



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

DOCTORADO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS

TESIS DOCTORAL

**EFFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES TEMPLADOS SOBRE LAS  
PROPIEDADES FÍSICO-HIDROLÓGICAS DEL SUELO EN EL ESTADO DE  
HIDALGO**

Para obtener el grado de  
Doctor en Ciencias Agropecuarias

PRESENTA

M.C. Josué Fabián Pérez Hernández

Director

Dr. Ramón Razo Zárate

Codirector

Dr. Rodrigo Rodríguez Laguna

Tulancingo de Bravo, Hgo., México., junio de 2024



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

DOCTORADO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS

TESIS DOCTORAL

**EFFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES TEMPLADOS SOBRE LAS  
PROPIEDADES FÍSICO-HIDROLÓGICAS DEL SUELO EN EL ESTADO DE  
HIDALGO**

Para obtener el grado de  
Doctor en Ciencias Agropecuarias

PRESENTA

M.C. Josué Fabián Pérez Hernández

Director

Dr. Ramón Razo Zárate

Codirector

Dr. Rodrigo Rodríguez Laguna

Asesores

Dra. Ingrid Arcega Santillán

Dr. Juan Capulín Grande

Tulancingo de Bravo, Hgo., México., junio de 2024

07/ junio / 2024  
Asunto: Autorización de impresión

**Mtra. Ojuky del Rocío Islas Maldonado**  
**Directora de Administración Escolar**  
**Presente.**

El Comité Tutorial del **PROYECTO TERMINAL O TESIS** del programa educativo de posgrado titulado **“EFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES TEMPLADOS SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICO-HIDROLÓGICAS DEL SUELO EN EL ESTADO DE HIDALGO”**, realizado por el sustentante **JOSUÉ FABIÁN PÉREZ HERNÁNDEZ** con **164544** perteneciente al programa de **DOCTORADO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS**, una vez que ha revisado, analizado y evaluado el documento recepcional de acuerdo a lo estipulado en el Artículo 110 del Reglamento de Estudios de Posgrado, tiene a bien extender la presente:

### **AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN**

Por lo que el sustentante deberá cumplir los requisitos del Reglamento de Estudios de Posgrado y con lo establecido en el proceso de grado vigente.

**Atentamente**  
**“Amor, Orden y Progreso”**  
**Tulancingo de Bravo, Hidalgo a 07 de junio de 2024**

El Comité Tutorial



Dr. Ramón Razo Zárate  
Director



Dr. Rodrigo Rodríguez  
Laguna Codirector



Dr. Juan Capulín Grande  
Comité



Dr. Ingrid Arcega Santillán  
Comité

## **AGRADECIMIENTOS**

*A la Universidad Autónoma del estado de Hidalgo e Instituto de Ciencias Agropecuarias por darme la oportunidad de formarme y continuar con mis estudios de posgrado.*

*Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por otorgarme la beca para el desarrollo de mis estudios.*

*A mis catedráticos del “Doctorado en Ciencias Agropecuarias” por brindarme sus conocimientos y ayudar con mi formación académica.*

*A mi director de tesis el Dr. Ramón Razo Zárate, quien en todo momento me alentó y apoyó en el desarrollo de esta investigación y que, a lo largo del tiempo como estudiante en formación a la fecha, me ha compartido sus conocimientos, valores como ser humano y algo muy valioso para mí que es una amistad valiosa, estimado Dr. y amigo, estoy infinitamente agradecido por todo.*

*A mi codirector de tesis el Dr. Rodrigo Rodríguez Laguna que me ha brindado esas ganas de concluir este proyecto, su apoyo como estudiante en formación y este posgrado, su tiempo para la realización de este documento de investigación, sus conocimientos, valores como persona y una amistad sincera.*

*A mi asesor el Dr. Juan Capulín Grande por su gran apoyo, comentarios y disponibilidad de enseñanza en las técnicas utilizadas en laboratorio, gracias por compartirme ese gran conocimiento.*

*A mi asesora la Dra. Ingrid Arcega Santillán, por brindarme la oportunidad de conocer otros sitios inimaginables dentro de este recurso natural maravillosos como lo es el suelo y el aporte de su conocimiento y disponibilidad durante esta investigación.*

*A la Asociación de Productores Forestales de la Región Zacualtipán - Molango A.C. que la presidía el C. Adrián Jiménez Flores por las facilidades brindadas para el desarrollo de esta investigación y así, como por la amistad brindada en todo momento.*

*A mi hija, mis padres, hermanos, cuñada y sobrinos por alentarme y apoyarme en este proyecto de superación académica.*

*A todas las personas que de manera directa o indirecta me brindaron su apoyo para que este trabajo fuera posible.*

## DEDICATORIA

*A mi hija Alexa Enid por brindarme la dicha de ser su papá, apoyarme siempre y ser el motor que hace que me supere en todo momento, "Te amo mi niña hermosa".*

*A mis padres, Rodrigo Jesús y Bertha por brindarme en todo momento su amor, apoyo, comprensión, la vida y oportunidad de ser su hijo y parte de esta familia tan maravillosa que ambos han forjado.*

*A mis hermanos, Rodrigo y Liz por apoyarme y brindarme ese cariño de hermanos como el menor, les agradezco siempre sus cuidados atentos y formación.*

*A mi Cuñada Tere y mis sobrinos Rodrigo, Renata y Amir, por su amor y cariño que siempre he recibido de ustedes.*

*A mis compañeros y amigos que han estado conmigo.*

## CONTENIDO

RESUMEN GENERAL.....	11
ABSTRACT .....	14
I. INTRODUCCIÓN.....	17
II. OBJETIVO GENERAL .....	20
III. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	20
IV. REFERENCIAS.....	21
CAPÍTULO I.....	25
<b>FRAGMENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN DE DIFERENCIA NORMALIZADA (NDVI) Y SENSORES REMOTOS.....</b>	<b>25</b>
Resumen .....	25
Abstract .....	26
1.1 INTRODUCCIÓN .....	27
1.2 MATERIALES Y MÉTODOS .....	29
1.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	32
1.4 CONCLUSIONES .....	38
1.5 REFERENCIAS .....	39
CAPÍTULO II.....	41
<b>EFFECTO DEL MANEJO FORESTAL EN LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO- HIDROLÓGICAS DEL SUELO EN UN BOSQUE DE CLIMA TEMPLADO .....</b>	<b>41</b>
Resumen .....	41
Abstract .....	42
2.1 INTRODUCCIÓN .....	43
2.2 MATERIALES Y MÉTODOS .....	45
2.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	52

2.4	CONCLUSIONES .....	58
2.5	REFERENCIAS .....	59
CAPITULO III.....		65
ESPECIES FORESTALES CON POTENCIAL DE ENRIZAMIENTO Y ADAPTACIÓN A CONDICIONES ADVERSAS PARA EL CONTROL DE EROSIÓN DEL SUELO: CASO DE ESTUDIO, <i>Populus alba</i> L. ....		65
	Resumen .....	65
	Abstract .....	66
3.1	INTRODUCCIÓN .....	67
3.2	MATERIALES Y MÉTODOS .....	69
3.3	RESULTADOS .....	76
3.4	DISCUSIÓN .....	85
3.5	CONCLUSIONES .....	88
3.6	REFERENCIAS .....	89

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Bandas espectrales de Sentinel-2A (Agencia-Espacial-Europea, 2018) .....	30
<b>Cuadro 2.</b> Rangos espectrales para identificación de usos de suelo. ....	31
<b>Cuadro 3.</b> Uso de Suelo en hectáreas en los años 2016, 2020 y 2024 dentro de la Sierra Alta Hidalguense. ....	32
<b>Cuadro 4.</b> Datos dasométricos de las áreas de estudio.....	47
<b>Cuadro 5.</b> Metodología para la determinación de materia orgánica.....	48
<b>Cuadro 6.</b> Muestra compuesta y métodos de <i>Bouyoucos</i> .....	49
<b>Cuadro 7.</b> Metodología de la bolsa abierta propuesta por USDA.....	50
<b>Cuadro 8.</b> Contenido de materia orgánica y granulometría en el suelo de tres áreas con diferente grado de perturbación en un bosque de clima templado. ....	52
<b>Cuadro 9.</b> Densidad aparente, porosidad y capacidad de infiltración del suelo en tres áreas con diferentes grados de perturbación en un bosque de clima templado .....	53
<b>Cuadro 10.</b> Significancia del diámetro de esquejes, dosis de AIB y la interacción del diámetro de esquejes*dosis de AIB en el número de raíces por esqueje de <i>P. alba</i> en invernadero .....	76
<b>Cuadro 11.</b> Significancia del diámetro de esquejes, dosis de AIB y la interacción del diámetro de esquejes*dosis de AIB en la longitud de raíces por esqueje de <i>P. alba</i> en invernadero .....	77
<b>Cuadro 12.</b> Significancia del diámetro de esquejes, dosis de AIB y la interacción del diámetro de esquejes*dosis de AIB en el diámetro de las raíces generadas por esqueje de <i>P. alba</i> en invernadero.....	79
<b>Cuadro 13.</b> Significancia del diámetro de esquejes, dosis de AIB y la interacción del diámetro de esquejes*dosis de AIB en el número de raíces secundarias generadas por esqueje de <i>P. alba</i> en invernadero .....	81
<b>Cuadro 14.</b> Relación estadística entre las variables de estudio de <i>P. alba</i> en invernadero.....	84



## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Ubicación del área de estudio dentro de la Sierra Alta Hidalguense ....	29
<b>Figura 2.</b> Superficie que presentan las localidades dentro de bosques templados en la Sierra Alta de Hidalgo.....	33
<b>Figura 3.</b> Índices de vegetación de diferencia normalizada de la imagen Sentinel-2A del año 2016.....	34
<b>Figura 4.</b> Índices de vegetación de diferencia normalizada de la imagen Sentinel-2A del año 2020.....	35
<b>Figura 5.</b> Índices de vegetación de diferencia normalizada de la imagen Sentinel-2A del año 2024.....	36
<b>Figura 6.</b> Mapa de ubicación de las áreas de estudio.....	45
<b>Figura 7.</b> Mapa de edafología en relación a las áreas de estudio.....	46
<b>Figura 8.</b> Infiltrómetro de doble anillo .....	51
<b>Figura 9.</b> Comportamiento de infiltración ( $\text{cm}/\text{min}^{-1}$ ) del suelo en el área intervenida hace 18 años .....	55
<b>Figura 10.</b> Comportamiento de infiltración ( $\text{cm}/\text{min}^{-1}$ ) del suelo en el área de conservación.....	56
<b>Figura 11.</b> Comportamiento de infiltración ( $\text{cm}/\text{min}^{-1}$ ) del suelo en el área de reciente intervención .....	56
<b>Figura 12.</b> Colecta de esquejes de la especie de <i>Populus alba</i> L.....	70
<b>Figura 13.</b> Poda del área foliar de la especie de <i>Populus alba</i> L. ....	71
<b>Figura 14.</b> Cámaras de enraizamiento para la propagación asexual de <i>Populus alba</i> L.....	72
<b>Figura 15.</b> Mezcla de sustrato para cámaras de enraizamiento de la especie <i>Populus alba</i> L. ....	72
<b>Figura 16.</b> Aplicación del tratamiento hormonal en los esquejes de la especie de <i>Populus alba</i> L. ....	73
<b>Figura 17.</b> Plantación de esquejes de <i>Populus alba</i> L. ....	74
<b>Figura 18.</b> Número promedio de raíces en diferente diámetro de esqueje en <i>Populus alba</i> en invernadero.....	77
<b>Figura 19.</b> Longitud de raíz por diámetro de esqueje de <i>P. alba</i> en invernadero	78

<b>Figura 20.</b> Longitud de raíz por dosis de AIB en esquejes de <i>P. alba</i> en invernadero .....	79
<b>Figura 21.</b> Diámetro de raíz por diámetro de esqueje de <i>P. alba</i> en invernadero	80
<b>Figura 22.</b> Diámetro de raíz por dosis de AIB en esquejes de <i>P. alba</i> en invernadero .....	81
<b>Figura 23.</b> Número de raíces secundarias por diámetro de esqueje de <i>P. alba</i> en invernadero .....	82
<b>Figura 24.</b> Número de raíces secundarias por dosis de AIB en esquejes de <i>P. alba</i> en invernadero .....	83

## RESUMEN GENERAL

Las actividades antropogénicas con frecuencia producen cambios en el uso del suelo trayendo con ello un alto impacto en los ecosistemas forestales obteniendo procesos de deforestación y fragmentación con diversos efectos negativos en la estructura, función y dinámica de los sistemas ecológicos, deteriorando los servicios ecosistémicos, y disminuyendo la biodiversidad de flora y fauna que nos brindan. Como consecuencia, en nuestro país se estima que tiene de las tasas de deforestación más altas de América Latina, obteniendo que de 1976 a 2002, se registró el 50% de pérdida de vegetación primaria a escala nacional, coincidiendo con el incremento en la superficie de agricultura, pastizales y asentamientos humanos. Es por ello que, en los últimos tiempos se ha reconocido que los bosques suministran bienes y servicios ambientales que contribuyen al desarrollo humano entre ellos destaca la captación de agua de lluvia, que en ocasiones es afectada por el uso no sustentable del recurso forestal cuando se realizan malas prácticas de manejo silvícola. Por lo cual, al integrar el uso del suelo boscoso al manejo forestal se asegura el resguardo y conservación de los recursos forestales, esto puede deberse a realizar impactos temporales o reversibles que por su misma resiliencia del sitio tiende a adaptarse y a desarrollar las condiciones necesarias naturales o inducidas para restaurar la vegetación antes distribuida, así como, restablecer sus características físico-hidrológicas del suelo. Por lo cual, se deben de buscar alternativas de especies forestales con la finalidad de restaurar sitios con degradación vegetal parcial o sin producción alguna. Es por ello, que existen especies que tienen diferentes usos, entre los que destacan los ornamentales, maderables, medicinales, remediación de suelos, cortinas rompe vientos, estabilización de vegetación ribereña, restauración y conservación de suelos, como lo es *Populus alba* que al igual que otras especies forestales presenta características fisiológicas que favorecen la emisión de rebrotes, tendiendo a ser una especie benéfica para la restauración de áreas degradadas. El objetivo general de este trabajo de investigación es evaluar la fragmentación de los bosques templados a través de sensores remotos sobre las propiedades físico-hidrológicas para proponer alternativas de gestión que contribuyan a la disponibilidad

permanente del recurso hídrico. Para el desarrollo de la evaluación se delimitó el área de estudio por medio de un cuadrado de 14 por 14 kilómetros con superficie de 22,500.00 hectáreas en la Sierra Alta Hidalguense. Durante el presente estudio se utilizaron escenas de las imágenes multispectrales del sensor “Sentinel-2A”. El desarrollo del análisis NDVI se realizó mediante el proceso que con mayor frecuencia se utiliza para el monitoreo de la vegetación tomando en cuenta la reflectividad del infrarrojo cercano y rojo, producto de coeficiente de radiación reflejada sobre la radiación entrante en cada banda espectral. Con respecto, a la variable de características físico-hidrológicas se determinó delimitando las áreas de estudio la cuales fueron: área de reciente intervención, intervenida hace 18 años y área de conservación (testigo) en un bosque templado de pino-encino bajo aprovechamiento en el estado de Hidalgo. Las características evaluadas fueron, densidad aparente y porosidad (metodología propuesta por USDA), granulometría (método de Bouyoucos) y pruebas de infiltración con el método de doble anillo. Aunado a lo anterior, se implementó la técnica de propagación vegetativa de *Populus alba* L. de reproducción asexual, consistió en seleccionar tres diferentes rangos de diámetros de esquejes que fueron: **A** de 0.5–1.4 cm, **B** de 1.5–2.4 cm y **C** de 2.5–4.0 cm y la combinación de cinco tratamientos de Ácido Indol-3-Butírico (AIB). Las dosis fueron T0-tratamiento testigo, T1–1500 ppm, T2–3000 ppm, T3–5000 ppm y T4–10000 ppm. El diseño experimental de bloques completos al azar con un arreglo factorial de 3A x 5B con 4 repeticiones y 3 esquejes por unidad experimental con el total de 12 esquejes por tratamiento sumando 180 esquejes en total del experimento. Como resultado se obtuvo, que la tasa de incremento en el uso de suelo de la actividad de pastizal aumentó del 2016 (2,550.6 ha) a 2024 (5,952.2 ha) en un 133% para la alimentación en el desarrollo de la ganadería, los asentamientos humanos en el 2016 ocuparon la superficie 1,072.5 ha, incrementando para el 2020 en un 33.8% además, en el 2024 el incremento en superficie fue de 693.9 ha., la actividad de agricultura tuvo reducción del año 2016 a 2024 del 33.8%. Finalmente, la vegetación forestal de igual manera se ha visto afectada esto a que en el año 2016 tenía la superficie de 12,728.7 ha y se redujo en un -12.2% para el año 2020 manteniendo la reducción ya que, para el 2024 la

superficie fue de 10,712.4 ha. Por lo que se refiere al segundo tema de esta investigación, la densidad aparente fue mayor en el área de reciente intervención ( $0.62 \text{ g cm}^{-3}$ ) y menor en el área de conservación ( $0.32 \text{ g cm}^{-3}$ ). La porosidad en el área conservada superó en 11% al área de reciente intervención (77%). La tasa de infiltración en el área conservada tuvo  $2.641 \text{ cm min}^{-1}$  en comparación con  $0.655 \text{ cm min}^{-1}$  del área intervenida hace 18 años. Así mismo, en el último tema de la presente investigación que refiere a la reproducción asexual de la especie *P. alba* muestran que el número y longitud de raíces por esqueje presenta diferencias significativas ( $P \leq 0.01$ ) entre los diferentes diámetros de los esquejes, y también en la dosis de AIB aplicado encontró diferencias significativas ( $P \leq 0.01$ ) para el número de raíces por esqueje y número de raíces secundarias. Por otro lado, se obtuvo la correlación positiva entre el grosor del esqueje con el número de raíces (0.27497) y también se correlacionó de manera negativa entre la dosis de AIB y el número de raíces secundarias (-0.18553) lo que indica que los esquejes testigo (sin aplicación AIB), tuvieron mayor número de raíces secundarias durante el proceso de enraizamiento de esquejes de *P. alba* en invernadero. Se concluye, que las actividades antropogénicas que se realizan en el área de estudio de la Sierra Alta Hidalguense, han provocado cambios de uso de suelo perjudicando principalmente relictos y masas compactas de cobertura forestal, sin embargo, se observa que es un impacto temporal ya que la porosidad y capacidad de infiltración disminuyen con la ejecución de las actividades de aprovechamiento, situación que se recupera en forma gradual con el establecimiento de los nuevos bosques. Para finalizar, se manifiesta que la especie de *Populus alba* presenta potencial de enraizamiento de esquejes de manera natural en los esquejes con diámetro de 2.5-4.0 cm sin aplicación de AIB por obtener valores superiores en el número, longitud, grosor de raíces y raíces secundarias formadas en el proceso de enraizamiento.

**Palabras clave:** ácido indo-3-butírico, análisis NDVI, densidad aparente, esquejes, fragmentación, granulometría, infiltración, porosidad, raíz, uso de suelo.

