



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

**COMPLEJO REGIONAL NORTE – SEDE TETELA DE OCAMPO
PROGRAMA DE INGENIERÍA AGROFORESTAL**

**LA QUEMA FORESTAL Y LA RADIACIÓN SOLAR INFLUYEN EN LA
REGENERACIÓN Y CALIDAD DE PLANTA DE *Pinus patula***

**TESIS PROFESIONAL
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN INGENIERÍA AGROFORESTAL**

**PRESENTA:
LUZ PAOLA GARCÍA DÍAZ**

**DIRECTOR DE TESIS:
DR. JESÚS MAO ESTANISLAO AGUILAR LUNA**

TETELA DE OCAMPO, PUEBLA, DICIEMBRE DE 2024



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

**COMPLEJO REGIONAL NORTE – SEDE TETELA DE OCAMPO
PROGRAMA DE INGENIERÍA AGROFORESTAL**

**LA QUEMA FORESTAL Y LA RADIACIÓN SOLAR INFLUYEN EN LA
REGENERACIÓN Y CALIDAD DE PLANTA DE *Pinus patula***

**TESIS PROFESIONAL
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN INGENIERÍA AGROFORESTAL**

**PRESENTA:
LUZ PAOLA GARCÍA DÍAZ**

**DIRECTOR DE TESIS:
DR. JESÚS MAO ESTANISLAO AGUILAR LUNA**

**ASESORES:
M.C. MARÍA DEL ROSARIO HERNÁNDEZ TAPIA
M.C. ALFREDO BÁEZ SIMÓN
M.C. MARÍA DE JESÚS DÍAZ LUNA**

TETELA DE OCAMPO, PUEBLA, DICIEMBRE DE 2024

La presente tesis titulada: **La quema forestal y la radiación solar influyen en la regeneración y calidad de planta de *Pinus patula***. Realizada por el alumno **Luz Paola García Díaz (matrícula 201765454)**, ha sido revisada y aprobada por el siguiente consejo particular, para obtener el título de:

**LICENCIADA EN INGENIERÍA AGROFORESTAL
COMPLEJO REGIONAL NORTE – SEDE TETELA**

Consejo particular integrado por:

Firma

Director: Dr. Jesús Mao Estanislao Aguilar Luna

Asesora: M.C. María del Rosario Hernández Tapia

Asesor: M.C. Alfredo Báez Simón

Asesora: M.C. María de Jesús Díaz Luna

Tetela de Ocampo, Puebla, diciembre de 2024

El presente trabajo forma parte del cuerpo académico: BUAP-CA-324-Sistemas Agroforestales y Agrícolas Sostenibles; y de la línea de Generación y Aplicación del Conocimiento: Agroforestería y Manejo Integrado de Cultivos. Dicho trabajo fue financiado con recursos propios.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que han contribuido de manera significativa a la realización de esta tesis.

En primer lugar, agradezco al Dr. Jesús Mao Estanislao Aguilar Luna, mi director de tesis, por su invaluable orientación, paciencia y apoyo constante. Su experiencia y sus consejos me han sido fundamentales a lo largo de este proceso.

A mis profesores: M.C. María del Rosario Hernández Tapia, M.C. Alfredo Báez Simón y M.C. María de Jesús Díaz Luna, gracias por su inspiración, motivación y por los debates enriquecedores que han contribuido a la calidad de este trabajo.

A mis amigos y compañeros, quienes han estado a mi lado durante este desafío, brindándome palabras de aliento y apoyo incondicional.

DEDICATORIAS

A mi familia, en especial a mis padres María de Jesús y Ramón, por su amor incondicional, comprensión y por creer en mí en todo momento. Su apoyo ha sido lo que me ha permitido alcanzar este objetivo.

A mis hermanos, Ramón, Elisa, Josué y Analu por su comprensión y aliento constante, y por estar a mi lado en los momentos de mayor dificultad.

A mis abuelitos por su guía y sabiduría, que han sido un faro de luz durante todo el proceso.

Finalmente, a todas las personas que, de alguna manera, han influido en este proyecto, les agradezco profundamente su ayuda y colaboración.

Este trabajo no habría sido posible sin cada uno de ustedes.

CONTENIDO

	Página
RESUMEN.....	ix
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Planteamiento del problema.....	3
1.2. Objetivos.....	3
1.3. Hipótesis.....	3
2. REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1. Los bosques forestales templados	4
2.2. Regeneración natural y artificial en bosques templados	7
2.3. Importancia de los incendios forestales en la regeneración	15
2.4. Importancia forestal de <i>Pinus patula</i>	21
2.5. Importancia de la radiación solar en las plantas.....	25
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	29
3.1. Área de estudio.....	29
3.2. Sitios de muestreo.....	30
3.3. Descripción del método.....	31
3.4. Variables de respuesta.....	33
3.5. Análisis estadístico.....	35
4. RESULTADOS.....	36
5. DISCUSIÓN.....	43
6. CONCLUSIONES.....	48
LITERATURA CITADA.....	49

