophic and heterotrophic respiration of a poplar plantation chronosequence in northwest China. *For. Ecol. Manag.* 337, 119–125
- Zhao, Z., C. Peng, Q. Yang, F.-R. Meng, X. Song, S. Chen, T. E. Epule, P. Li, and Q. Zhu (2017). Model prediction of biome-specific global soil respiration from 1960 to 2012. *Earth's Future.* 5, 715–729,
- Zou, J., Tobin, B., Luo, Y., and Osborne, B. (2018). Response of soil respiration and its components to experimental warming and water addition in a temperate Sitka spruce forest ecosystem. *Agric. For. Meteorol.* 260–261, 204–215.