## **ABSTRACT**

Anthropogenic activities frequently produce changes in land use, bringing with it a high impact on forest ecosystems, resulting in deforestation and fragmentation processes with diverse negative effects on the structure, function and dynamics of ecological systems, deteriorating ecosystem services, and decreasing the biodiversity of flora and fauna that they provide. As a consequence, it is estimated that our country has one of the highest deforestation rates in Latin America, obtaining that from 1976 to 2002, 50% of primary vegetation loss was registered on a national scale, coinciding with the increase in the surface area of agriculture, pastures and human settlements. For this reason, in recent times it has been recognized that forests provide environmental goods and services that contribute to human development, including rainwater harvesting, which is sometimes affected by the unsustainable use of forest resources when poor silvicultural management practices are carried out. Therefore, by integrating the use of forested land into forest management, the safeguard and conservation of forest resources is ensured. This may be due to temporary or reversible impacts that, due to the resilience of the site, tend to adapt and develop the necessary natural or induced conditions to restore the vegetation previously distributed, as well as to reestablish the physical-hydrological characteristics of the soil. Therefore, alternative forest species should be sought in order to restore sites with partial plant degradation or without any production. For this reason, there are species that have different uses, including ornamental, timber, medicinal, soil remediation, windbreaks, stabilization of riparian vegetation, restoration and soil conservation, such as *Populus alba*, which like other forest species has physiological characteristics that favor the emission of resprouts, tending to be a beneficial species for the restoration of degraded areas. The general objective of this research work is to evaluate the fragmentation of temperate forests through remote sensing on the physical-hydrological properties in order to propose management alternatives that contribute to the permanent availability of water resources. For the development of the evaluation, the study area was delimited by a square of 14 by 14 kilometers with a surface of 22,500.00 hectares in the Sierra Alta Hidalguense. During the present study, scenes from the multispectral images of

the “Sentinel-2A” sensor were used. The development of the NDVI analysis was carried out using the process most frequently used for vegetation monitoring, taking into account the near infrared and red reflectivity product of the reflected radiation coefficient over the incoming radiation in each spectral band. With respect to the physical-hydrological characteristics variable, it was determined by delimiting the study areas, which were: recently intervened area, intervened 18 years ago and conservation area (control) in a temperate pine-oak forest under exploitation in the state of Hidalgo. The characteristics evaluated were bulk density and porosity (methodology proposed by USDA), granulometry (Bouyoucos method) and infiltration tests with the double ring method. In addition to the above, the vegetative propagation technique of *Populus alba* L. of asexual reproduction was implemented, which consisted of selecting three different ranges of cuttings diameters that were: A of 0.5-1.4 cm, B of 1.5-2.4 cm and C of 2.5-4.0 cm and the combination of five treatments of Indole-3-Butyric Acid (IBA). The doses were T0-control treatment, T1-1500 ppm, T2-3000 ppm, T3-5000 ppm and T4-10000 ppm. The experimental design was randomized complete blocks with a factorial arrangement of 3A x 5B with 4 replications and 3 cuttings per experimental unit with a total of 12 cuttings per treatment totaling 180 cuttings in the experiment. As a result, it was obtained that the rate of increase in land use of the pasture activity increased from 2016 (2,550.6 ha) to 2024 (5,952.2 ha) by 133% to feed the development of livestock, human settlements in 2016 occupied 1,072.5 ha, increasing to 33.8% by 2020, in addition, in 2024 the increase in area was 693.9 ha, the agricultural activity had a reduction from 2016 to 2024 of 33.8%. Finally, forest vegetation has also been affected because in 2016 it had an area of 12,728.7 ha and was reduced by -12.2% by 2020, maintaining the reduction since, by 2024 the area was 10,712.4 ha. Regarding the second topic of this research, bulk density was higher in the recently intervened area (0.62 g cm<sup>-3</sup>) and lower in the preserved area (0.32 g cm<sup>-3</sup>). Porosity in the conserved area was 11% higher than in the recently intervened area (77%). The infiltration rate in the conserved area was 2.641 cm min<sup>-1</sup> compared to 0.655 cm min<sup>-1</sup> in the area intervened 18 years ago. Likewise, in the last topic of this research, which refers to the asexual reproduction of the species *P. alba*, the number and

length of roots per cutting showed significant differences ( $P < 0.01$ ) between the different diameters of the cuttings, and also in the dose of AIB applied, significant differences ( $P < 0.01$ ) were found for the number of roots per cutting and the number of secondary roots. On the other hand, a positive correlation was obtained between the thickness of the cuttings and the number of roots (0.27497) and there was also a negative correlation between the dose of AIB and the number of secondary roots (-0.18553), which indicates that the control cuttings (without AIB application) had a greater number of secondary roots during the rooting process of *P. alba* cuttings in the greenhouse. It is concluded that anthropogenic activities carried out in the study area of the Sierra Alta Hidalguense, have caused changes in land use, mainly damaging relicts and compact masses of forest cover, however, it is observed that it is a temporary impact since the porosity and infiltration capacity decrease with the implementation of harvesting activities, a situation that recovers gradually with the establishment of new forests. Finally, it is shown that the *Populus alba* species has potential for rooting cuttings naturally in cuttings with a diameter of 2.5-4.0 cm without the application of AIB because it obtains higher values in the number, length, thickness of roots and secondary roots formed in the rooting process.

**Key words:** indo-3-butyric acid, NDVI analysis, bulk density, cuttings, fragmentation, granulometry, infiltration, porosity, root, land use.



## I. INTRODUCCIÓN

La actividad humana con frecuencia genera cambio en el uso del suelo con alto impacto en la vegetación forestal. Esta actividad se refleja en dos procesos, deforestación y fragmentación, con diversos efectos negativos en la estructura, función y dinámica de los sistemas ecológicos, a diferentes escalas espaciales y temporales (Armenteras *et al.*, 2003; Didham, 2010). La deforestación influye en la estabilidad microclimática, la degradación del suelo, y aumenta los gases de efecto invernadero, entre otros (Rudel *et al.*, 2005); mientras que la fragmentación, involucra la división progresiva de la superficie del hábitat, aumenta el aislamiento de las poblaciones e incrementa los efectos de borde (Fahrig, 2003).

La fragmentación de bosques naturales es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en todos los países del mundo (Turner, 1996). Los principales efectos de la fragmentación se dan a nivel de paisaje como son la reducción del tamaño y calidad del hábitat boscoso, el aumento de borde y número de parches, y la pérdida de conectividad (Forman y Godron, 1986; Lindenmayer y Fischer, 2006). El borde de un parche en el paisaje es definido como la zona de transición entre hábitats, y su percepción varía dependiendo del ecosistema y la distancia con el organismo o variable estudiada (López-Barrera, 2004). Los fragmentos boscosos pueden llegar a tener bordes suaves o abruptos, dependiendo del grado de contraste entre hábitats, lo cual desempeña un papel crítico en la capacidad de las especies de adaptarse y moverse dentro de hábitats perturbados, la capacidad de recuperación del bosque natural y la penetración de los efectos de borde que originan un deterioro en la calidad del hábitat en regresión (Bennett, 1999; Lindenmayer y Fischer, 2006; Peyras, *et al.*, 2013). La reducción del tamaño de los fragmentos boscosos genera cambios en la composición y estructura a nivel de comunidades (Echeverría *et al.*, 2007; Tabarelli *et al.*, 1999), modificando de manera paulatina las dinámicas poblacionales y diversos procesos ecológicos (Laurance *et al.*, 2002; Wiegand *et al.*, 2005) que, junto al aislamiento y la disminución de la conectividad funcional, tienen efectos negativos sobre la persistencia de poblaciones de especies (Crooks, *et al.*, 2011; Lindenmayer y

Fischer, 2006). Se ha constatado que la continua fragmentación y pérdida de bosques tropicales y templados han afectado la riqueza y estructura del bosque, la abundancia y diversidad de aves, el ensamble de comunidades de insectos y la persistencia de poblaciones de pequeños y grandes mamíferos, entre otros (Barbosa y Marquet, 2002; Castelletta *et al.*, 2005; De Angelo *et al.*, 2011; Echeverría *et al.*, 2007; Stratford y Stouffer, 2015).

Un bosque fragmentado puede ser descrito por atributos tales como número de fragmentos, tamaño, forma y grado de aislamiento de los fragmentos. El tipo de matriz que rodea a los fragmentos es un elemento importante en esta caracterización. Los fragmentos pueden estar rodeados de vegetación secundaria, cultivos, asentamientos humanos y vías de acceso. Fragmentos pequeños tienen una relación perímetro/área mayor que fragmentos grandes, lo cual significa una mayor influencia de la matriz circundante (Bustamante y Grez, 1995). De tal manera que el conjunto de los efectos de la matriz sobre un fragmento se conoce como efecto borde, el cual se puede manifestar en cambios abióticos (se refiere a modificaciones de variables físicas tales como la temperatura del aire, humedad del suelo y luminosidad, como consecuencia de la fragmentación) y bióticos (se refiere a modificaciones en la composición y abundancia de especies o bien en las interacciones biológicas en las cuales participan estas especies, como consecuencia de la fragmentación) al interior de un fragmento, principalmente en su perímetro. El efecto borde puede llegar a ser importante si los fragmentos son alargados o de formas irregulares. Esto se debe a que, independientemente de su tamaño, fragmentos irregulares también poseen una relación perímetro/área mayor que fragmentos más regulares (Bustamante y Grez, 1995).

En México se estima que tiene de las tasas de deforestación más altas de América Latina, con la pérdida de vegetación anual de 1.9% (Cairns *et al.*, 2000). Challenger *et al.* (2009) señalan que, de 1976 a 2002, se registró el 50% de pérdida de vegetación primaria a escala nacional, la cual coincide con el incremento en la superficie de agricultura, pastizales y asentamientos humanos (Rosete-Vergés *et al.*, 2014). En el país el 80% de sus cuencas entre los años 1970 y 2009, se estima

que perdieron aproximadamente 20% de la vegetación primaria, en las restantes la vegetación primaria disminuyó cerca de 50% (Cuevas *et al.*, 2010, Hernández-Pérez *at al.*, 2022). En Hidalgo, los bosques templados ocupan 59.7% de la superficie forestal estatal, lo que corresponde a 39.3% de toda la extensión del territorio hidalguense (SEMARNAT, 2015). Se distribuyen principalmente en la Faja Volcánica Transmexicana (en el centro y oeste del estado) y en la Sierra Madre Oriental (principalmente en el norte y este de la entidad), de modo que visualizando los principales servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques templados se clasifican en cuatro categorías: provisión (alimentos, agua, madera, recursos químicos, recursos genéticos, bioenergía y recursos forestales no maderables), regulación (regulación climática, flujo de agua, purificación de contaminantes del aire, [prevención de] erosión del suelo y deslizamientos de tierra, captura de carbono), servicios culturales (comunitarios, recreativos, educativos) y de apoyo al hábitat (producción primaria, formación de suelo) (Galicia y Zarco, 2014).

De manera que, se desconoce de información que a través de sensores remotos para localidades cercanas a áreas boscosas templadas aprecien el cambio de uso de suelo y el impacto que se pueda dar como consecuencia de la fragmentación de los bosques en la posible pérdida de infiltración en suelos forestales además de que coadyuven a proponer alternativas de especies forestales de rápida reproducción con la finalidad de retener los suelos desnudos.

## **II. OBJETIVO GENERAL**

Evaluar la fragmentación de los bosques templados a través de sensores remotos sobre las propiedades físico-hidrológicas para proponer alternativas de gestión que contribuyan a la disponibilidad permanente del recurso hídrico.

## **III. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Determinar el estado de fragmentación de los ecosistemas mediante índices de vegetación de diferencia normalizada y sensores remotos.
- Evaluar el efecto de diferentes prácticas de manejo forestal sobre las propiedades físico-hidrológicas en un bosque templado.
- Evaluar el crecimiento y desarrollo de las raíces adventicias de esquejes de la especie de *Populus alba* como sistema de control de erosión.

#### IV. REFERENCIAS

- Armenteras, D., Gast, F., and Villareal, H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, 245-256. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00359-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00359-2).
- Barbosa, O. y Marquet, P. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia*, 132, 296–306.
- Bennett, A. F. 1999. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- Bustamante R. y A. A. Grez 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Revista Ciencia y Ambiente* XI N°2: 58-63.
- Echeverría, C., Newton, A., Lara, A., Rey-Benayas, J. M. and Coomes, D. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 426–439.
- Cairns, M., Haggerty, P., Álvarez, R., De Jong, B., and Olmsted, I. 2000. Tropical Mexico's recent land-use change: a region's contribution to the global carbon cycle. *Ecological Applications*, 10, 1426-2144. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1426:TMSRLU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1426:TMSRLU]2.0.CO;2).
- Castelletta, M., Thiollay, J. M. y Sodhi, N. S. (2005). The effects of extreme forest fragmentation on the bird community of Singapore Island. *Biological Conservation*, 121, 135–155.
- Challenger, A., Dirzo, R., López-Acosta, J. C., Mendoza, E., Lira-Noriega, A., Cruz, I., Flores- Martínez, A., y González-Espinosa M. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio, vol. II. CONABIO, México.

Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Rondinini, C. and Boitani, L. 2011. Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 366, 2642–2651.

Cuevas, M. L., Garrido, A., Pérez, J. L., y González, D. I. 2010. Procesos de cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural. En H. Cotler (Ed.), *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización* (pp. 96-103). Semarnat-INE. <https://micrositios.inecc.gob.mx/cuenca/diagnostico/20-cambio-uso-suelo.pdf>

De Angelo, C., Paviolo, A. y Di Bitetti, M. S. 2011. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 17, 422–436.

Didham, R. K. 2010. Ecological Consequences of Habitat Fragmentation. *Encyclopedia of Life Sciences*. John Wiley & Sons, Chichester.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

Forman, R. T. y Godron, M. 1986. *Landscape ecology*. New York.

Galicia, L., and Zarco-Arista, A. E. 2014. Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in Mexico: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 10(4), 275---288. doi:10.1080/21513732.2014.973907.

Hernández-Pérez E., García-Franco, J. G., Vázquez, G., Cantellano-de Rosas E. 2022. Cambio de uso de suelo y fragmentación del paisaje en el centro de Veracruz, México (1989 - 2015). *Revista Madera y Bosques* 28 (1): e2812294 DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2812294>.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., et al. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16, 605–618.

Lindenmayer, D. B. and Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Washington: Island Press.

López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Revista Ecosistemas*, 13, 55–68.

Peyras, M., Vespa, N. I., Bellocq, M. I. and Zurita, G. A. 2013. Quantifying edge effects: the role of habitat contrast and species specialization. *Journal of Insect Conservation*, 17, 807–820.

Rosete-Vergés, F. A., Pérez-Damián, J. L., Villalobos-Delgado, M., Navarro-Salas, E. N., Salinas-Chávez, E. y Remond Noa, R. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques*, 20(1), 21-35. <https://doi.org/10.21829/myb.2014.201173>.

Rudel, K. T., Coomes, O. T., Moran, E., Hard, F., Angelsen, A., Xu, J., and Lambin, E. 2005. Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change*, 15, 23-31. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2015. *Inventario Estatal Forestal y de Suelos -Hidalgo 2014*. SEMARNAT/CONAFOR, México.

Stratford, J. A. and Stouffer, P. C. 2015. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. *Biological Conservation*, 188, 109–115.

Tabarelli, M., Mantovani, W. y Peres, C. A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91, 119–127.

Wiegand, T., Revilla, E. and Moloney, K. A. 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology*, 19, 108–121.

Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33, 200–209.



## CAPÍTULO I

### FRAGMENTACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS MEDIANTE ÍNDICES DE VEGETACIÓN DE DIFERENCIA NORMALIZADA (NDVI) Y SENSORES REMOTOS

#### Resumen

Los beneficios que tiene el uso de la tierra de sus ecosistemas para la producción de bienes y servicios de las actividades antropogénicas estas están siendo responsables en la modificación de las coberturas vegetales naturales y degradación ambiental. El objetivo de este trabajo es determinar el estado de fragmentación de los ecosistemas mediante índices de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y sensores remotos. El área de estudio se delimitó por medio de un cuadrado de 14 por 14 km teniendo la superficie de 22,500.00 ha en la Sierra Alta Hidalguense. Durante el presente estudio se utilizaron escenas de las imágenes multiespectrales del sensor "Sentinel-2A". El desarrollo del análisis NDVI se realizó mediante el proceso que con mayor frecuencia se utiliza para el monitoreo de la vegetación tomando en cuenta la reflectividad del infrarrojo cercano y rojo producto de coeficiente de radiación reflejada sobre la radiación entrante en cada banda espectral. Los resultados determinaron que la tasa de incremento en el uso de suelo de la actividad de pastizal aumentó del 2016 (2,550.6 ha) a 2024 (5,952.2 ha) en un 133% sosteniendo el desarrollo de la ganadería, los asentamientos humanos en 2016 ocuparon la superficie 1,072.5 ha y para el 2024 se incrementó de 693.9 ha la actividad de agricultura se redujo del 2016 al 2024 el 44% que corresponde a - 2,079.2 ha. Finalmente, la vegetación forestal de igual manera se ha visto afectada esto a que en el año 2016 tenía la superficie de 12,728.7 ha y se redujo para el año 2020 el -12% y para el 2024 la superficie de 10,712.4 ha. Se concluye que las actividades antropogénicas que se realizan en el área de estudio han provocado cambios de uso de suelo perjudicando principalmente relictos y masas compactas de cobertura forestal.

**Palabras clave:** análisis NDVI, uso de suelo, asentamientos humanos, cobertura forestal.

## **Abstract**

The benefits of land use and its ecosystems for the production of goods and services from anthropogenic activities are being responsible for the modification of natural vegetation cover and environmental degradation. The objective of this work is to determine the state of fragmentation of ecosystems using normalized difference vegetation indices (NDVI) and remote sensing. The study area was delimited by a square of 14 by 14 km having a surface of 22,500.00 ha in the Sierra Alta Hidalguense. During the present study, scenes from the multispectral images of the "Sentinel-2A" sensor were used. The development of the NDVI analysis was carried out using the process most frequently used for vegetation monitoring, taking into account the near infrared and red reflectivity product of the reflected radiation coefficient over the incoming radiation in each spectral band. The results determined that the rate of increase in land use of pasture activity increased from 2016 (2,550.6 ha) to 2024 (5,952.2 ha) by 133% sustaining the development of livestock, human settlements in 2016 occupied the area 1,072.5 ha and by 2024 it increased by 693.9 ha the agriculture activity was reduced from 2016 to 2024 by 44% corresponding to -2,079.2 ha. Finally, forest vegetation has also been affected, since in 2016 it had an area of 12,728.7 ha and was reduced by -12% by 2020 and by 2024 it will have an area of 10,712.4 ha. It is concluded that anthropogenic activities carried out in the study area have caused changes in land use, mainly affecting relicts and compact masses of forest cover.

**Key words:** NDVI analysis, land use, human settlements, forest cover.

## 1.1 INTRODUCCIÓN

La población humana a generado impactos negativos sobre los recursos naturales a gran escala (Haberl *et al.*, 2014) y a través del tiempo, mediante el uso de la tierra de sus ecosistemas para la producción de bienes y servicios. Éstas actividades antropogénicas diarias son las responsables de la modificación de las coberturas vegetales naturales y degradación ambiental (López-Gómez y Bastida Izaguirre, 2018).

La fragmentación y pérdida de la cobertura vegetal a nivel mundial está obligando cada vez más a mayor número de especies flora y de fauna a desarrollarse en hábitats con paisajes modificados por actividades antropogénicas, causando daño en el ciclo hidrológico, biodiversidad, degradación, desertificación y deforestación del medio ambiente (Arasa-Gisbert *et al.*, 2021).

En la actualidad en México existe la tendencia acelerada al aumento por la perturbación por el cambio de uso de suelo, debido al incremento poblacional, crecimiento urbano sin ninguna ordenación territorial, crecimiento de la superficie agrícola y pecuaria para la producción de alimentos, infraestructura para vías de comunicación (Ramos-Reyes *et al.*, 2021).

La deforestación en México, se da principalmente por actividades antropogénicas o causas naturales siendo la ruta más eficiente para el cambio de uso de suelo, las estimaciones más recientes corresponden a Informes Nacionales de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) donde en el periodo 2000-2015 la tasa neta de deforestación fue de 121 mil hectáreas anuales (Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales, Informe del Medio Ambiente, 2024).

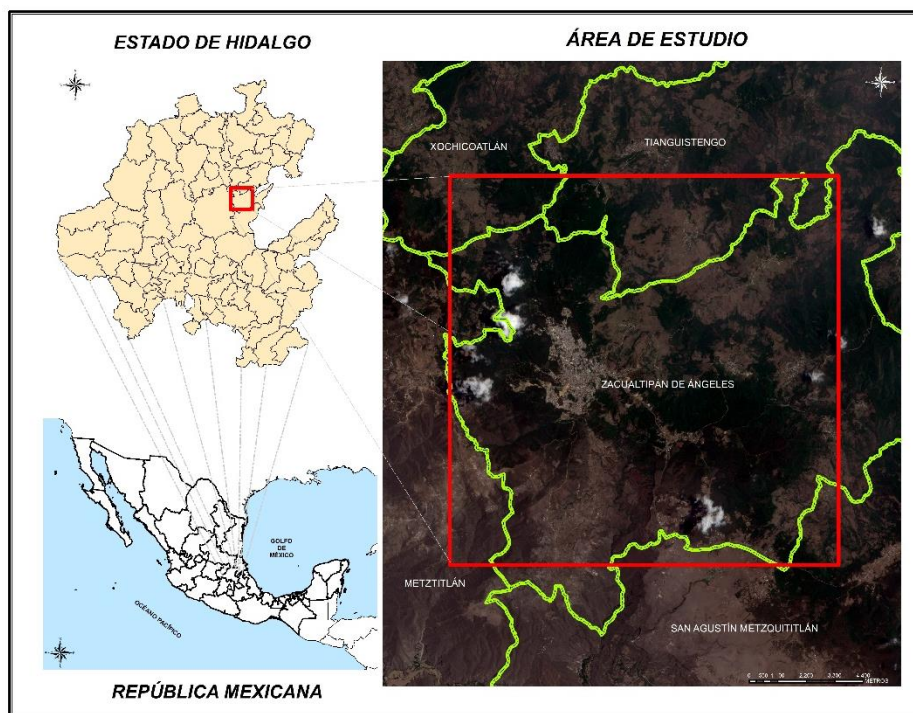
Por lo que, las investigaciones referentes a los cambios de uso de suelo y cobertura vegetal en cualquier espacio, comprenden la interacción de un conjunto de factores de índole socioeconómicos que se practican en las distintas entidades obteniendo con ello una importante dinámica del uso de suelo y el deterioro de los recursos naturales (Camacho-Sanabria *et al.*, 2017).

El desarrollo en la actualidad de las investigaciones enfocadas al cambio de uso de suelo y la pérdida de cobertura vegetal en una dimensión espacial y temporal sobre un determinado sitio de estudio necesita el manejo de material cartográfico como lo son los mapas de uso de suelo y vegetación (Millinton y Alexander, 2000) ya que, con esta información y otros datos cartográficos se identifica, representa, describe, cuantifica, analiza, evalúa, moldea y determina la ordenación y manejo de los territorios para la obtención de políticas públicas bien establecidas (Camacho-Sanabria *et al.*, 2015). Debido a esto, se identificó la posibilidad de determinar el estado de fragmentación de los ecosistemas mediante índices de vegetación de diferencia normalizada y sensores remotos.

## 1.2 MATERIALES Y MÉTODOS

- Ubicación del área de estudio

El área de estudio se delimitó por medio de un cuadro de 14 kilómetros por 14 kilómetros obteniendo la superficie de 22,500.00 hectáreas entre las coordenadas geográficas 20°43'03" latitud Norte y 98°42'10" longitud Oeste, incluyendo parte de los municipios de San Agustín Metzquititlán, Metztlán, Tianguistengo y Zacualtipan de Ángeles en el estado de Hidalgo (Figura 1):



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio dentro de la Sierra Alta Hidalguense

- Información espectral

Durante el presente estudio se utilizaron de la Agencia Espacial Europea (European Space Agency) escenas de las imágenes multispectrales de los sensores “Sentinel-2A” del proyecto Copérnico, debido a que es un proyecto muy importante de observación del planeta, esto a que 22 países tienen como objetivo proporcionar información precisa, actual y de fácil acceso para un uso del mejoramiento de la gestión de medio ambiente (Agencia-Espacial-Europea, 2018).

Este proyecto de Copérnico cuenta con dos satélites nombrados Sentinel-2A puesto en órbita el 23 de junio de 2015 y Sentinel-2B lanzado a la órbita el 7 de marzo del 2017. Las imágenes que son captadas por estos sensores Sentinel-2 cuentan con 13 bandas con diferente resolución espacial y ancho de banda (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Bandas espectrales de Sentinel-2A (Agencia-Espacial-Europea, 2018)

Banda	S2A		Resolución espectral (m)	Descripción
	Longitud de onda (nm)	Ancho de banda (nm)		
1	442.7	27	60	Aerosol
2	492.4	98	10	Azul
3	559.8	45	10	Verde
4	664.6	38	10	Rojo
5	704.1	19	20	Infrarrojo cercano
6	740.5	18	20	Infrarrojo cercano
7	782.8	28	20	Infrarrojo cercano
8	832.8	145	10	Infrarrojo cercano
9	864.7	33	20	Infrarrojo cercano
10	945.1	26	60	Vapor de agua
11	1373.5	75	60	Cirrus
12	1613.7	143	60	Infrarrojo lejano - SWIR
13	2202.4	242	20	Infrarrojo lejano - SWIR

De las cuales, se obtuvieron las observaciones terrestres correspondientes de los años 2016, 2020 y 2024, delimitando el área de estudio, donde se aplicó una clasificación de máxima probabilidad basada en los estadísticos de cada clase. De esta manera, el método asume una imagen multiespectral con datos de 13 bandas en el espectro visible con resolución espacial 10 metros, calculando la probabilidad que el pixel pueda pertenecer a una clase específica basada en la información que éste posee (Fragoso-López *et al.*, 2017).

- Índices de Vegetación

Los Índices de vegetación de diferencia normalizada (NDVI por sus siglas en inglés), es un proceso que con mayor frecuencia se utiliza para el monitoreo de la vegetación tomando en cuenta la reflectividad del infrarrojo cercano (banda 8) y rojo (banda 4) producto de coeficiente de radiación reflejada sobre la radiación entrante

en cada banda espectral. Una de las particularidades que tiene este método es su fácil cálculo disponiendo de la variabilidad fija (entre -1 y +1), por lo que da la pauta a establecer umbrales y hacer comparación entre las imágenes de se obtengan.

Los NDVI se obtienen mediante la expresión siguiente (Gonzaga-Aguilar,2014 y Fragoso-López, *et al.*, 2017):

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$$

Donde:

NIR= Infrarrojo cercano (Banda 8)

R= Rojo (Banda 4)

Los NDVI tienen una relación estrecha con el comportamiento de los cambios de uso de suelo, debido al vínculo entre la ecuación y la actividad de radiación fotosintética activa absorbida.

Para la interpretación del análisis NDVI de las 4 actividades principales de cada año que se evaluó se usó el cuadro 2:

**Cuadro 2.** Rangos espectrales para identificación de usos de suelo.

<b>Clases</b>	<b>Usos</b>
-0.10 a 0.10	Cuerpos de agua, Asentamientos humanos y suelo desnudo
0.20 a 0.30	Agricultura
0.31 a 0.50	Pastizales
0.51 a 0.90	Bosques

Una vez procesadas y generadas las clases de cobertura para el área investigada, se analizarán mediante el software ArcGis 10.8 y se generaron métricas del paisaje utilizando la extensión de análisis de fragmentación Patch Analysis (de León, 2014).

### 1.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El cambio de uso de suelo que se presenta en la Sierra Alta Hidalguense se debe principalmente a la apertura de terrenos con vegetación para la producción de pastizales (inducido y/o cultivable) para la alimentación de ganado ovino y bovino. En algunos casos áreas desmontadas o afectadas por los incendios forestales, también se utilizan con este fin.

La tasa de incremento en el cambio de uso del suelo para el cultivo de pastizal (inducido y/o cultivado) en esta investigación, incrementó del 2016 (2,550.6 ha) a 2024 (5,952.2 ha) en un 133% sosteniendo principalmente el desarrollo de la ganadería del sitio. Por otra parte, los asentamientos humanos en el periodo ocupan la superficie 1,072.5 ha, incrementando para el 2020 en un 33.8%, y cuantificando hasta el 2024 con un incremento en superficie de 693.9 ha, mientras que la actividad de agricultura de temporal presentó una reducción del 2016 a 2024 del 33.8% que representan -2,079.2 ha , finalmente, la vegetación forestal se ha visto afectada ya que en el año 2016 contaba con superficie aproximada de 12,728.7 ha teniendo un decremento para el año 2020 del -12.2% (11,172.4 ha) y para el 2024 una reducción del 15.8% de 10,712.4 ha cambiando la cobertura forestal de 2,016.2 ha a otros usos en un lapso de 9 años, tal y como se aprecia en el cuadro 3.

**Cuadro 3.** Uso de Suelo en hectáreas en los años 2016, 2020 y 2024 dentro de la Sierra Alta Hidalguense.

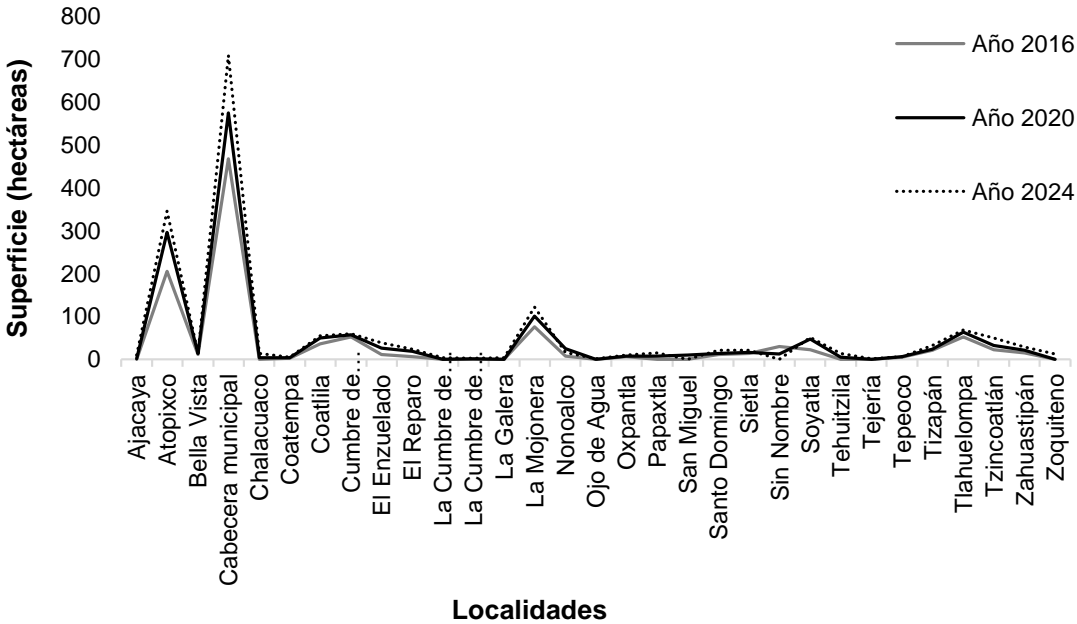
Uso de suelo	Año 2016		Año 2020		Año 2024		Tasa de uso de suelo (2016 - 2024) Ha
	Ha	%	Ha	%	Ha	%	
Agricultura	6,148.0	27.3	5,593.7	24.8	4,068.8	18.0	-2,079.2
Asentamientos humanos	1,072.5	4.7	1,435.9	6.3	1,766.4	7.8	693.9
Pastizal	2,550.6	11.3	4,297.8	19.10	5,952.2	26.4	3,401.6
Vegetación forestal	12,728.7	56.5	11,172.4	49.6	10,712.4	47.6	-2,016.2
<b>Total</b>	<b>22,500.0</b>	<b>100</b>	<b>22,500.0</b>	<b>100</b>	<b>22,500.0</b>	<b>100</b>	

Así mismo, se obtuvo el incremento en la superficie que ocupan las poblaciones que se distribuyen en el área de estudio, donde se observaron la presencia de 31



localidades para el año 2024 en comparación con la imagen del 2016 donde la existencia era de aproximadamente 20 localidades con superficies representativas para su análisis.

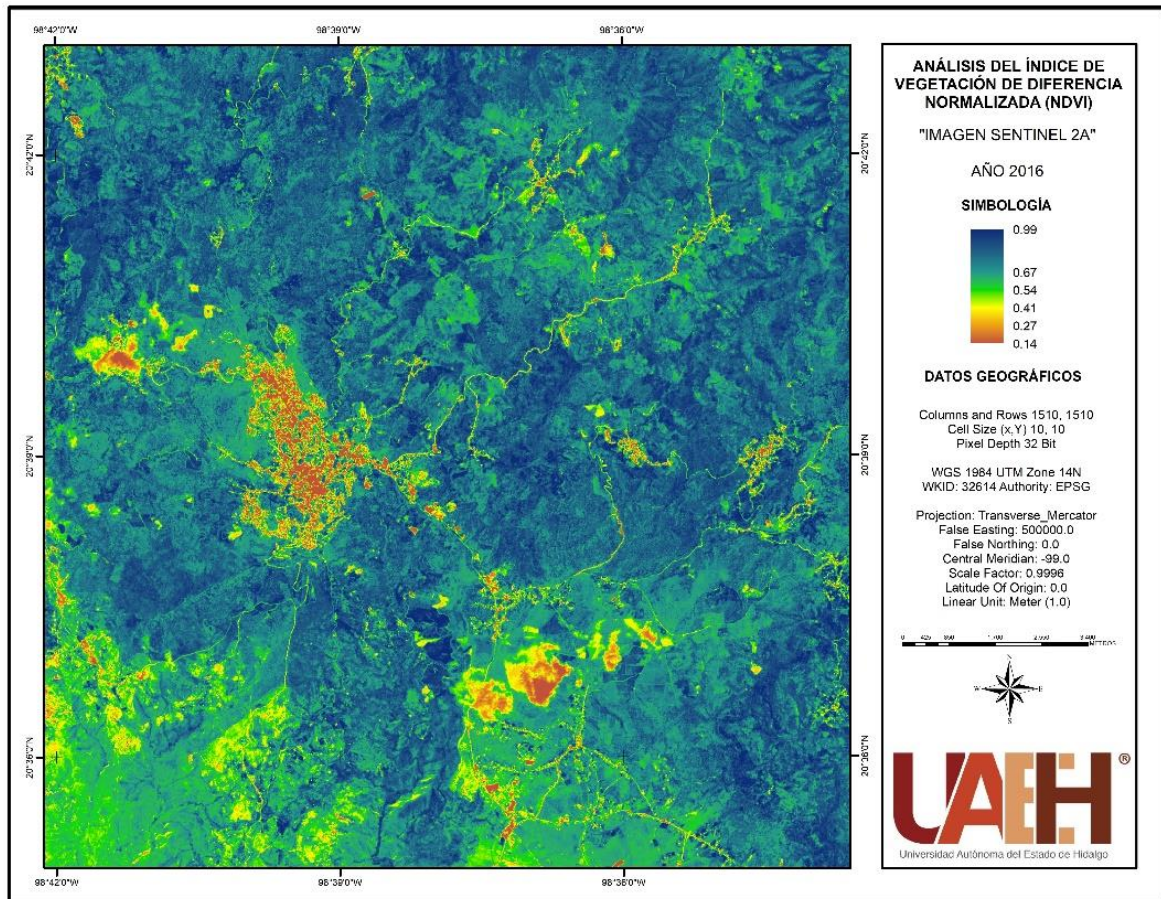
Es decir, las localidades en incremento de superficie destinada para los asentamientos humanos fueron la cabecera municipal (Zacualtipán de Ángeles), la cual a través del periodo que se evaluó tiende a aumentar del 2016 a 2024 en 51%, creciendo hacia el uso de suelo netamente forestal por la ubicación de la misma, de igual manera la localidad de Atopixco con una población que se localiza dentro de la zona boscosa ha incrementado hasta el 69% de su superficie de asentamientos humanos, se observa que en el periodo de 2016 la superficie destinada a el esparcimiento humano era de aproximadamente 204.9 ha y para el 2024 la superficie aumento hasta llegar a contabilizar 345.8 ha (Figura 2).



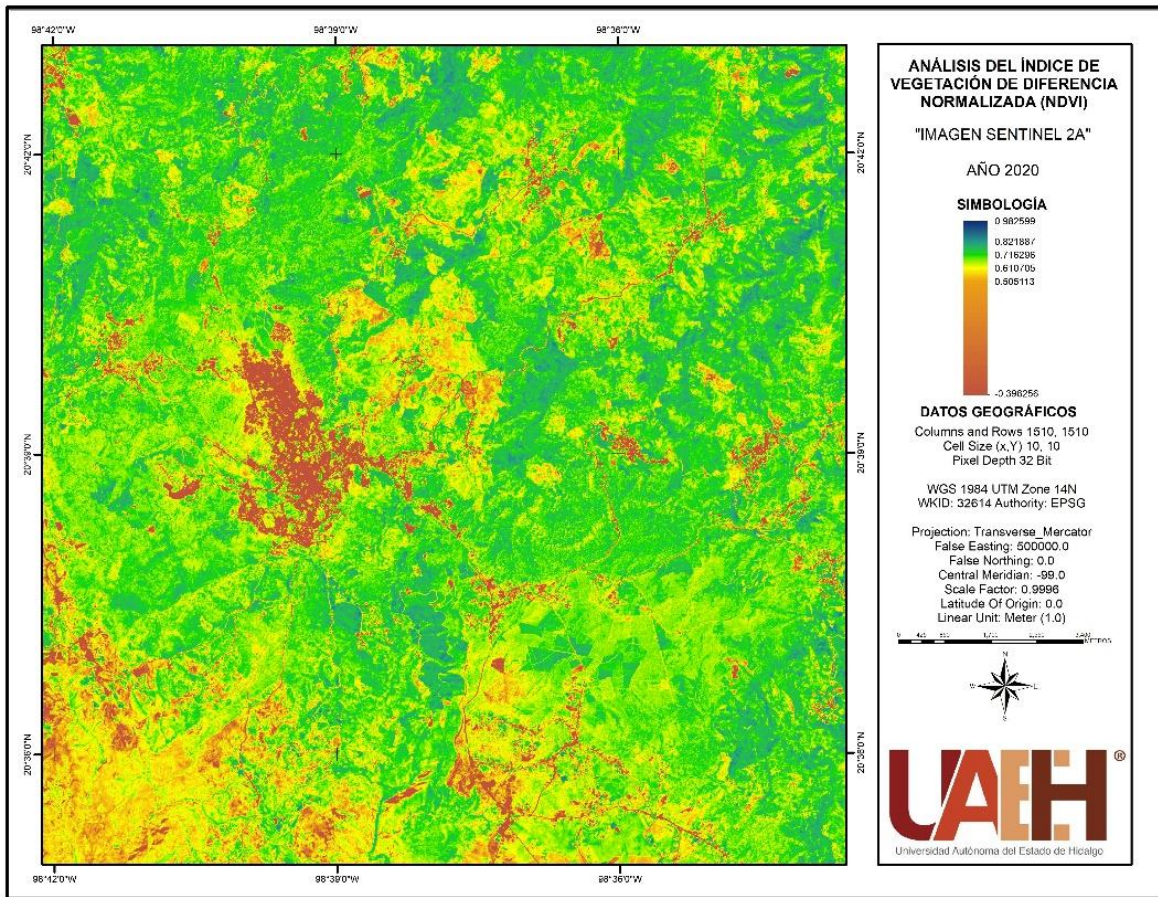
**Figura 2.** Superficie que presentan las localidades dentro de bosques templados en la Sierra Alta de Hidalgo.

Por otra parte, los rasgos visibles que se realizaron mediante el análisis multiespectral mediante los análisis NDVI de las imágenes Sentinel-2A mediante sensores remotos en septiembre de 2016, septiembre de 2020 y junio de 2024.

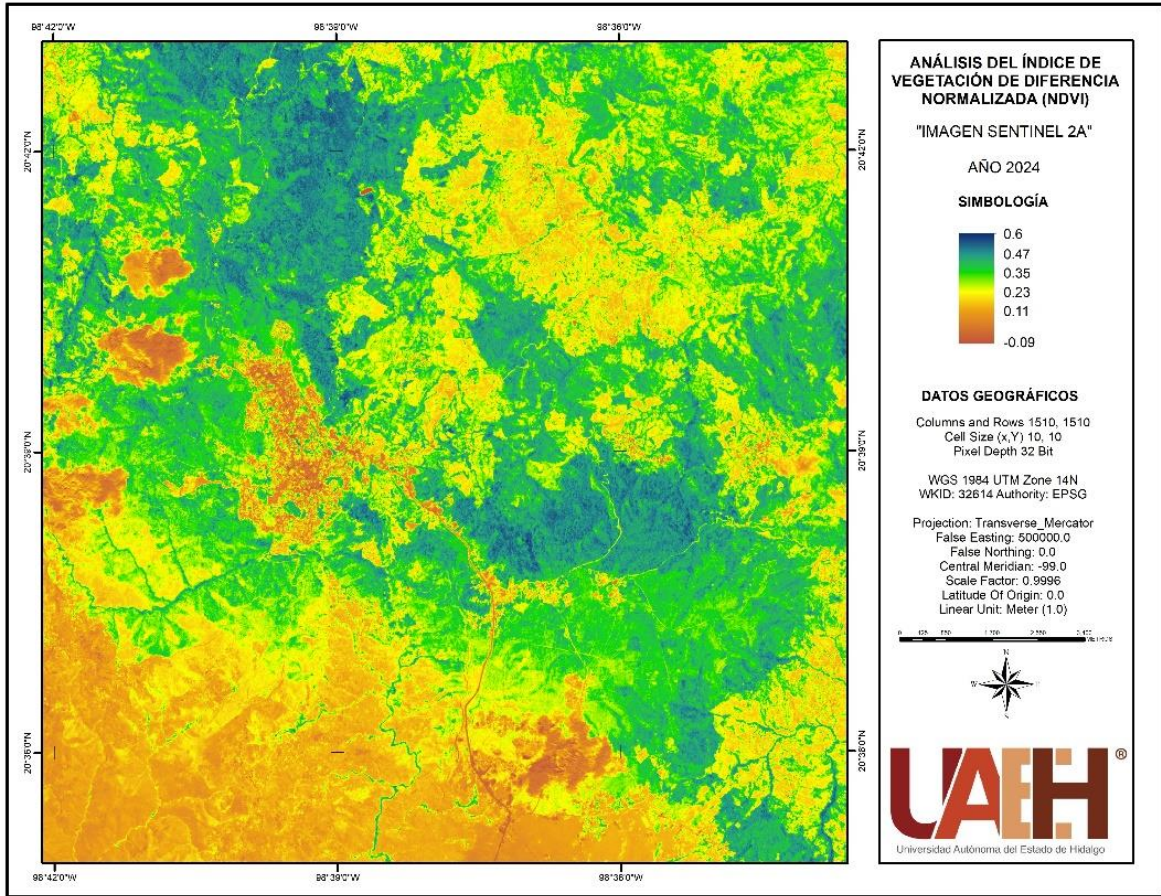
Como consecuencia, el análisis NDVI que se muestran en las figuras 3, 4 y 5 (años 2016, 2020 y 2024, respectivamente) se observa con un rango espectral de radiación que va de -0.1 a 0.1 y color intenso rojizo de la superficie que está destinada a asentamientos humanos, aumentando su superficie hacia el lado Noroeste, Norte y Este de los tres años de análisis, disminuyendo con ello la superficie boscosa que se localiza en el área de estudio.



**Figura 3.** Índices de vegetación de diferencia normalizada de la imagen Sentinel-2A del año 2016.



**Figura 4.** Índices de vegetación de diferencia normalizada de la imagen Sentinel-2A del año 2020.



**Figura 5.** Índices de vegetación de diferencia normalizada de la imagen Sentinel-2A del año 2024.

Los resultados de esta investigación concuerdan con lo obtenido en un estudio de Mejía *et al* (2021) donde documento el cambio de cobertura de suelo en la Amazonía Norte del Ecuador: Análisis a través de imágenes satelitales nocturnas ViiRS e imágenes Landsat, donde encontró que entre los años 2012 – 2019 un incremento en la tasa de radiación en cuatro ciudades con actividades antropogénicas de la zona y corroborando a través de los rangos de los valores NDVI los cambios de uso de suelo enfocados principalmente a la expansión de las asentamientos humanos y una pérdida de cobertura vegetal, tal y como se observó en los datos antes mencionados de esta investigación.

De igual forma, en un estudio del análisis multitemporal de los cambios de la vegetación, en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo como consecuencia del cambio climático, Paula *et al.* (2018) encontraron dentro de la

clasificación ecosistémica en tres periodos de evaluación, que la clase de Intervención, categoría más importante por la ocupación de su superficie generada principalmente por el cambio de uso de suelo producto de actividades antropogénicas ha ido aumentando considerablemente a través del tiempo por los dinamismos del desarrollo de la ganadería (ganado vacuno) y asentamientos humanos, situación parecida a los resultados obtenidos de esta investigación donde, se está considerando el aumento en superficie de pastizal para fines del cuidado, alimentación y reproducción de animales domésticos para consumo humano.

Por otro lado, en un estudio realizado por Vela-Rodríguez *et al.* (2024) donde realizan un análisis multitemporal de cambios en el NDVI en la región con aprovechamiento forestal en la Península de Yucatán, México, realizaron el análisis de los índices de vegetación de diferencia normalizada y observan que el cambio de cobertura vegetal en los diferentes años ha disminuido por causas de fenómenos meteorológicos como huracanes, depresiones tropicales y tormentas de gran fuerza que a su paso han defoliado, quebrado y derribado vegetación tropical comparando esta situación con el aprovechamiento forestal sustentable de la región, el cual, no ha desarrollado impactos negativos en un posible cambio de uso de suelo, caso diferente a los resultados del presente estudio, ya que en el área de estudio de este documento de investigación la actividad primordial del cambio de cobertura son las actividades antropogénicas como los asentamientos humanos y el uso de pastizales para la ganadería.

## **1.4 CONCLUSIONES**

Las actividades antropogénicas (ganadería y asentamientos humanos) que se realizan en la Sierra Alta Hidalguense han provocado cambios de uso de suelo generando fragmentación de bosques y perjudicando principalmente relictos de masas compactas de cobertura forestal de la región y provocando la pérdida de resiliencia de importantes ecosistemas que proporcionan beneficios naturales que proveen a la sociedad.

El análisis multiespectral NDVI, permitió cuantificar la transformación que ha venido trascendiendo en los años 2016, 2020 y 2024, además del ritmo del cambio de cobertura vegetal a otros usos de suelo como lo son los pastizales temporales y/o cultivados y asentamientos humanos. De modo que se generó información base que permita a futuro a través de análisis multiespectral de imágenes más longevas estimar el comportamiento del crecimiento demográfico y agrícola para proponer el ordenamiento del territorio con la finalidad de controlar la pérdida de cobertura forestal y mantener los servicios ecosistémicos que brindan los bosques templados de la Sierra Alta Hidalguense.

## 1.5 REFERENCIAS

Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., y Andresen, E. 2021). El debate sobre los efectos de la fragmentación del hábitat: causas y consecuencias. *Ecosistemas*, 30(3), 2156. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2156>

Camacho-Sanabria, J. M., Juan P., J. I., Pineda J., N. B., Cadena V., E. G., Bravo P., L. C. y Sánchez L., M. 2015. Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña. *Madera y Bosques*, 21(1), 93-112. doi: 10.21829/myb.2015.211435

Camacho-Sanabria, R., Camacho-Sanabria, J. M., Balderas-Plata, M. A. y Sánchez-López, M. 2017. Cambios de cobertura y uso de suelo: estudio de caso en Progreso Hidalgo, Estado de México. *Madera y Bosques*, 23(3), 39-60. doi: 10.21829/myb.2017.2331516.

Fragoso-López, P. I., Rodríguez-Laguna, R., Otazo-Sánchez, E. M., González-Ramírez, C. A., Valdéz-Lazalde, J. R., Cortés-Blobaum, H. J., and Razo-Zárte, R. 2017. Carbon sequestration in protected areas: A case study of an *Abies religiosa* (HBK) Schlecht. et Cham Forest. *Forests*, 8(11), 429.

Gonzaga Aguilar, C. 2014. Aplicación de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ y ASTER para la caracterización de la cobertura vegetal en la zona centro de la provincia de Loja, Ecuador. *Facultad de Ciencias Astronómicas y Geofísicas*.

de León Mata, G. D., Pinedo Álvarez, A. y Martínez Guerrero, J. H. 2014. Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones geográficas*, 84, 42-53.

López-Gómez, R. R., y Bastida Izaguirre, D. 2018. La importancia de la educación ambiental no formal en el medio rural: el caso de Palo Alto, Jalisco. Diálogos sobre educación. *Temas actuales en investigación educativa*, 9(16).

Paula, P. A., Zambrano, L., y Paula, P. 2018. Análisis Multitemporal de los cambios de la vegetación, en la Reserva de Producción de Fauna Chimborazo como consecuencia del cambio climático. *Enfoque Ute*, 9(2), 125-137. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n2.252>.

Mejía, V., Orellana, D., y Cabrera-Barona, P. 2021. Cambio de uso de suelo en la Amazonía norte del Ecuador: un análisis a través de imágenes satelitales nocturnas VIIRS e imágenes LANDSAT. *Universidad-Verdad*, 1(78), 10–29. <https://doi.org/10.33324/uv.v1i78.355>.

Millington, A. C., and Alexander, R. W. 2000. Vegetation mapping in the last three decades of the twentieth century. *Vegetation mapping*, p. 321-331.

Ramos-Reyes, R., Megía-Vera, H. J., y Landeros-Pascual, D. 2021. Modelo del cambio de uso de suelo en el sistema lagunar Carmen-Pajonal-Machona, México. *Terra Latinoamericana*, 39.

Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales, Informe del Medio Ambiente. 2024. *Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales*. Fecha de consulta: 15 de mayo de 2024. <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/tema/cap2.html#tema9>.

Vela-Pelaez, A. A., Navarro-Martínez, M. A., Mendoza Briseño, M. A., Sánchez-Sánchez, J. A., & Esparza-Olguín, L. G. (2024). Análisis multitemporal de cambios en el NDVI en una región con aprovechamiento forestal en la península de Yucatán, México. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 15(81), 160-186.



## CAPÍTULO II

### EFFECTO DEL MANEJO FORESTAL EN LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HIDROLÓGICAS DEL SUELO EN UN BOSQUE DE CLIMA TEMPLADO

#### Resumen

El proceso de aprovechamiento del bosque templado genera impactos reversibles en el suelo al alterar sus propiedades, principalmente por la reducción de la vegetación, troceo y arrastre de la madera que ocasiona aumento en la densidad aparente y reduce la infiltración. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de diferentes prácticas de manejo forestal sobre propiedades físico-hidrológicas del suelo y su relación con la infiltración del agua en los suelos de un bosque de clima templado. Las áreas de estudio fueron: área de reciente intervención, intervenida hace 18 años y área de conservación (testigo) en un bosque templado de pino-encino bajo aprovechamiento en el estado de Hidalgo. Las variables evaluadas fueron, densidad aparente y porosidad (metodología propuesta por USDA), granulometría (método de Bouyoucos) y pruebas de infiltración con el método de doble anillo. Los resultados de la densidad aparente fueron mayores en el área de reciente intervención ( $0.62 \text{ g cm}^{-3}$ ) y menor en el área de conservación ( $0.32 \text{ g cm}^{-3}$ ). La porosidad en el área conservada superó en 11 % al área de reciente intervención (88 y 77 %, respectivamente). La tasa de infiltración en el área conservada tuvo  $2.641 \text{ cm min}^{-1}$  en comparación con  $0.655 \text{ cm min}^{-1}$  del área intervenida hace 18 años. Se concluye que la densidad aparente del suelo se incrementa mientras que la porosidad y capacidad de infiltración disminuyen con la ejecución de las actividades de aprovechamiento, situación que se recupera en forma gradual con el establecimiento de los nuevos bosques.

**Palabras clave:** Agua de lluvia, densidad aparente, infiltración, mantos acuíferos, silvicultura, suelo.

## **Abstract**

The process of temperate forest harvesting generates reversible impacts on the soil by altering its properties, mainly due to the reduction of vegetation, cutting and dragging of wood, which causes an increase in bulk density and reduces infiltration. The objective of this study was to evaluate the effect of different forest management practices on soil physical-hydrological properties and their relationship with water infiltration in the soils of a temperate forest. The study areas were: a recently intervened area, an area intervened 18 years ago, and a conservation area (control) in a temperate pine-oak forest under utilization in the state of Hidalgo. The variables evaluated were bulk density and porosity (methodology proposed by USDA), granulometry (Bouyoucos method) and infiltration tests with the double ring method. Bulk density results were higher in the recently intervened area ( $0.62 \text{ g cm}^{-3}$ ) and lower in the preserved area ( $0.32 \text{ g cm}^{-3}$ ). Porosity in the conserved area was 11 % higher than in the recently intervened area (77%). The infiltration rate in the conserved area was  $2.641 \text{ cm min}^{-1}$  compared to  $0.655 \text{ cm min}^{-1}$  in the area intervened 18 years ago. It is concluded that soil bulk density increases while porosity and infiltration capacity decrease with the implementation of harvesting activities, a situation that gradually recovers with the establishment of new forests.

**Key words:** Rainwater, bulk density, infiltration, water table, forestry, soil.

## 2.1 INTRODUCCIÓN

En México, 36 % de los suelos se registran sin degradación aparente, lo que permite proporcionar estabilidad a los ecosistemas a través de la buena aireación, retención de humedad con suficientes espacios porosos que facilitan la penetración del sistema radicular y nutrientes para el establecimiento y desarrollo de la vegetación (Bolaños *et al.*, 2016). Por el contrario, el resto de la superficie (64 %) está afectada por erosión hídrica, eólica y degradación química (Semarnat y CP, 2002).

Otras actividades de tipo antrópico como el sobrepastoreo, la agricultura tradicional, el cambio de uso de suelo y el crecimiento de la población influyen en la degradación del suelo, ya que disminuyen la tasa de infiltración del agua de lluvia, lo que se traduce en el aumento de la escorrentía superficial (Turnbull *et al.*, 2010; ONUAA, 2016; Béjar-Pulido *et al.*, 2021) y en la alteración de los flujos de agua vinculados con los bosques (Pérez-Campomanes e Iannacone, 2020), lo cual condiciona la disponibilidad del recurso hídrico para abastecer las necesidades de la población (Chamizo-Checa *et al.*, 2018), situación que se ha agudizado en las últimas décadas por el cambio climático.

En los últimos tiempos se ha reconocido que los bosques suministran bienes y servicios ambientales que contribuyen al desarrollo humano (López-Hernández *et al.*, 2017), entre ellos destaca la captación de agua de lluvia, que en ocasiones es afectada por el uso no sustentable del recurso forestal (Dourojeanni, 2020) cuando se realizan malas prácticas de manejo silvícola (Endara y Herrera, 2016).

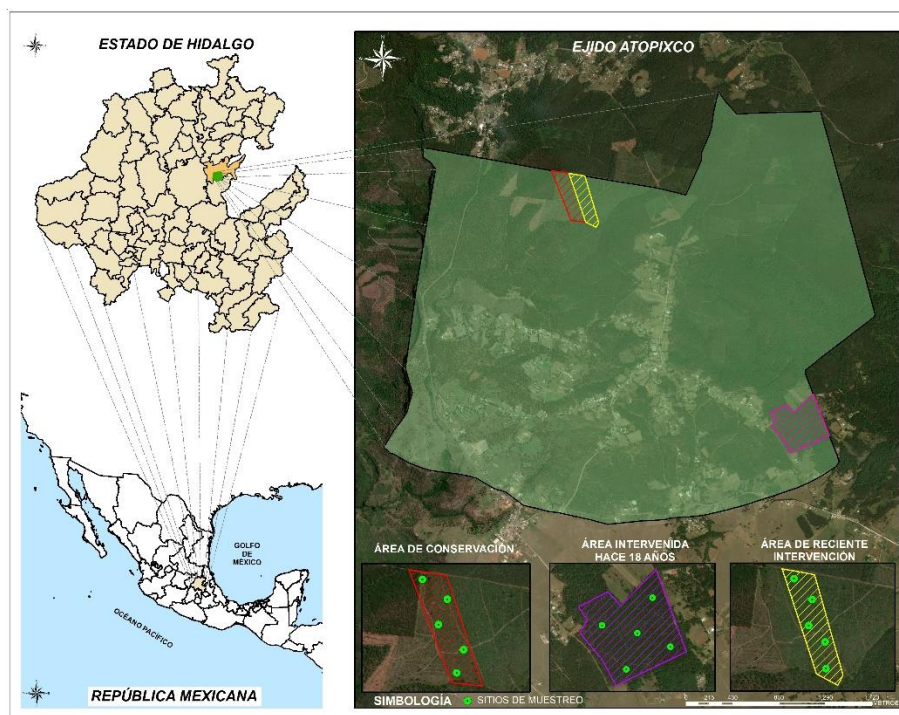
Durante el aprovechamiento de los bosques templados se generan impactos negativos temporales en el suelo debido a las actividades como el corte y troceo del arbolado, arrastre de trocería, maniobras de carga, construcción de caminos forestales y extracción de la madera (Dueñez-Alanís *et al.*, 2006; Valladares-Samperio y Galicia-Sarmiento, 2021). Esas acciones alteran las propiedades del suelo en los primeros meses ya que se reduce la cobertura vegetal, lo que deja expuesto el terreno a las lluvias (Muñoz *et al.*, 2013), que a su vez causa un aumento en la densidad aparente (Chaudhari *et al.*, 2013), reducción en la tasa de infiltración y pérdida del suelo por erosión hídrica (Matías *et al.*, 2020).

Ante esto, se planteó la necesidad de evaluar el efecto de diferentes prácticas de manejo forestal sobre las propiedades físico-hidrológicas del suelo y su relación con la infiltración del agua en los suelos de un bosque de clima templado.

## 2.2 MATERIALES Y MÉTODOS

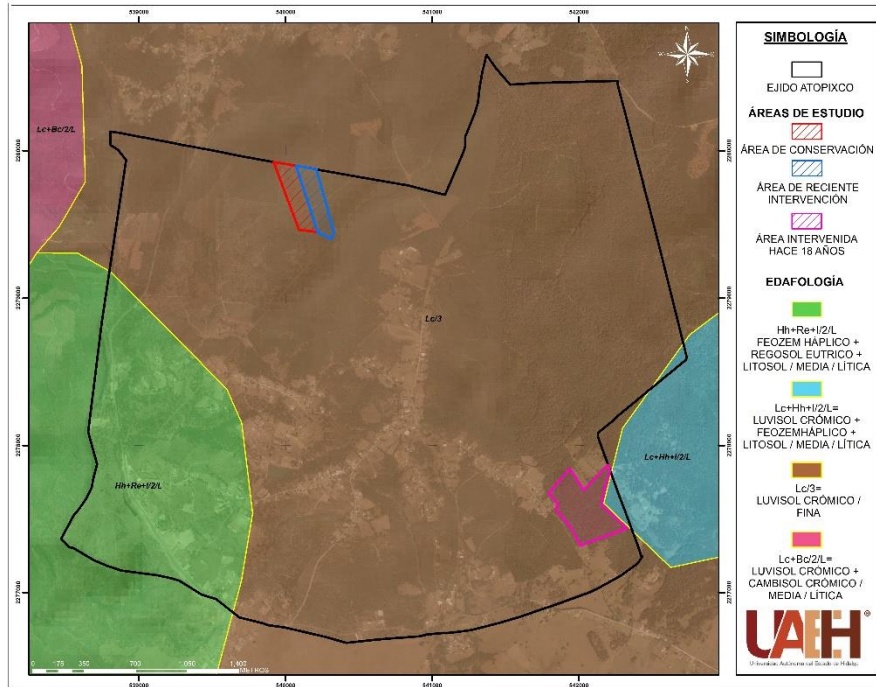
- Ubicación del área de estudio

El área de estudio se localiza en la sierra alta del estado de Hidalgo, entre las coordenadas geográficas 20°36'11" latitud Norte y 98°36'28" longitud Oeste, con altitud de 2,048 msnm (Figura 6).



**Figura 6.** Mapa de ubicación de las áreas de estudio

El clima del área es de tipo C(m)a que corresponde a un templado húmedo con lluvias abundantes en verano, la temperatura media anual es de 12.7 °C y la precipitación de 1 278 mm anuales (Cruz-Leyva *et al.*, 2010). La zona de estudio se sitúa en la región hidrológica RH-26 río Pánuco, cuenca D río Moctezuma y subcuenca V río Metztlán. El suelo predominante corresponde a un Luvisol crómico y el secundario a un Feozem háplico (Figura 7) pertenecientes a suelos volcánicos (INEGI, 1992).



**Figura 7.** Mapa de edafología en relación a las áreas de estudio

La vegetación predominante corresponde al bosque de pino-encino con presencia de especies como *Pinus patula* Schltdl. & Cham. (ocote), *P. teocote* Cham. & Schltdl. (ocote chino), *Quercus rugosa* Née (encino de hoja ancha), *Q. laurina* Bonpl. (encino), *Q. laeta* Liebm. (quebrache), *Q. crassifolia* Bonpl. (encino blanco), *Alnus arguta* (Schltdl.) Spach (aile) (sinonimia de *Alnus acuminata* subsp. *arguta* (Schltdl.) Furlow), *Arbutus xalapensis* Kunth (madroño), *Prunus serotina* Ehrh. subsp. *capuli* (Cav.) McVaugh (capulín), *Clethra mexicana* DC. (pahuilla), *Crataegus mexicana* DC. (tejocote), *Vaccinium leucanthum* Schltdl. (cocol), *Ternstroemia sylvatica* Schltdl. & Cham. (trompillo), entre otras (Servicios Forestales de Hidalgo, 2011).

- Tratamientos y condiciones de las áreas

El estudio se realizó en áreas con condiciones similares de tipo de suelo, topografía, pendiente y exposición del terreno dentro de un predio forestal, pero con diferente vegetación, las cuales se describen a continuación:

Área de conservación. Corresponde a un rodal con vegetación original de pino-encino que no ha sido intervenida en más de 50 años, de tal manera que presenta

alta diversidad y densidad de arbolado que depositan cantidades considerables de materia orgánica en el piso forestal (Cuadro 4).

**Cuadro 4.** Datos dasométricos de las áreas de estudio

Áreas de estudio	Intensidad de corta (%)	Diámetro promedio (cm)	Altura promedio (m)	Densidad (Árboles/Ha)	Área basal (m <sup>2</sup> /Ha)
Área de conservación	0	42.50	25.70	165	23.41
Área intervenida hace 18 años	25	12.50	10.00	1,665	20.43
Área de reciente intervención	90	37.50	28.50	16	1.77

Área intervenida hace 18 años. Las condiciones de vegetación fueron similares al anterior, pero con los tratamientos silvícolas aplicados hace 18 años se modificó la cobertura vegetal y gradualmente se recuperó hasta que en la actualidad está en etapa de latizal con predominancia de *Pinus patula* en altas densidades, además, a través del tiempo se han aplicado tratamientos secundarios de limpias, podas, preaclareos y aclareos que han permitido la incorporación de los desperdicios al suelo (Cuadro 4).

Área de reciente intervención. Corresponde a la última área de aprovechamiento (año 2016), donde se eliminó el total de la vegetación a excepción de 16 árboles ha<sup>-1</sup> a partir de la aplicación del método de árboles padre. Lo anterior provocó impactos sobre algunas características del suelo como la compactación por el derribo del arbolado, arrastre de trocerías y movimiento de camiones madereros, así como la modificación de materia orgánica por el control de desperdicios del aprovechamiento que, tradicionalmente, se realiza en la zona mediante quemas puntuales con poco riesgo de generar un incendio forestal (Cuadro 4).

- Diseño de muestreo

En cada área seleccionada, se establecieron sitios de muestreo con cinco repeticiones mediante un diseño sistemático a distancias de 150 m y un arreglo en zig-zag (Azañero *et al.*, 2020). En cada punto de muestreo se realizaron pruebas de infiltración y se recolectaron muestras de suelo para determinar en el laboratorio de

semillas y suelos del Instituto de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, el contenido de materia orgánica, densidad aparente, porosidad y granulometría.

- Medición de variables
  - *Contenido de materia orgánica*

Para la determinación del contenido de materia orgánica (MO) en las áreas de estudio, se aplicó la metodología que se resume en el Cuadro 5.

**Cuadro 5.** Metodología para la determinación de materia orgánica

Variable	Método	Unidades	Autor
Contenido de materia orgánica	Walkley and Black	%	Walkley and Black (1934)

El porcentaje de materia orgánica se determinó mediante las siguientes fórmulas:

$$\% M.O. = 10 \left( 1 - \frac{M}{B} \right) * F M.O.$$

Donde:

% M.O.= Porcentaje de Materia Orgánica

M= mL de FeSO<sub>4</sub> 0.5 N gastado en la muestra

B= mL de FeSO<sub>4</sub> 0.5 N gastado en el blanco

El cálculo del factor correspondiente para el porcentaje de MO se determinó por la fórmula siguiente:

$$F M O = (1.0 N) * \frac{12}{4000} * \frac{1.72}{0.77} * \frac{100}{PS}$$

Donde:

1.0 = Normalidad del K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>

$\frac{12}{4000}$  Peso miliequivalente del carbono

1.72 = Factor de transformación de carbón en M.O.

0.77 = Factor de recuperación de 77% descubierto por *Walkey*

PS = Peso de la muestra (g)



- *Granulometría*

Con la finalidad de clasificar las partículas de suelo, se preparó una muestra compuesta (Vargas *et al.*, 2021) por cada área de estudio, posteriormente se aplicó la metodología descrita en el Cuadro 6.

**Cuadro 6.** Muestra compuesta y métodos de *Bouyoucos*

Variable	Método	Unidades	Autor
Muestra	Muestra compuesta	g	Vargas <i>et al.</i> (2021)
Granulometría	<i>Bouyoucos</i>	%	Silva-Parra <i>et al.</i> , (2020)

Para obtener la granulometría en porcentajes de arcilla, limo y arena se emplearon las ecuaciones siguientes (Silva *et al.*, 2020):

$$\% \text{ Arena} = (L1 \pm T1) * 2 - 100$$

$$\% \text{ Arcilla} = (L2 \pm T2) * 2$$

$$\% \text{ Limo} = (\% \text{ Arena} + \% \text{ Acilla}) - 100$$

Donde:

*L1* = Lectura del hidrómetro tomada a los 60 segundos

*T1* = Temperatura uno  $\pm$  1

*L2* = Lectura del hidrómetro tomada a las dos horas

*T2* = Temperatura dos  $\pm$  1

Después de realizar los cálculos respectivos, se procedió a la caracterización del porcentaje mediante el triángulo textural para determinar la granulometría correspondiente al suelo de cada área de estudio (USDA, 1999).

- *Densidad aparente y porosidad del suelo*

Como se observa en el Cuadro 7, para la densidad aparente (*Da*) y la porosidad del suelo (*P*) se utilizó la metodología conocida como bolsa abierta propuesta por USDA (1999).

**Cuadro 7.** Metodología de la bolsa abierta propuesta por USDA

Variable	Método	Unidades	Autor
Densidad aparente	<i>Open bag</i>	g cm <sup>-3</sup>	USDA (1999)
Porosidad		%	

Para determinar la densidad aparente ( $D_a$ ) y posteriormente la porosidad ( $P$ ) se utilizaron las fórmulas siguientes (USDA, 1999):

$$D_a = \frac{g}{cm^3} = \frac{\text{peso de suelo seco}}{\text{volumen del suelo}}$$

$$P = 1 - \frac{D_a}{2.65}$$

Donde:

$D_a$  = Densidad aparente g cm<sup>-3</sup>

$P$  = Porosidad del suelo en porcentaje

2.65 = Constante de la densidad de todo mineral g cm<sup>-3</sup>

- *Pruebas de infiltración*

Para las tasas de infiltración se usó el método de infiltrómetro de doble anillo (anillo interno: 25 cm de diámetro, anillo externo: 35 cm de diámetro) (Figura 7) propuesto por Chagoya *et al.* (2015), que se aplicó en la temporada de lluvia cuando el suelo estaba a capacidad de campo. Posteriormente, el anillo interior se enterró al suelo a 15 cm y el externo a 25 cm; se adicionó una lámina de agua a nivel constante y el descenso del agua se midió en función del tiempo durante dos horas hasta que la velocidad de infiltración fue constante durante un lapso de dos horas (Zapata-Sierra y Manzano-Agugliaro, 2008). Para la obtención de la tasa de infiltración se aplicó el modelo de Kostiakow (Guerrero *et al.*, 2016; Weber y Apestegui, 2016).



**Figura 8.** Infiltrómetro de doble anillo

- Análisis estadístico

Los datos de los parámetros físicos del suelo (densidad aparente, porosidad y capacidad de infiltración del suelo) de las tres diferentes áreas de estudio, se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) y la prueba del rango múltiple de Duncan (Rodríguez *et al.*, 2020) con la finalidad de identificar diferencias significativas. El proceso de los datos se realizó con el paquete estadístico Statistical Analysis System para Windows® (SAS Institute, 1985).

## 2.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se determinó el porcentaje del contenido de materia orgánica en el suelo (MOS), la cual varió de 6.9 a 16.2 %. El área intervenida hace 18 años y la de conservación fueron las zonas con mayor y menor contenido de MOS, con un intervalo de concentración de materia orgánica medio y muy alto, respectivamente (Cuadro 8), lo anterior de acuerdo a la NOM-021-SEMARNAT-2000 (Semarnat, 2002).

**Cuadro 8.** Contenido de materia orgánica y granulometría en el suelo de tres áreas con diferente grado de perturbación en un bosque de clima templado.

Área de estudio		Área de conservación	Área intervenida hace 18 años	Área de reciente intervención
Variables				
Materia orgánica (%)		16.2	6.9	15.7
Intervalos de concentración de MOS		Muy alto	Medio	Alto
Granulometría (%)	Arcilla	9.4	17.4	11.4
	Limo	17.2	24.5	28.5
	Arena	73.2	58	60
Clase textural		Franco-Arenoso	Franco-Arenoso	Franco-Arenoso

Algunas de las diferencias pueden deberse a que la velocidad de humificación de la materia orgánica es diferente en las áreas de reciente intervención y de conservación (hojarasca) en comparación con el área intervenida hace 18 años (mantillo de pino). Una situación similar se presentó en el estudio realizado por Romero-Barríos *et al.* (2015) en un bosque de oyamel, pino y encino.

La granulometría es relativa a la proporción de partículas presentes en el suelo. En el área de conservación se presentó 9.4 % de arcillas y un máximo de partículas de arena de 73.2 %, mientras que en el área intervenida hace 18 años se tuvo 17.4 % de arcillas y 58.0 % de arenas (Cuadro 8). Con base en el triángulo de texturas (USDA, 1999), las tres áreas que se evaluaron en esta investigación mostraron la clase textural franco-arenosa (Cuadro 8). Estos resultados se asemejan a los publicados por Cruz-Ruiz *et al.* (2012), quienes evaluaron el efecto en las características edáficas de un bosque templado por el cambio de uso de suelo en

la ladera Norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, y cuyos resultados indicaron que el uso de suelo de bosque tuvo una proporción de partículas de 6.8 % de arcilla, 38.6 % de limo y 54.7 % de arena. De manera similar, Bayuelo *et al.* (2019) para un bosque de pino-encino de la Meseta Purépecha, Michoacán registraron 11.8 % de partículas de arcilla, limo 16.0 % y arena 72.2 %, valores muy semejantes a los resultados encontrados en este estudio.

Por otro lado, la densidad aparente como característica física del suelo presentó diferencias significativas ( $F=3.17$ ,  $P\leq 0.0782$ ) entre las áreas evaluadas. En el área de reciente intervención se registró  $0.62 \text{ g cm}^{-3}$  en comparación con el área de conservación que presentó  $0.32 \text{ g cm}^{-3}$  (Cuadro 9). Estos resultados mostraron que en las áreas de reciente intervención, el suelo se compactó hasta 48.4 % más que en las otras áreas.

**Cuadro 9.** Densidad aparente, porosidad y capacidad de infiltración del suelo en tres áreas con diferentes grados de perturbación en un bosque de clima templado

Áreas de estudio		Área de conservación	Área intervenida hace 18 años	Área de reciente intervención
<b>Variables</b>				
Densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ )	Media	0.32 a†	0.54 ab	0.62 b
	Mínima	0.23	0.31	0.33
	Máxima	0.39	0.68	1.06
	Desviación estándar +/-	0.07	0.16	0.29
Porosidad del suelo (%)	Media	88a†	80ab	77b
	Mínima	85	74	60
	Máxima	91	88	87
	Desviación estándar +/-	0.02	0.06	0.11
Capacidad de infiltración ( $\text{cm min}^{-1}$ )	Media	2.67	0.65	0.89
	Mínima	1.13	0.18	0.04
	Máxima	6.27	0.98	1.54
	Desviación estándar +/-	1.84	0.27	0.49

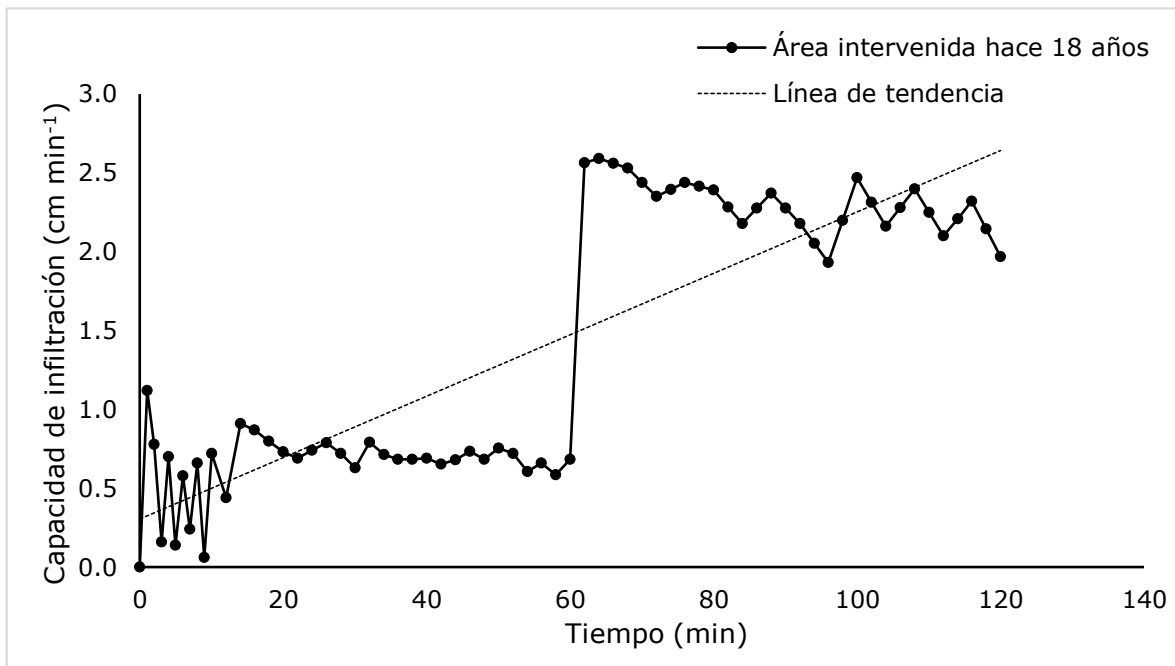
Los resultados son inferiores a los documentados por Romero-Barrios *et al.* (2015) en un estudio realizado para materia orgánica y densidad aparente en suelos del Suroeste de la Malinche, Tlaxcala, México, en el cual se consignan  $1.5 \text{ g cm}^{-3}$  de densidad aparente, pero coincide con lo establecido en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) para suelos orgánicos y volcánicos, cuya densidad aparente debe ser menor a  $1 \text{ g cm}^{-3}$ . Se infiere que en las áreas de estudio existe un adecuado flujo de agua e intercambio gaseoso en el suelo que favorece la recarga del acuífero de la región.

Otra variable evaluada fue la porosidad, la cual está directamente relacionada con la densidad aparente. Los resultados indicaron diferencias significativas ( $F=3.17$ ,  $P\leq 0.0783$ ) entre las áreas de estudio. El área de conservación presentó en promedio 88 % de porosidad en el suelo, mientras que en el área de reciente intervención fue de 77 % (Cuadro 9). Los datos de porosidad del suelo en las tres áreas evaluadas evidenciaron que el impacto generado fue mayor en el área de reciente intervención, con un intervalo de 60 a 87 %.

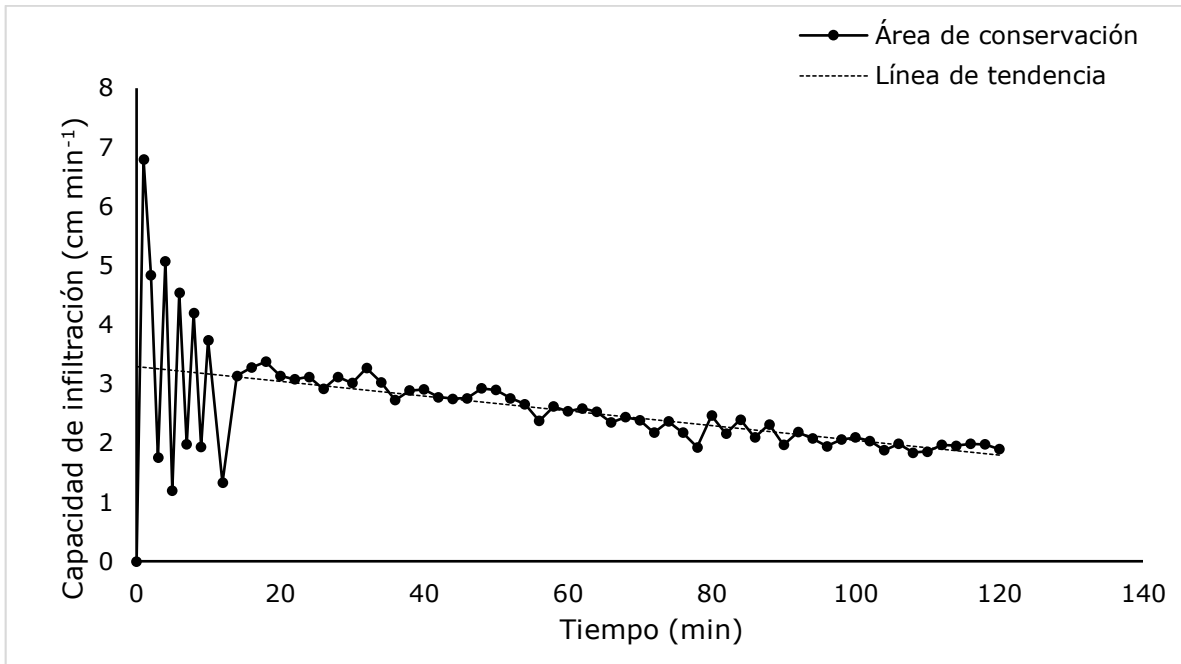
Los valores obtenidos de porosidad en este estudio son similares a los registrados por González-Barrios *et al.* (2011) quienes señalan que los espacios porosos en suelo de bosque son superiores a 62 % del volumen total. Por otro lado, Jourgholami *et al.* (2019) en el distrito de Tangar, en la región de Tyrumrud de los bosques de Hyrcanian (Irán), estimaron indicadores físicos, químicos y biológicos del suelo para evaluar la restauración de un suelo compactado después de la reforestación, y obtuvieron en cuatro tratamientos una máxima porosidad de 57.31 %.

El análisis de la prueba de infiltración vertical del recurso hídrico en el suelo forestal indicó diferencias significativas ( $F=3.95$ ,  $P\leq 0.0481$ ) entre las áreas. La capacidad de infiltración del suelo en el área de conservación tuvo en promedio una tasa de  $2.67 \text{ cm min}^{-1}$ . El área de reciente intervención registró el valor mínimo de movimiento vertical del agua con  $0.04 \text{ cm min}^{-1}$  (Cuadro 9). Cabe añadir que la capacidad de infiltración del suelo en el área de conservación tuvo valores entre  $1.22$  y  $6.80 \text{ cm min}^{-1}$  durante los primeros 12 minutos, en ese mismo tiempo las variaciones en las otras dos áreas fueron de  $0.06$  hasta  $2.78 \text{ cm min}^{-1}$ . A partir del

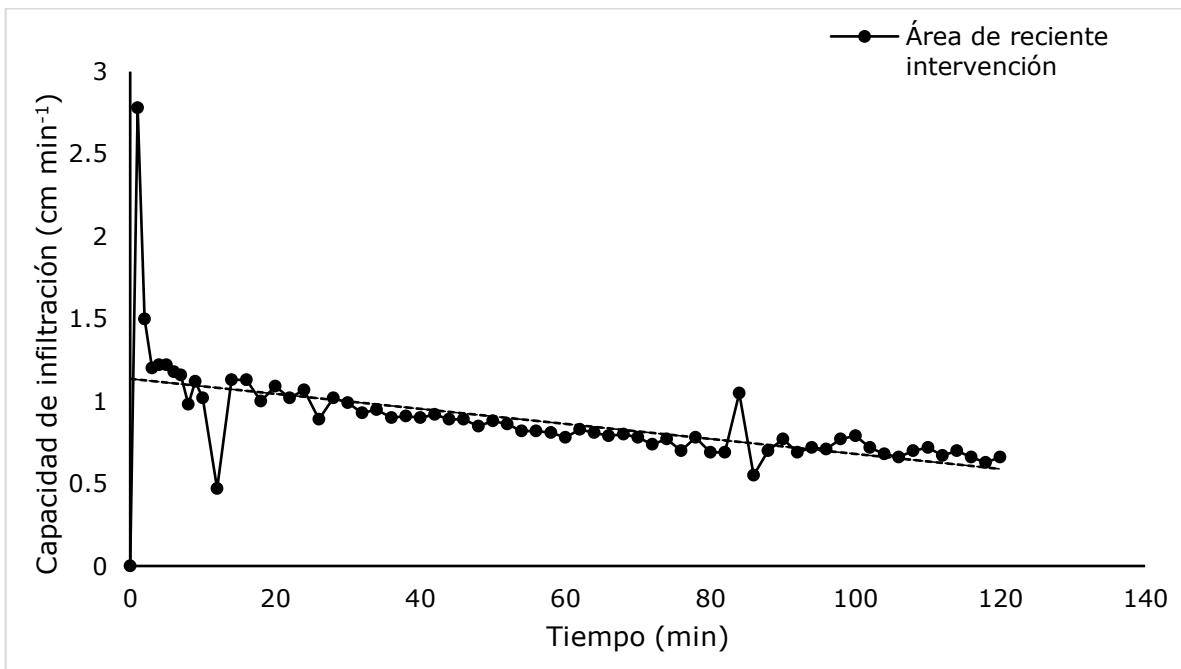
minuto 14, la capacidad de infiltración fue mayor en el área de conservación con tendencia a estabilizarse ( $1.84$  a  $3.03$   $\text{cm min}^{-1}$ ) a los 120 minutos. Sin embargo, para el área de reciente intervención, los valores de la capacidad de infiltración fueron menores en el mismo periodo ( $0.55$  a  $1.13$   $\text{cm min}^{-1}$ ). Por último, hay que resaltar que el área intervenida hace 18 años presentó menor capacidad de infiltración del minuto 14 al 58 (Figura 9), pero experimentó un incremento notorio a partir del minuto 60, con valores similares ( $1.97$  a  $2.57$   $\text{cm min}^{-1}$ ) al área de conservación (Figura 10).



**Figura 9.** Comportamiento de infiltración ( $\text{cm/min}^{-1}$ ) del suelo en el área intervenida hace 18 años



**Figura 10.** Comportamiento de infiltración ( $\text{cm}/\text{min}^{-1}$ ) del suelo en el área de conservación



**Figura 11.** Comportamiento de infiltración ( $\text{cm}/\text{min}^{-1}$ ) del suelo en el área de reciente intervención

Los resultados obtenidos en este trabajo son semejantes a los documentados por Lozano-Trejo *et al.* (2020) en un estudio realizado en la cuenca del Sur de México sobre infiltración y escurrimiento de agua en el suelo, donde obtuvieron una infiltración básica del suelo de  $2.29 \text{ cm min}^{-1}$  para un bosque similar al área de



conservación a diferencia de Matías *et al.* (2020), quienes en una investigación referente a los factores que influyen en la erosión hídrica del suelo en un bosque templado, observaron que en la vegetación de pino se puede llegar a tener una infiltración de  $0.19 \text{ cm min}^{-1}$  ( $11.76 \text{ cm h}^{-1}$ ), datos que difieren a lo registrado en el presente estudio. Por otro lado, Monárrez-González *et al.* (2018) señalan que los bosques bajo aprovechamiento forestal tienden a recuperar su flujo de infiltración con el tiempo, después de las actividades de abastecimiento que causan un impacto temporal sobre las variables hidrológicas, como se refleja en los resultados que aquí se documentan.

## **2.4 CONCLUSIONES**

Las características físico-hidrológicas en el suelo forestal se modifican de manera temporal por las actividades propias del aprovechamiento forestal maderable de los bosques templados de pino-encino, lo que aumenta la densidad aparente, reduce la porosidad y disminuye la tasa de infiltración del recurso hídrico durante un evento de precipitación.

Durante el establecimiento y desarrollo de las nuevas masas forestales resultantes del aprovechamiento, el suelo forestal tiende a recuperar sus condiciones físicas y químicas a través del tiempo, lo que incrementa la porosidad y la capacidad de infiltración del agua de lluvia. Este impacto positivo se atribuye al crecimiento y desarrollo del sistema radicular de la nueva vegetación, a la incorporación constante de materia orgánica y a poblaciones de microorganismos presentes en suelo.

## 2.5 REFERENCIAS

Azañero Aquino, L., M. Ñique Álvarez y N. Florida Rofner. 2020. Calidad del suelo en diferentes sistemas de uso en selva alta de Huánuco, Perú. *Revista Tayacaja* 3(1):112-125. Doi: 10.46908/rict.v3i1.75.

Bayuelo-Jiménez, J. S., I. Ochoa, E. D. L. Cruz-Torres, y T. Muraoka. 2019. Efecto del uso del suelo en las formas y disponibilidad de fósforo de un Andisol de la Meseta P´urhépecha, Michoacán. *Terra Latinoamericana* 37(1):35-44. Doi: 10.28940/tl.v37i1.367.

Béjar-Pulido, S. J., I. Cantú-Silva, H. González-Rodríguez, J. G. Marmolejo-Moncivais, M. I. Yáñez-Díaz and E. O. Luna-Robles. 2021. Effect of land use change and agricultural management on physical and hydrological properties of an Andosol in Uruapan, Michoacán. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 27(2):323–335. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2020.04.032.

Bolaños González, M. A., F. Paz Pellat, C. O. Cruz Gaistardo, J. A. Argumedo Espinoza, V. M. Romero Benítez y J. C. de la Cruz Cabrera. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34(3):271-288. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v34n3/2395-8030-tl-34-03-00271.pdf>. (20 de octubre de 2022).

Chagoya Fuentes, J. L., C. Mallén Rivera, M. A. McDonald, F. Jiménez Otarola, M. Akbar Ibrahim, L. Velázquez Fragoso y F. Becerra Luna. 2015. Información hidrológica, primer paso para diseñar una política local de pago por servicios ambientales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6(29):24-43. <http://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v6n29/v6n29a3.pdf>. (28 de octubre de 2022).

Chamizo-Checa, S., E. M. Otazo-Sánchez, A. J. Gordillo-Martínez, C. A. González-Ramírez, J. Suárez-Sánchez, y H. Muñoz-Nava. 2018. El cambio climático y la disponibilidad agua en sub-cuencas del Valle del Mezquital, México. *Revista*

*Iberoamericana* de *Ciencias* (5):40-51.  
<http://www.reibci.org/publicados/2018/oct/3000102.pdf>. (29 de noviembre de 2022).

Chaudhari, P. R., D. V. Ahire, V. D. Ahire, M. Chkravarty, and S. Maity. 2013. Soil bulk density as related to soil texture, organic matter content and available total nutrients of Coimbatore soil. *International Journal of Scientific and Research Publications* 3(2):1-8.  
<https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.299.7022&rep=rep1&type=pdf>. (8 de enero de 2023).

Cruz-Leyva, I. A., J. R. Valdez-Lazalde, G. Ángeles-Pérez, y H.M. D. L. Santos-Posadas. 2010. Modelación espacial de área basal y volumen de madera en bosques manejados de *Pinus patula* y *P. teocote* en el ejido Atopixco, Hidalgo. *Madera y Bosques* 16(3):75-97.

Cruz-Ruiz, E., A. Cruz-Ruiz, L. I. Aguilera-Gómez, H. T. Norman-Mondragón, R. A. Velázquez, G. Nava-Bernal, y B. G. Reyes-Reyes. 2012. Efecto en las características edáficas de un bosque templado por el cambio de uso de suelo. *Terra Latinoamericana* 30(2):189-197. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v30n2/2395-8030-tl-30-02-00189.pdf>. (05 de enero de 2023).

Dourojeanni, M. J. 2020. ¿Es sostenible el aprovechamiento maderero de bosques naturales en el Perú?. *Revista Forestal del Perú*, 35(2):80-93. Doi: 10.21704/rfp.v35i2.1577.

Dueñez-Alanís, J., Gutiérrez, J., Pérez, L., & Návar, J. (2006). Manejo silvícola, capacidad de infiltración, escurrimiento superficial y erosión. *Terra Latinoamericana*, 24(2), 233-240. <https://www.redalyc.org/pdf/573/57311108010.pdf>. (17 de octubre de 2022).

Endara A., Á. R. y F. Herrera T. 2016. Deterioro y conservación de los bosques del Nevado de Toluca y el rol de los actores locales. *CIENCIA ergo-sum* 23(3):247-254. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5713913>. (10 de octubre de 2022).

González-Barrios, J. L., G. González-Cervantes, I. Sánchez-Cohen, A. López-Santos y L. M. Valenzuela-Núñez. 2011. Caracterización de la porosidad edáfica como indicador de la calidad física del suelo. *Terra Latinoamericana* 29(4):369-377. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0187-57792011000400369](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792011000400369). (18 de febrero de 2023).

Guerrero A., A. M., N. Tornés O., O. Brown M. y Y. Gómez M. 2016. Evaluación de tres modelos en la estimación de la infiltración acumulada. *Revista Ingeniería Agrícola* 6(3):41-47. <https://revistas.unah.edu.cu/index.php/IAgric/article/view/826/859>. (15 de diciembre de 2022).

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1992. Síntesis geográfica del estado de Hidalgo. *INEGI*. Aguascalientes, Ags., México. 136 p.

Jourgholami, M., T. Ghassemi and E. R. Labelle. 2019. Soil physio-chemical and biological indicators to evaluate the restoration of compacted soil following reforestation. *Ecological Indicators* (101):102-110. Doi: 10.1016/j.ecolind.2019.01.009.

López-Hernández, J. A., Ó. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. C. Monarrez-Gonzalez, M. A. González-Tagle y J. Jiménez-Pérez. 2017. Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques* 23(1):39-51. Doi: 10.21829/myb.2017.2311518.

Lozano-Trejo, S., J. Olazo-Aquino, M. I. Pérez-León, E. Castañeda-Hidalgo, G. O. Díaz-Zorrilla y G. M. Santiago-Martínez. 2020. Infiltración y escurrimiento de agua en suelos de una cuenca en el sur de México. *Terra Latinoamericana* 38(1):57-66. Doi: 10.28940/terra.v38i1.443.

Matías R., M., J. D. Gómez D., A. I. Monterroso R., M. Uribe G., ... y C. Asencio. 2020. Factores que influyen en la erosión hídrica del suelo en un bosque templado. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 11(59):51-71. Doi: 10.29298/rmcf.v11i59.673.

Monárrez-González, J. C., G. Pérez-Verdín, C. López-González, M. A. Márquez-Linares y M. del S. González-Elizondo. 2018. Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y Bosques* 24(2):e2421569. Doi: 10.21829/myb.2018.2421569.

Muñoz I., D. J., M. Ferreira R., I. B. Escalante A. y J. López G. 2013. Relación entre la cobertura del terreno y la degradación física y biológica de un suelo aluvial en una región semiárida. *Terra Latinoamericana* 31(3):201-210. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v31n3/2395-8030-tl-31-03-00201.pdf>. (22 de noviembre de 2022).

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (ONUAA). 2016. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015 ¿Cómo están cambiando los bosques del mundo? ONUAA. Roma, RM, Italia. 44 p. <http://www.fao.org/3/i4793s/i4793s.pdf>. (21 de diciembre de 2022).

Pérez-Campomanes, G. y J. Iannacone. 2020. Impacto del cambio climático en la disponibilidad de las aguas superficiales en Sudamérica. *Paideia XXI* 10(1):173-202. Doi: 10.31381/paideia.v10i1.2981.

Rodríguez D., I., H. I. Pérez I., R. M. García B. y A. J. Quezada M. 2020. Efecto del manejo agrícola en propiedades físicas y químicas del suelo en diferentes agroecosistemas. *Revista Universidad y Sociedad* 12(5):389-398. <http://scielo.sld.cu/pdf/rus/v12n5/2218-3620-rus-12-05-389.pdf>. (23 de febrero de 2023).

Romero-Barrios, C., E. García-Gallegos y E. Hernández-Acosta. 2015. Materia orgánica y densidad aparente en suelos del suroeste de La Malinche, Tlaxcala, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 2(5):63-70. <http://www.reibci.org/publicados/2015/septiembre/1200108.pdf>. (27 de enero de 2023).

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) y Colegio de Postgraduados (CP). 2002. Evaluación de la degradación del suelo causada por el

hombre en la República Mexicana. Escala 1:250 000. *Memoria Nacional 2001-2002*. Semarnat y CP. Texcoco, Edo. Méx., México. 69 p. [https://www.researchgate.net/publication/307967321\\_SEMARNAT-CP\\_2003\\_Memoria\\_Nacional\\_2001,2002\\_Evaluacion\\_de\\_la\\_Degradacion\\_del\\_Suelo\\_causada\\_por\\_el\\_Hombre\\_en\\_la\\_Republica\\_Mexicana\\_escala\\_1250000\\_Memoria\\_Nacional](https://www.researchgate.net/publication/307967321_SEMARNAT-CP_2003_Memoria_Nacional_2001,2002_Evaluacion_de_la_Degradacion_del_Suelo_causada_por_el_Hombre_en_la_Republica_Mexicana_escala_1250000_Memoria_Nacional). (27 de noviembre de 2022).

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2002. NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. *Diario Oficial de la Federación*, 31 de diciembre de 2002. México D. F., México. 73 p. <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>. (14 de enero de 2023).

Servicios Forestales de Hidalgo (Serforh). 2011. Estudio Regional Forestal de la Unidad de Manejo Forestal 1302 "Zacualtipán-Molango". Serforh S. C. y Asociación de Productores Forestales de la Región Zacualtipán-Molango, A. C. Mineral de la Reforma, Hgo., México. 423 p. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/9/2943Estudio%20Regional%20Forestal%201302..pdf>. (18 de diciembre de 2022).

Silva P., A., B. A. Rodríguez R. y N. Vargas A. 2020. Análisis textural en la regulación de funciones ecosistémicas en sistemas agroforestales de un oxisol de Piedemonte Llanero en época seca, Colombia. *Idesia* 38(3):43-51. Doi: 10.4067/S0718-34292020000300043.

Statistical Analysis System Institute (SAS). 1985. SAS/STAT Guide for Personal Computers, Version 6 Edition. *SAS Institute*. Ann Arbor, MI, United States of America. 378 p.

Turnbull, L., J. Wainwright and R. E. Brazier. 2010. Changes in hydrology and erosion over a transition from grassland to shrubland. *Hydrological Processes* 24(4):393-414. Doi: 10.1002/hyp.7491.

United States Department of Agriculture (USDA). 1999. Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. *USDA*. Washington, DC, Estados Unidos de América. 82 p. <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/Gu%C3%ADa%20para%20la%20Evaluaci%C3%B3n%20de%20la%20Calidad%20y%20Salud%20del%20Suelo.pdf>. (6 de enero de 2023).

Valladares-Samperio, K. and L. Galicia-Sarmiento. 2021. Impacts of forest management on soil properties: a fundamental research topic for Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 27(1):33-52. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2019.11.088.

Vargas D., R. E., J. R. Galindo P. y R. Giraldo H. 2021. Análisis espacial de propiedades físicas del suelo de la Hoya del Río Suárez, Boyacá–Santander (Colombia), utilizando componentes principales. *Investigación Agraria* 23(1):8-16. Doi: 10.18004/investig.agrar.2021.junio.2301657.

Walkley, A. and I. A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acidtitration method. *SoilScience* 37(1):29-38. Doi:10.1097/00010694-193401000-00003.

Weber, J. F. y L. Apestegui. 2016. Relaciones entre parámetros de los modelos de infiltración de Kostiakov y Lewis-Kostiakov, Córdoba, Argentina. *Tecnología y Ciencias del Agua* 7(2):115-132. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v7n2/2007-2422-tca-7-02-00115.pdf>. (12 de enero de 2023).

Zapata-Sierra, A. y F. Manzano-Agugliaro. 2008. Influencia de seis especies arbóreas en la infiltración de agua en el suelo. *Agrociencia* 42(7):835-845. <http://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v42n7/v42n7a10.pdf>. (19 de diciembre de 2022).



### CAPITULO III

## ESPECIES FORESTALES CON POTENCIAL DE ENRIZAMIENTO Y ADAPTACIÓN A CONDICIONES ADVERSAS PARA EL CONTROL DE EROSIÓN DEL SUELO: CASO DE ESTUDIO, *Populus alba* L.

### Resumen

El *Populus alba* L. es una especie arbórea al igual que otras especies forestales presenta características fisiológicas que favorecen la emisión de rebrotes, que se manifiestan cuando ocurre algún daño recuperando biomasa aérea y/o radicular afectada. El objetivo de esta investigación fue evaluar el crecimiento y desarrollo de las raíces adventicias de esquejes de la especie de *Populus alba* L. combinando tres diferentes diámetros y dosis crecientes de ácido indol-3-butírico. Se implementó la técnica de propagación vegetativa de *P. alba* de reproducción asexual, consistió en seleccionar tres diferentes rangos de diámetros de esquejes que fueron: **A** de 0.5–1.4 cm, **B** de 1.5–2.4 cm y **C** de 2.5–4.0 cm y la combinación de cinco tratamientos de AIB. Las dosis fueron T0-tratamiento testigo, T1–1500 ppm, T2–3000 ppm, T3–5000 ppm y T4–10000 ppm. El diseño experimental de bloques completos al azar con un arreglo factorial de 3A x 5B con 4 repeticiones y 3 esquejes por unidad experimental con un total de 12 esquejes por tratamiento sumando en total 180 esquejes del experimento. Los resultados mostraron que el número y longitud de raíces por esqueje presentan diferencias significativas ( $P \leq 0.01$ ) entre los diferentes diámetros de los esquejes y la dosis de ácido-3-butirico. En el proceso de enraizamiento se encontró la correlación positiva entre el grosor del esqueje con el número de raíces (0.27497). Se concluye que la especie de *Populus alba* L. presenta potencial de enraizamiento de esquejes de manera natural ya que los esquejes de diámetro 2.5-4.0 cm y sin aplicación de ácido indol-3-butírico resultaron mejores en el número, longitud, grosor de raíces y raíces secundarias formadas en el proceso de enraizamiento en invernadero.

**Palabras clave:** Ácido Indo-3 Butírico, crecimiento, diámetros, esqueje, *Populus alba* L., raíz.

## **Abstract**

*Populus alba* L. is a tree species that, like other forest species, presents physiological characteristics that favor the emission of resprouts, which are manifested when damage occurs, recovering the affected aerial and/or root biomass. The objective of this research was to evaluate the growth and development of adventitious roots of cuttings of *Populus alba* species combining three different diameters and increasing doses of indole-3-butyric acid. The vegetative propagation technique of asexual reproduction of *P. alba* was implemented, which consisted of selecting three different ranges of diameters of cuttings: A from 0.5-1.4 cm, B from 1.5-2.4 cm and C from 2.5-4.0 cm and the combination of five treatments of IBA. The doses were T0-control treatment, T1-1500 ppm, T2-3000 ppm, T3-5000 ppm and T4-10000 ppm. The experimental design was randomized complete blocks with a factorial arrangement of 3A x 5B with 4 replications and 3 cuttings per experimental unit with a total of 12 cuttings per treatment for a total of 180 cuttings in the experiment. The results showed that the number and length of roots per cutting presented significant differences ( $P \leq 0.01$ ) between the different diameters of the cuttings and the dose of 3-butyric acid. In the rooting process, the positive correlation between the thickness of the cuttings with the number of roots was found (0.27497). It is concluded that the species *Populus alba* L. presents potential for rooting of cuttings in a natural way since the cuttings of diameter 2.5-4.0 cm and without application of indole-3-butyric acid resulted better in the number, length, thickness of roots and secondary roots formed in the process of rooting in greenhouse.

**Key words:** Indo-3-butyric acid, growth, diameters, cuttings, *Populus alba* L., root.

### 3.1 INTRODUCCIÓN

*Populus alba* L. (Álamo, álamo blanco y/o chopo blanco) es un taxón forestal introducido en México, originaria de Marruecos con una distribución principal en la península ibérica por Europa central hasta Asia central, teniendo presencia en México en los estados de Durango, Coahuila, Zacatecas, San Luis Potosí, Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Hidalgo, Estado de México, entre otros (Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, 2021).

El álamo blanco es una especie arbórea caducifolia que comúnmente se encuentra en lugares de ambientes urbanos, esta especie se caracteriza por tener copa redonda, es de rápido crecimiento, pero poco longevo (60-70 años) con troncos gruesos y sistema radicular fuerte con gran número de raíces secundarias que emiten gran cantidad de renuevos cubriendo superficies al rededor del árbol principal (Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, 2021). Esta especie tiene diferentes usos, entre los destacan los ornamentales, maderables, medicinales, remediación de suelos, cortinas rompe vientos, estabilización de vegetación ribereña, restauración y conservación de suelos (Rubio *et al.*, 2013). El *Populus alba* al igual que otras especies forestales presenta características fisiológicas que favorecen la emisión de rebrotes, que se manifiestan cuando ocurre algún daño recuperando de biomasa aérea y/o radicular afectada (Smith *et al.*, 2018; Cabrera *et al.*, 2022). Es de importancia aprovechar esta capacidad de rebrote de la especie para obtener mayor número de esquejes de la planta madre y clonar los genotipos deseados (Escamilla-Hernández *et al.*, 2021).

Las principales ventajas de la propagación asexual es replicar organismos con composiciones genéticas únicas, lo que es imposible replicar mediante semilla botánica (Soudre *et al.*, 2008), siendo el método de esquejes uno de los utilizados (Stuepp *et al.*, 2018). Este método de propagación se realiza mediante el tejido meristemático donde se localizan las células que se encuentran en constante división celular con la finalidad de originar nuevos órganos indispensables para el proceso de la formación de una nueva plántula (Gárate-Navarro *et al.*, 2017). Para favorecer la división celular del tejido meristemático es importante utilizar hormonas

reguladoras de crecimiento para estimular la formación de raíces por morfogénesis en la base del esqueje. Los reguladores de crecimiento vegetal son compuestos sintetizados, pero también se obtienen de otros organismos naturales (Alcántara-Cortés *et al.*, 2019).

Un regulador de crecimiento usado en la actualidad como fitohormona es el ácido indol-3-butírico (AIB) el cual, es una auxina que en la mayoría de especies vegetales ha demostrado tener efectividad como promotora de enraizamiento debido a su estabilidad y solubilidad (Abanto-Rodríguez *et al.*, 2015; Tilahun *et al.*, 2019), pero se desconoce la respuesta en esquejes con diferente cantidad de reservas de carbohidratos en especies que aparentemente tienen alta capacidad de enraizamiento. Por lo cual, el objetivo de esta investigación fue evaluar el crecimiento y desarrollo de las raíces adventicias de esquejes de la especie de *Populus alba* combinando tres diferentes diámetros y cuatro dosis de ácido indol-3-butírico.

### 3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

- Material vegetal, recolecta, aplicación de AIB y plantación

Para esta investigación se implementó la técnica de propagación vegetativa de *Populus alba* debido a que es considerada con un método confiable de reproducción asexual para la obtención de un nuevo individuo a partir de la planta madre (Sisaro y Hagiwara, 2016).

En enero de 2021, se seleccionaron árboles adultos de *Populus alba* para la colecta de esquejes que se encuentran ubicados dentro de las áreas verdes del instituto con altura promedio de 10 m, se escogieron los árboles vigorosos y libres de plagas y/o enfermedades (Figura 12). Se colectaron ramas principales en las primeras horas de la mañana para evitar la transpiración y en el invernadero se elaboraron 180 esquejes de 35 cm de longitud de tres diferentes diámetros, los cuales se colocaron en recipientes con agua. La longitud del esqueje se midió con un flexómetro de 3 m de la marca *Pretul*<sup>®</sup> y los diámetros con un vernier de la marca *Mitutoyo*<sup>®</sup>.



**Figura 12.** Colecta de esquejes de la especie de *Populus alba* L.

Con la finalidad de lograr un balance entre la fotosíntesis y la transpiración a los esquejes se les realizó una poda del 80% de su área foliar dejando solamente las hojas que se observaron con mayor vigor de acuerdo a lo propuesto por Abanto-Rodríguez *et al.* (2015) (Figura 13).



**Figura 13.** Poda del área foliar de la especie de *Populus alba* L.

Con tablas de madera se construyeron cámaras de enraizamiento de 35 cm de ancho por 250 cm de largo y 35 cm de profundidad, las cuales se revistieron con una película de polietileno negro con orificios en el fondo (Figura 14). La mezcla del sustrato para el enraizamiento fue de aserrín al 60%, vermiculita al 20%, turba de musgo al 15% y tezontle al 5% (Aguilera *et al.*, 2015) (Figura 15).



**Figura 14.** Cámaras de enraizamiento para la propagación asexual de *Populus alba* L.



**Figura 15.** Mezcla de sustrato para cámaras de enraizamiento de la especie *Populus alba* L.



La aplicación del tratamiento hormonal en los esquejes se realizó mediante la aplicación del AIB (solución polvosa) en concentraciones de 1500 ppm (T1), 5000 ppm (T3) y 10000 ppm (T4) donde consistió en sumergir el esqueje en la solución polvosa en 10 cm de la sección basal, con la finalidad de que el esqueje quede impregnado uniformemente el área de plantación con la solución de la hormona, de la misma manera, la solución líquida de 3000 ppm (T2) se sumergió el esqueje 10 cm durante 20 segundos y para el tratamiento testigo solo se utilizó agua (Figura 16).



**Figura 16.** Aplicación del tratamiento hormonal en los esquejes de la especie de *Populus alba* L.

Posteriormente los esquejes se enterraron hasta 10 cm en la cámara de enraizamiento identificándolos para posteriormente realizar la toma de datos (Figura 17). Durante el periodo de evaluación los esquejes se regaron uniformemente cada tercer día de manera manual, se utilizó un calentador eléctrico de aceite marca *Pelonis*<sup>™</sup>, para mantener la temperatura en el rango de 10 a 30 °C, la cual se midió

con termómetro de la marca *BioTemp*<sup>™</sup>. La humedad relativa promedio se registró con hidrotérmetro digital de la marca *Steren*<sup>™</sup>. Los muestreos fueron destructivos debido a que se extrajeron y manipularon cada esqueje para la toma de datos de las variables a evaluar.



**Figura 17.** Plantación de esquejes de *Populus alba* L.

- Aplicación de tratamientos

La investigación consistió en seleccionar tres diferentes rangos de diámetros de esquejes que fueron: **A** de 0.5–1.4 cm, **B** de 1.5–2.4 cm y **C** de 2.5–4.0 cm y la combinación con los cinco tratamientos de AIB. Las dosis fueron T0-tratamiento testigo, T1–1500 ppm, T2–3000 ppm, T3–5000 ppm y T4–10000 ppm, obteniendo un total de 15 tratamientos.

- Diseño experimental

La investigación se estableció con un diseño experimental de bloques completos al azar con un arreglo factorial de 3A x 5B con 4 bloques y 3 esquejes por unidad experimental con un total de 12 esquejes por tratamiento sumando en total 180 esquejes del experimento. El factor A se constituyó por tres niveles de diámetros (grosor) de los esquejes: A, B y C. Para el factor B por cinco dosis de AIB: 0, 1500, 3000, 5000 y 10000 ppm respectivamente. Las variables que se evaluaron fueron: número de raíces, diámetro de la raíz, longitud de raíz y número de raíces secundarias (estas últimas son las raíces delgadas que aparecen en la raíz principal generada por los esquejes).

- Análisis estadístico

A los datos obtenidos en invernadero de las variables evaluadas se aplicó el análisis de varianza (ANOVA), aquellas variables que presentaron diferencias significativas ( $P \leq 0.05$ ) se sometieron a la prueba de comparación de medias Tukey con nivel de confianza del 95%. Al igual, se realizó un análisis de correlación de Pearson. El proceso de los datos se realizó mediante el paquete estadístico Statistica® (V.10).

### 3.3 RESULTADOS

- Número de raíces por esqueje

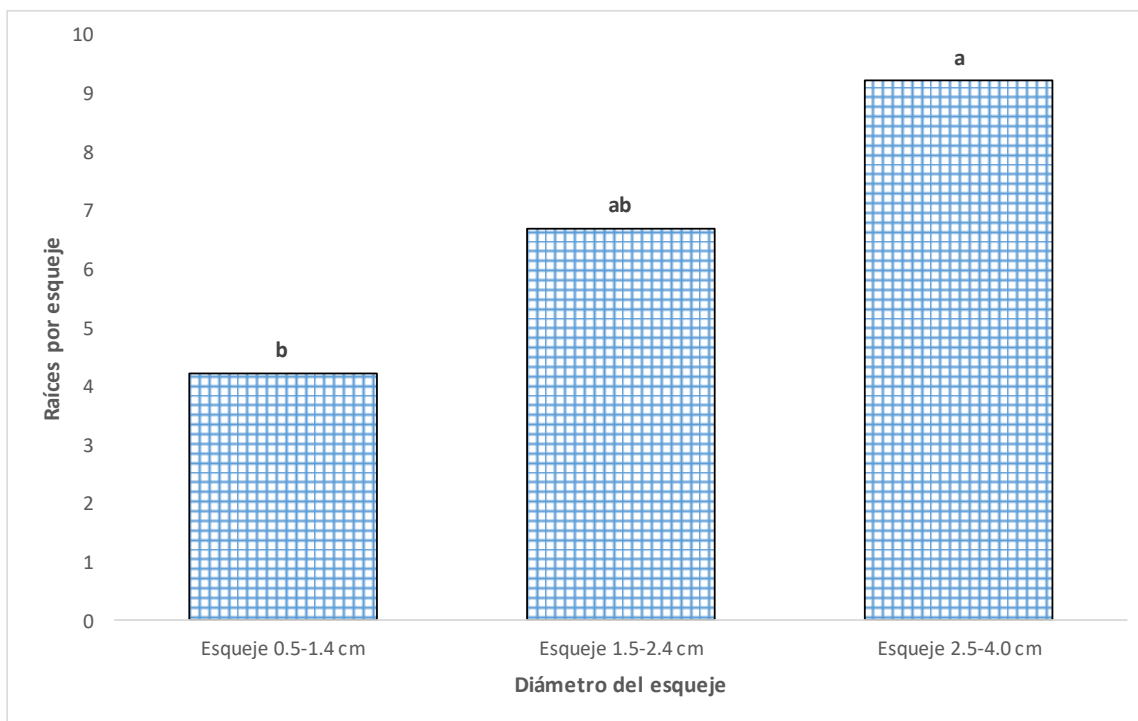
El análisis de varianza mostró para la variable número de raíces por esqueje, tuvo diferencias estadísticas significativas ( $P \leq 0.01$ ) entre los diferentes diámetros de los esquejes (Cuadro 10). La misma variable no presentó diferencias significativas ( $P \leq 0.10$ ) entre las diferentes dosis de aplicación de AIB (tratamientos) y en la interacción del diámetro de esqueje con dosis de AIB.

**Cuadro 10.** Significancia del diámetro de esquejes, dosis de AIB y la interacción del diámetro de esquejes\*dosis de AIB en el número de raíces por esqueje de *P. alba* en invernadero

Fuente	GL	F-Valor	Pr>F
Diámetro esqueje	2	8.39	0.0004
Dosis de AIB	4	1.56	0.1887
Diámetro esqueje* Dosis de AIB	8	1.49	0.1699

GL= Grados de libertad.

Los esquejes con diámetros de 2.5-4.0 cm tuvieron el promedio mayor de número de raíces con valor de 9.2, mientras que los esquejes con grosor de 0.5-1.4 cm de diámetro tuvieron el promedio menor de 4.2 raíces por esqueje (Figura 18). La diferencia calculada es de 5 raíces entre valores extremos lo que significa que los esquejes de mayor grosor (diámetro) presentan hasta el 54.3% más de raíces por esqueje. De hecho, las dosis aplicadas de AIB no modificaron la aparición del número de raíces en los esquejes, esto se puede deber a que a mayor diámetro existe un posible aumento de presencia de tejidos meristemáticos, como lo son los meristemas axiales. La media general fue de 6.9 raíces por esqueje en todo el experimento, ligeramente superior al número promedio de raíces presentadas por los esquejes de diámetro de 1.5-2.4 cm (6.7 raíces por esqueje). En ese mismo sentido el mayor grosor del esqueje (2.5-4.0 cm) obtuvo el 25.0% más de número de raíces por esqueje de la media del experimento.



**Figura 18.** Número promedio de raíces en diferente diámetro de esqueje en *Populus alba* en invernadero

- Longitud de raíces por esqueje

Los resultados mostraron que existen diferencias estadísticas significativas ( $P \leq 0.01$ ) en la longitud de la raíz generadas entre los diferentes diámetros de esquejes, dosis de AIB y la interacción del diámetro del esqueje y la dosis de AIB (Cuadro 11).

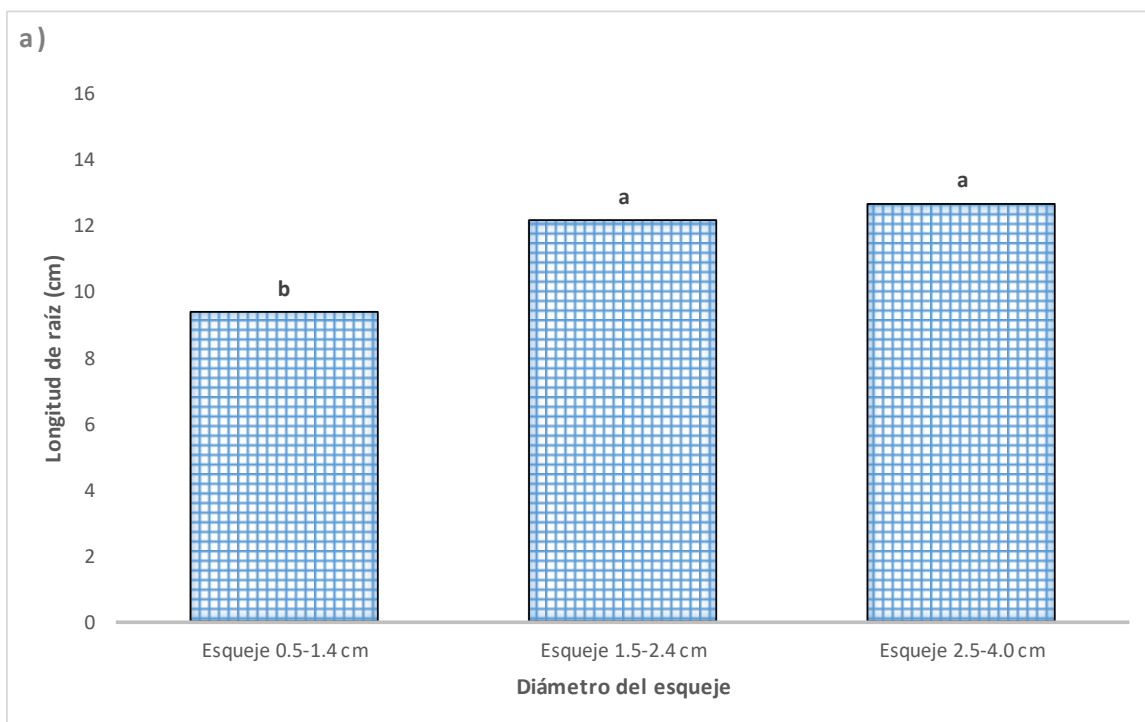
**Cuadro 11.** Significancia del diámetro de esquejes, dosis de AIB y la interacción del diámetro de esquejes\*dosis de AIB en la longitud de raíces por esqueje de *P. alba* en invernadero

Fuente	GL	F-Valor	Pr>F
Diámetro esqueje	2	20.92	0.0001
Dosis de AIB	4	8.70	0.0001
Diámetro esqueje*Dosis de AIB	8	5.60	0.0001

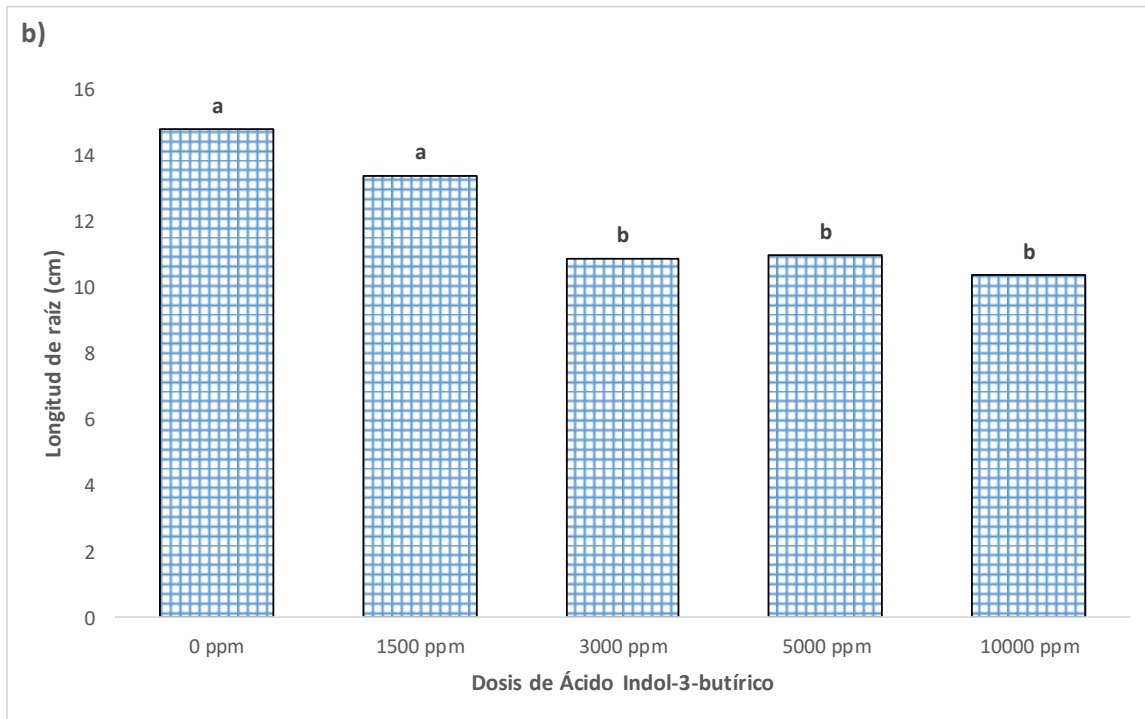
GL= Grados de libertad.

La longitud de las raíces generadas en el proceso de enraizamiento fue mayor en los esquejes de diámetros de 2.5-4.0 y 1.5-2.4 cm con 12.7 y 12.2 cm respectivamente, mientras que los esquejes con 0.5-1.4 cm de diámetro las

longitudes promedio de las raíces fueron de 9.4 cm (Figura 19). El promedio general de la longitud de las raíces fue de 11.9 cm. La diferencia calculada entre valores extremos fue de 3.3 cm lo que significa que a los 90 días los esquejes de mayor grosor (2.5-4.0 y 1.5-2.4 cm de diámetro) tuvieron el 25.9% más largas las raíces favoreciendo el enraizamiento de los esquejes. En ese mismo sentido el tratamiento testigo y la menor dosis de AIB (1500 ppm) presentaron la mayor longitud de raíz (14.8 y 13.4 cm respectivamente) mientras que el tratamiento de 10000 ppm las raíces tuvieron menor crecimiento (10.4 cm) habiendo una diferencia calculada de 4.4 cm entre valores extremos, lo que significa que el tratamiento testigo (sin AIB) a los 90 días el crecimiento de sus raíces fue 29.7% mayor al tratamiento con mayor dosis de AIB (10000 ppm). Las dosis de 3000, 5000 y 10000 ppm tuvieron menor longitud de raíces por esqueje del promedio general del ensayo (Figura 20).



**Figura 19.** Longitud de raíz por diámetro de esqueje de *P. alba* en invernadero



**Figura 20.** Longitud de raíz por dosis de AIB en esquejes de *P. alba* en invernadero

- Diámetro de raíces por esqueje

El análisis de varianza mostró que existen diferencias estadísticas significativas ( $P \leq 0.01$ ) entre el grosor de los esquejes en el diámetro de las raíces generadas durante el proceso de enraizamiento y en la interacción del diámetro del esqueje y la dosis de AIB. Este último no presentó diferencias significativas en el diámetro de las raíces que aparecieron en el enraizamiento de las estacas (Cuadro 12).

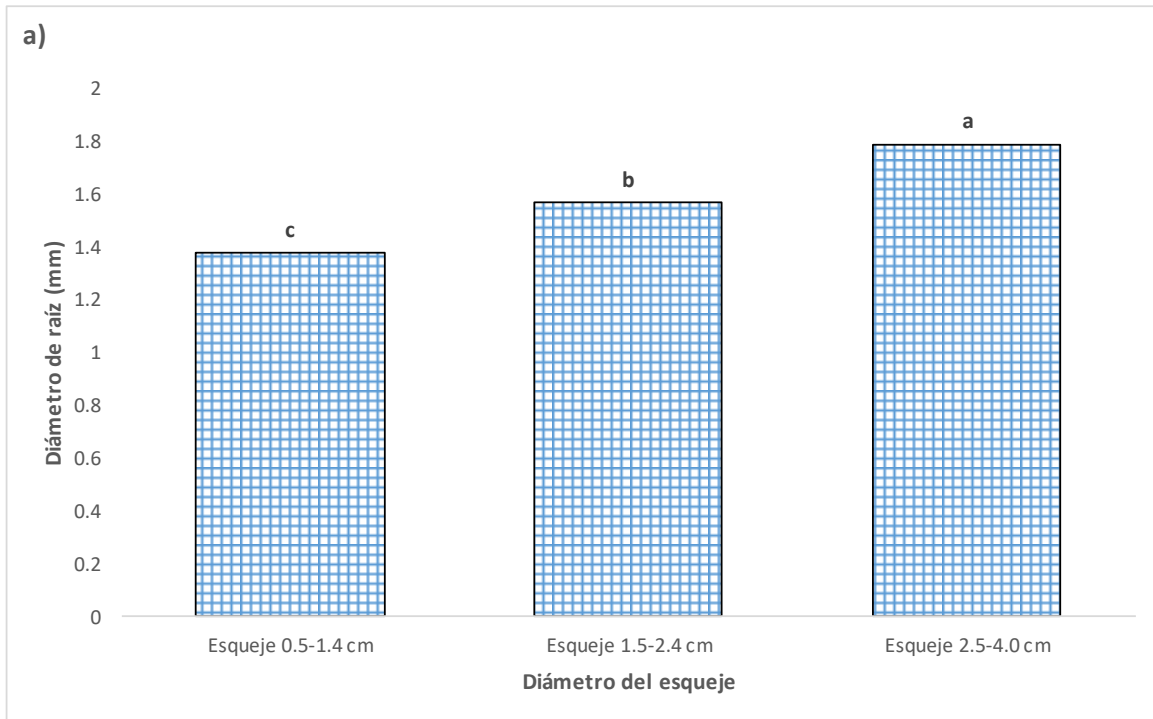
**Cuadro 12.** Significancia del diámetro de esquejes, dosis de AIB y la interacción del diámetro de esquejes\*dosis de AIB en el diámetro de las raíces generadas por esqueje de *P. alba* en invernadero

Fuente	GL	F-Valor	Pr>F
Diámetro esqueje	2	29.09	0.0001
Dosis de AIB	4	0.70	0.5942
Diámetro esqueje* Dosis de AIB	8	5.21	0.0001

GL= Grados de libertad.

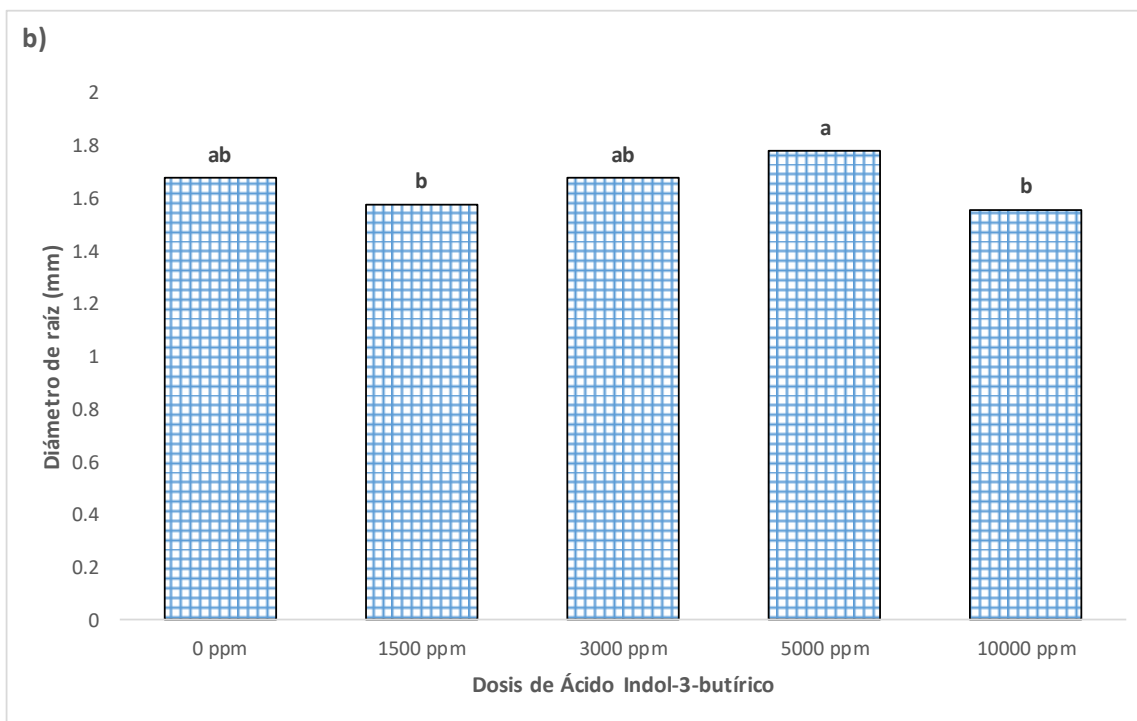
Los esquejes con mayor diámetro (2.5-4.0 cm) generaron raíces más gruesas (1.8 mm) durante el proceso de enraizamiento y los esquejes con el menor diámetro (0.5-1.4 cm) presentaron raíces delgadas (1.4 mm) (Figura 15). Respecto a los

tratamientos de AIB los esquejes que generaron raíces de mayor diámetro fue la dosis de 5000 ppm (1.8 mm) mientras que la dosis de 10000 ppm tuvo el menor valor con 1.6 mm. La prueba de comparación de medias de Tukey muestra que no hay diferencias significativas al comparar el valor del testigo (1.7 mm) al cual no se le aplicó AIB con los valores obtenidos por la mayor dosis de AIB y con el valor obtenido de grosor de las raíces (Figura 21).



**Figura 21.** Diámetro de raíz por diámetro de esqueje de *P. alba* en invernadero





**Figura 22.** Diámetro de raíz por dosis de AIB en esquejes de *P. alba* en invernadero

- Número de raíces secundarias por esqueje

Los resultados del análisis de varianza mostraron diferencias estadísticas significativas ( $P \leq 0.01$ ) en el número de raíces secundarias entre los diámetros de esquejes, dosis de AIB y la interacción de ambos (Cuadro 13).

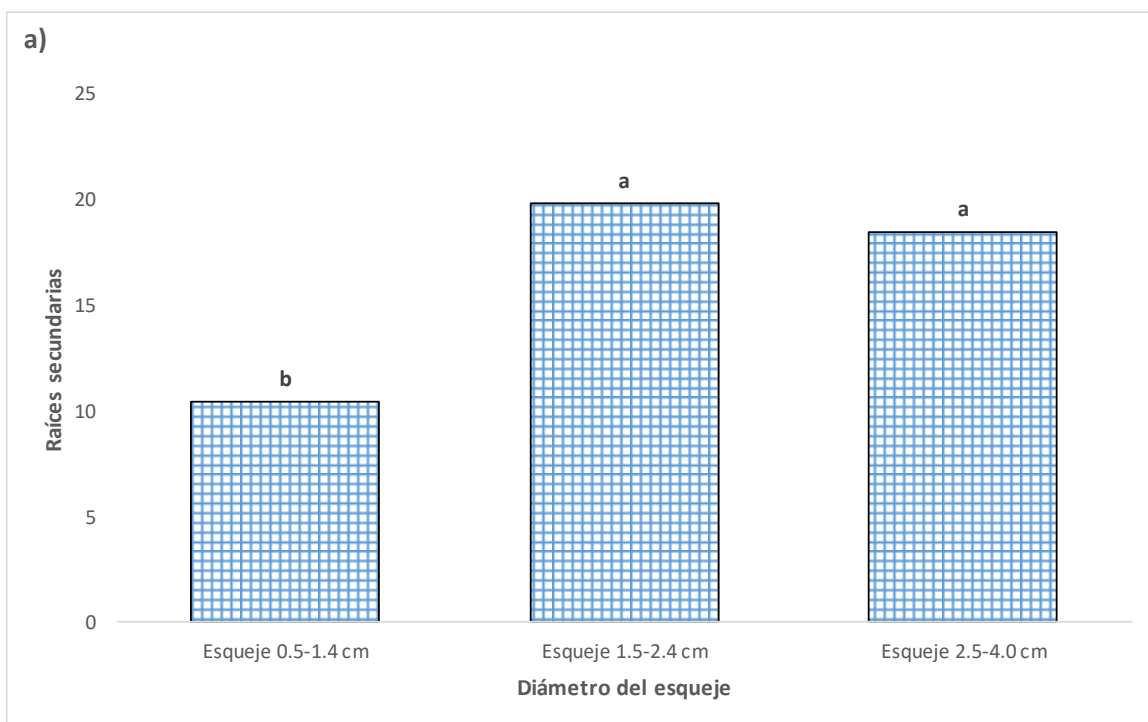
**Cuadro 13.** Significancia del diámetro de esquejes, dosis de AIB y la interacción del diámetro de esquejes\*dosis de AIB en el número de raíces secundarias generadas por esqueje de *P. alba* en invernadero

Fuente	GL	F-Valor	Pr>F
Diámetro esqueje	2	27.59	0.0001
Dosis de AIB	4	9.16	0.0001
Diámetro esqueje* Dosis de AIB	8	5.82	0.0001

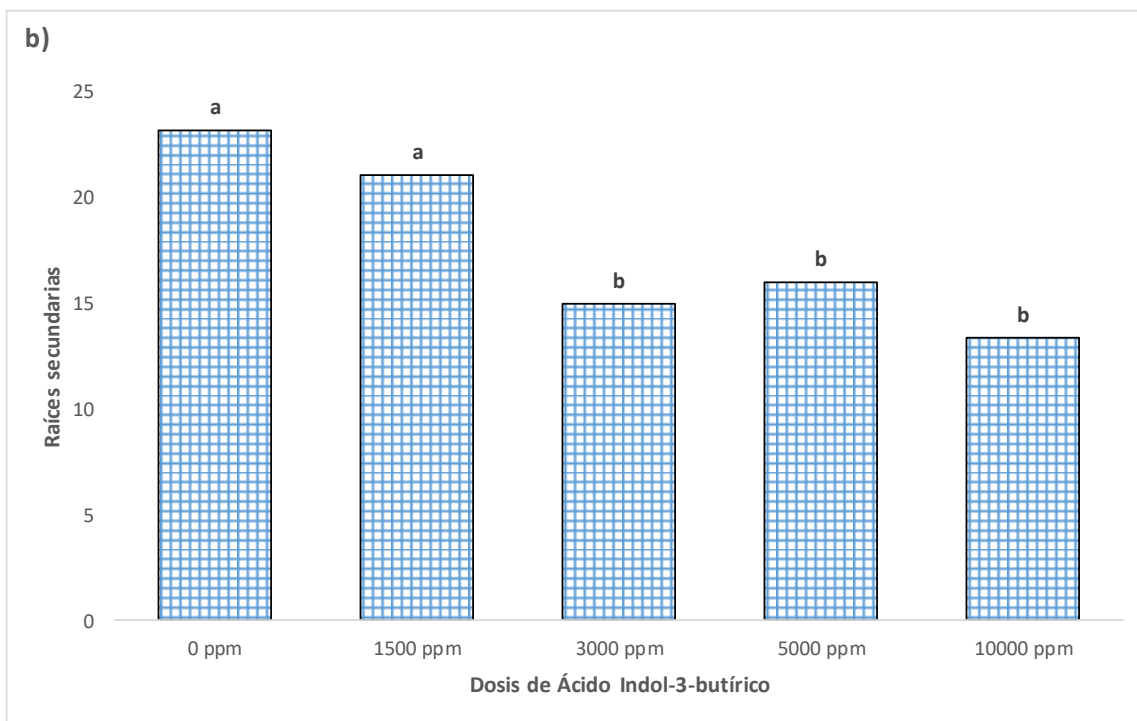
GL= Grados de libertad.

El esqueje con diámetro 1.5-2.4 cm presentaron el mayor número de raíces secundarias (19.8) en comparación con los esquejes de 0.5-1.4 cm que tuvo 10.4, habiendo una diferencia calculada de 9.4 entre valores extremos (Figura 17). Lo que significa que los esquejes de menor diámetro (0.5-1.4 cm) tuvieron 47.5% menos

cantidad de raíces secundarias a los 90 días de establecido el ensayo. Por otro lado, los esquejes testigo (sin aplicación de AIB) presentaron el mayor número de raíces secundarias (23.2) junto con los esquejes con la menor dosis de AIB (1500 ppm), mientras que la dosis mayor (10000 ppm) tuvo en promedio 13.4 raíces secundarias por esqueje (Figura 23). Lo anterior significa que la especie de *Populus alba* tiene alta capacidad de división continuamente por mitosis de células y tejidos en sus diferentes estados fisiológicos, sintetizando las fitohormonas y dando lugar a un enraizamiento natural sin necesidad de aplicar AIB para estimular la aparición de raíces, por el contrario, inhibe la aparición de raíces secundarias hasta en un 42.2%.



**Figura 23.** Número de raíces secundarias por diámetro de esqueje de *P. alba* en invernadero



**Figura 24.** Número de raíces secundarias por dosis de AIB en esquejes de *P. alba* en invernadero

- **Correlación de variables**

En el ensayo se presentaron varias correlaciones entre las variables que se evaluaron en los esquejes de *P. alba* en el proceso de enraizamiento y se describen las de mayor importancia como la correlación positiva entre el grosor del esqueje con el número de raíces (0.27497) que generaron los esquejes en el proceso de enraizamiento. Lo que significa que al aumentar el diámetro de los esquejes se aumenta el número de raíces nuevas por esqueje. También se encontró la correlación negativa entre la dosis de AIB con la longitud de la raíz (-0.18800), lo que indica que al aumentar la dosis de AIB se disminuye la longitud de la raíz al momento del proceso de enraizamiento, lo que significa que los tratamientos con dosis altas de AIB las raíces fueron menos largas. Otra correlación positiva se presentó entre la longitud de la raíz y el número de raíces secundarias (0.68082), lo que significa que al aumentar la longitud de la raíz también se aumenta la aparición de raíces secundarias en los esquejes en el proceso de enraizamiento. De igual manera la correlación positiva entre la longitud con el diámetro de la raíz (0.22688) lo que quiere decir, que al aumentar la longitud de la raíz se encuentran raíces con

mayor grosor. Se presentó la correlación negativa entre la dosis de AIB y el número de raíces secundarias (-0.18553) lo que indica que los esquejes testigo (sin aplicación AIB), es decir los tratamientos con menor dosis de AIB tuvieron mayor número de raíces secundarias durante el proceso de enraizamiento de esquejes de *Populus alba* en invernadero (Cuadro 14).

**Cuadro 14.** Relación estadística entre las variables de estudio de *P. alba* en invernadero

		<b>Diámetro de esqueje</b>	<b>Número de raíces por esqueje</b>	<b>Longitud de raíz</b>	<b>Número de raíces secundarias</b>
<b>Diámetro de esqueje</b>	<b>de</b>	1.00000	<b>0.27497</b> <b>&lt;0.0001</b>	0.13852 <0.0001	0.13646 <0.0001
<b>Dosis de AIB</b>		0.10387 0.0014	0.16959 <0.0001	<b>-0.18800</b> <b>&lt;0.0001</b>	<b>-0.18553</b> <b>&lt;0.0001</b>
<b>Diámetro de raíz</b>		0.22747 <0.0001	-0.17796 <0.0001	<b>0.22688</b> <b>&lt;0.0001</b>	0.20600 <0.0001
<b>Número de raíces secundarias</b>	<b>de</b>	0.13646 <0.0001	0.08108 0.0128	<b>0.68082</b> <b>&lt;0.0001</b>	1.00000

### 3.4 DISCUSIÓN

El AIB como hormona reguladora de crecimiento, tiende a desarrollar el movimiento de carbohidratos hacia la base de los esquejes, estimulando con dicha acción, la producción y desarrollo de callosidades para la producción de raíces, cuya aparición de propágulos puede llegar variar de acuerdo con la aplicación de la auxina (Muñoz *et al.*, 2011), caso contrario al que se observó en este estudio, donde se observa que el tratamiento testigo (sin AIB) tiende obtener mayor producción y estimulación de raíces adventicias por diámetro en los esquejes.

De la misma forma, Thirunavoukkarasu y Gurumurti (1997), en su investigación sobre las técnicas propagación vegetativa como una herramienta para mejorar el rendimiento en silvicultura realizan un registro del enraizamiento de algunas especies, sin embargo, ellos observan que para un enraizamiento para el género de *Populus* su reproducción asexual se debe de realizar en primavera (marzo-junio), caso similar a lo que realizó en esta investigación la cual, la plantación de esquejes se realizó en esta estación del año asegurando con ello el porcentaje de sobrevivencia y la reproducción asexual de la especie de interés.

La propagación vegetativa de la especie de *Populus alba* L. en relación entre el diámetro y el número de raíces por esquejes es similar a lo reportado por Quispe (2018) en un estudio sobre el Efecto de las hormonas de enraizamiento en esquejes de álamo (*Populus dentoides*) bajo riego por capilaridad, donde observa que para el tratamiento con el diámetro mayor obtiene 7.6 raíces por esqueje y una longitud que oscila entre 7 – 12.3 cm, parecido a los resultados obtenidos de nuestra investigación, donde se obtuvo que para el diámetro mayor se observan la cantidad de 9.2 raíces promedio y de 9.4 a 12.7 cm la máxima longitud de crecimiento de las mismas.

Este resultado es semejante a los reportados por Latsague, Sáez y Hauenstein (2008) en su estudio sobre la Inducción de enraizamiento en estacas de *Berberidopsis corallina* con ácido indol butírico donde mencionan, que la falta de diferencias estadísticas significativas entre sus tratamientos (T0, T1 500 mg L<sup>-1</sup>, T2

1000 mg L<sup>-1</sup>, T3 1500 mg L<sup>-1</sup>) con la finalidad de inducir la presencia de raíces puede atribuirse a la adaptabilidad que tiene la especie en su reproducción vegetativa asexual, lo cual, es similar a lo que se observa en la variable número de raíces por esqueje, donde estadísticamente no existe diferencia significativa entre los tratamientos (T0, T1 1 500 ppm, T2 3 000 ppm, T3 5 000 ppm y T4 10 000 ppm) para desarrollo de raíces entre la presencia de la auxina y el testigo.

De igual forma, Villegas, Casas, Vargas y Sánchez (2017) reportan el efecto de diferentes concentraciones de ácido indol-3-butírico (regulador de crecimiento en ppm) en el enraizamiento de estacas de *Dipteryx micrata Harms* en Yarinacocha-Ucayali, Perú donde, realizaron diferentes concentraciones de la auxina (T0, T1 1000 ppm, T2 2000 ppm, T3 3000 ppm y T4 4000 ppm) y obtiene como resultados que el enraizamiento de las estacas de los tratamientos T0, T1 y T2 no existen diferencias significativas entre las concentraciones, encontrando diferencias significativas en sus tratamientos T3 y T4, esto nos conlleva a observar que la especie de *Populus alba* interactúa de manera diferente con la auxina, debido a que en esta investigación no se encontraron diferencias significativas con la aplicación del AIB y la presencia de raíces, contraponiéndose al enraizamiento de estacas de *Dipteryx micrata Harms*.

Bonfil-Sanders, Mendoza y Ulloa (2007) en un estudio de Enraizamiento y formación de callos en estacas de siete especies del género de *Bursera* mencionan que no se observó una tendencia a aumentar la formación de rebrotes o raíces con el incremento de la auxina de AIB, caso similar a nuestra investigación, debido a que con el aumento de concentración de AIB no incrementó en el número de rebrotes o raíces, lo cual nos conlleva a hacer mención que para el diámetro de mayor grosor de los esquejes (2.5-4.0 cm) tuvo el mayor incremento de la formación de raíces de la media del experimento.

De la misma forma, una investigación de enraizamiento de la especie de *Theobroma grandiflorum*, Abanto-Rodríguez y colaboradores (2015) encontraron que con el aumento de concentración de ácido indol butírico (9 000 ppm) existe una diferencia significativa con respecto a sus otras concentraciones (0 ppm, 1 000 ppm, 3 000

ppm y 6 000 ppm), aumentando considerablemente el porcentaje de enraizamiento, número de raíces y la longitud de las mismas lo cual, se contraponen con los resultados obtenidos de esta investigación esto a causa de que, para la presencia del número de raíces por esqueje el AIB no influye en la aparición de la formación de la radícula, de igual forma el tratamiento testigo (sin AIB) y la menor dosis (1500 ppm) de la auxina presentaron mayor longitud de crecimiento de raíces.

Así mismo, se hace mención que para el caso de la especie de *Populus alba* el grosor de las estacas tienen una correlación positiva con el incremento del diámetro y el desarrollo de la radícula, por lo que nos lleva a mencionar que el diámetro 0.5-1.4 siendo un material más juvenil, se obtuvieron menor cantidad de rizogénesis entre sus tratamientos, en contra parte con estudios realizados para la obtención de propagación vegetativa de estaquillas juveniles, donde se obtuvo que para la especie de *Taxus globosa* Schltld. et Cham. (Muñoz et al., 2009), *Abies religiosa* (Kunth) Schltld. et Cham. (Castillo et al., 2013) y *Myrceugenia exsucca* (Muñoz y Molina, 2016), donde se encontró que existe mayor cantidad de éxito de enraizamiento.

### **3.5 CONCLUSIONES**

La especie de *Populus alba* presenta potencial de enraizamiento de esquejes de manera natural al encontrar que los esquejes con mayor diámetro (2.5-4.0 cm) resultaron con valores superiores en el número, longitud, grosor de raíces y raíces secundarias formadas en el proceso de enraizamiento en invernadero.

La aplicación de AIB en dosis altas (3000, 5000 y 10000 ppm) disminuyen la estimulación de aparición de raíces en los esquejes durante el proceso de enraizamiento en invernadero, lo que desfavorece al establecimiento de los esquejes para generar una nueva planta.



### 3.6 REFERENCIAS

Abanto-Rodríguez, C., Cardoso-Chagas, P., Alves-Chagas, E., Rengifo-Pérez, C. P., Pérez-Flores, W. M., Rosello-Tamani, E., y Jaymes-Vásquez, M. 2015. Efecto del ácido indolbutírico y tipo de estacas en el enraizamiento de copoazú en cámaras de subirrigación. *Ciencia Amazónica (Iquitos)*, 5(2), 104-109. <https://doi.org/10.22386/ca.v5i2.95>

Alcántara-Cortés, J. S., Acero-Godoy, J., Alcántara-Cortés, J. D., y Sánchez-Mora, R. M. 2019. Principales reguladores hormonales y sus interacciones en el crecimiento vegetal. *Nova*, 17(32), 109-129. <https://doi.org/10.25058/24629448.3639>

Brondani, G. E., Wendling, I., Brondani, A. E., Araujo, M. A., Silva, A. L. L. D., y Gonçalves, A. N. 2012. Dynamics of adventitious rooting in mini-cuttings of *Eucalyptus benthamii* x *Eucalyptus dunnii*. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 34,169-178. <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v34i2.13059>

Cabrera R., R., Jiménez C., M., López. L., M., A. y Parra., P., J., P. 2022. Manejo nutrimental de árboles de pino híbrido y uso de ácido indolbutírico para su clonación por estacas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13 (69): 132-154. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i69.1198>

Castillo-Flores, J. D., M. Á. López-López, J. López-Upton, V. M. Cetina-Alcalá, T. Hernández-Tejeda. 2013. Factores de influencia en el enraizamiento de estacas de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schl. et Cham. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19: 175-184.

Castillo Elías, B., Gervacio Jiménez, H., y Vences Martínez, J. Á. 2021. Propagación vegetativa del mangle (*Laguncularia racemosa* (L.) CF Gaertn.) bajo condiciones de vivero. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 12(67), 168-184. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i67.1082>

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], (10 de enero de 2022). Vecinos verdes, Árboles comunes de las ciudades. <https://www.biodiversidad.gob.mx/Difusion/cienciaCiudadana/urbanos/ficha.php?item=Populus%20alba>

Escamilla-Hernández, N., A. Aldrete, J. J. Vargas-Hernández, Á. Villegas-Monter y M. Á. López-López. 2020. Propagación vegetativa de *Pinus patula* SCHIEDE ex SCHLTDL. et CHAM. en diferentes sustratos. *Revista Fitotecnia Mexicana* 43(2): 215-221. <https://doi.org/10.35196/rfm.2020.2.215>

Gárate-Navarro, M. A., Arévalo-Gardini, E., do Bomfim-Costa, L. C., y da Costa-Silva, D. 2017. Pro-embryonary Somatic Structure of Three Cacao Genotypes (*Theobroma Cacao* L.) Using *Staminodes*. <https://doi.org/10.21467/ias.2.1.28-32>

Rubio, A., Loetti, V., y Bellocq, I. 2013. Efecto de la intensidad y el momento de la defoliación sobre el crecimiento de *Populus alba* y *Salix babylonica* x *Salix alba*. *Bosque* (Valdivia), 34(3), 353-358. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002013000300011>

Muñoz Flores, H. J., Orozco Gutiérrez, G., García Magaña, J., Coria Avalos, V. M., Salgado Garciglia, R., y Santiago Santiago, M. D. R. 2011. Épocas de colecta y tratamientos para enraizamiento de estacas de cirimo *Tilia mexicana* Schlecht.(Tiliaceae). *Revista mexicana de ciencias forestales*, 2(3), 13-24.

Muñoz, M., y Molina, R. 2016. Efecto del ácido indolbutírico (AIB) y edad de las estacas en el enraizamiento de *Myrceugenia exsucca*. *Bosque* (Valdivia), 37(3), 637-641. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000300021>

Muñoz-Gutiérrez, L., Vargas Hernández J. J., López Upton J. y Soto-Hernández M., 2009. Effect of cutting age and substrate temperatura on rooting of *Taxus globosa*., *New Forests*. 38(2), 187-196. DOI 10.1007/s11056-009-9139-6

Sisaro, D. y J. C. Hagiwara. 2016. Propagación vegetativa por medio de estacas de tallo. *Ediciones INTA*. Buenos Aires, Argentina.

[https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-propagacion\\_vegetativa\\_por\\_medio\\_de\\_estacas\\_de\\_tallo.pdf](https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-propagacion_vegetativa_por_medio_de_estacas_de_tallo.pdf) (26 de enero de 2022).

Soudre, M., Mesén, F., Del Castillo, D. y Guerra, H. 2008. Memoria del curso internacional “Bases Técnicas para la Propagación Vegetativa de Árboles Tropicales Mediante Enraizamiento de Estaquillas”. *Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana*. Pucallpa, Perú. 108 p.

Stuepp, C. A., Wendling, I., Xavier, A., and Zuffellato-Ribas, K. C. 2018. Vegetative propagation and application of clonal forestry in Brazilian native tree species. *Pesquisa agropecuária brasileira*, 53, 985-1002. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018000900002>

Tilahun, A., B. Manahlie, G. Abebe y G. Negash. 2019. Effect of cutting position and indole butyric acid (auxin) concentration on rooting response of *Araucaria heterophylla*. *African Journal of Biotechnology* 18(4): 86-91. <https://doi.org/10.5897/AJB2018.16450>

Thirunavoukkarasu. M. and K Gurumurti. 1997. Vegetative propagation techniques a potential tool for yield improvement in forestry. *Journal of Sustainable Forestry*. 7:119-130.