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Sitios experimentales, para la regeneración natural y artificial en Tetela de Ocampo, Puebla.....	29
2	Panorama general de la regeneración artificial en la localidad Puente seco, a los seis años después de un incendio.....	30
3	Panorama general de la regeneración natural en la localidad Altamira, después de seis años sin incendios.....	31
4	Mediciones en campo en <i>Pinus patula</i> ; en a) de la altura total de la planta, b) registro de los datos; en c) de la radiación solar; en d) del brote terminal.....	32
5	Toma de datos y mediciones de las plántulas en laboratorio..	33
6	Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en la altura de planta de <i>Pinus patula</i> , después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.....	36
7	Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en el diámetro basal de <i>Pinus patula</i> , después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.....	37

8	Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en la elongación del brote terminal de <i>Pinus patula</i> , después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.....	38
9	Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en la tasa de crecimiento de <i>Pinus patula</i> , después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.....	39
10	Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en el índice de robustez de <i>Pinus patula</i> , después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.....	40
11	Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en el índice de proporcionalidad biométrica de <i>Pinus patula</i> , después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.....	41
12	Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en el índice de calidad de Dickson de <i>Pinus patula</i> , después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.....	42

LA QUEMA FORESTAL Y LA RADIACIÓN SOLAR INFLUYEN EN LA REGENERACIÓN Y CALIDAD DE PLANTA DE *Pinus patula*

RESUMEN

La quema forestal y la radiación solar tienen un papel importante en la adaptación, supervivencia y desarrollo de las plántulas de *Pinus patula* en bosques templados. Por ello, en esta investigación el objetivo fue evaluar el impacto de la quema forestal y la intensidad de radiación solar en la regeneración (natural y artificial) de *P. patula*, utilizando regresión múltiple para identificar patrones y relaciones entre variables. El estudio tuvo una duración de 20 meses, para ello, se seleccionaron dos sitios forestales (sitio sin quema y con regeneración natural, sitio con quema y con regeneración artificial) de 2500 m² cada uno. Se hicieron mediciones dasométricas y de calidad a 500 plantas en cada sitio. Los datos se sometieron a un modelo estadístico de regresión múltiple. Los resultados indican que la regeneración artificial con quema favorece una mayor altura de planta, diámetro basal, índice de robustez, índice de proporcionalidad biométrica, índice de calidad de Dickson y tasa de crecimiento (0.6 cm día⁻¹), en comparación con la regeneración natural sin quema. El nivel óptimo de radiación solar fue 350 a 400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Solo la elongación del brote terminal se vio favorecida en el sitio con regeneración natural sin quema, a 300 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Ambos sitios tuvieron una respuesta positiva inicial a la radiación, pero después de los 400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ los valores comienzan a decrecer. La quema forestal con regeneración artificial y alta radiación solar, propician plantas jóvenes de *P. patula* de mejor calidad en un bosque templado.

Palabras clave: índice de robustez, índice de proporcionalidad biométrica, índice de calidad de Dickson.

FOREST BURNING AND SOLAR IRRADIATION INFLUENCE REGENERATION AND PLANT QUALITY OF *Pinus patula*

ABSTRACT

Forest burning and solar radiation play an important role in the adaptation, survival, and development of *Pinus patula* seedlings in temperate forests. Therefore, in this research, the objective was to evaluate the impact of forest burning and solar radiation intensity on the regeneration (natural and artificial) of *P. patula*, using multiple regression to identify patterns and relationships between variables. The study lasted 20 months, during which two forest sites were selected (a site without burning and with natural regeneration, and a site with burning and artificial regeneration), each covering 2500 m². Dasometric and quality measurements were taken on 500 plants at each site. The data were subjected to a multiple regression statistical model. The results indicate that artificial regeneration with burning favors greater plant height, basal diameter, robustness index, biometric proportionality index, Dickson quality index, and growth rate (0.6 cm day⁻¹), compared to natural regeneration without burning. The optimal solar radiation level was 350 to 400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Only terminal shoot elongation was favored in the site with natural regeneration without burning, at 300 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Both sites showed an initial positive response to radiation, but after 400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, the values begin to decrease. Forest burning with artificial regeneration and high solar radiation promote higher-quality young *P. patula* plants in a temperate forest.

Key words: robustness index, biometric proportionality index, Dickson quality index.

1. INTRODUCCIÓN

La quema forestal y la radiación solar tienen un papel esencial en la adaptación, supervivencia y desarrollo de *Pinus patula*, en los bosques templados de la Sierra Norte de Puebla. En muchos ecosistemas forestales, los incendios llegan a ser destructivos, sin embargo, forman parte del equilibrio ecológico y de la regeneración natural de muchos pinos, entre ellos de *Pinus patula*.

La quema de los bosques elimina la vegetación competidora y libera nutrientes en el suelo, creando un entorno adecuado para la germinación de las semillas que a menudo requieren calor para germinar, así como la eliminación de la vegetación del sotobosque para exponer a las pequeñas plántulas a intensidades de radiación suficientes para su desarrollo.

La quema forestal puede tener un impacto ambiental negativo, ya que contribuye de manera considerable al aumento de la contaminación ambiental, al cambio climático y a la pérdida de biodiversidad. Una quema mal manejada o fuera de sus proporciones saludables para el ecosistema, puede destruir entornos esenciales para distintas especies de flora y fauna, y llevar a la degradación de los ecosistemas.

La radiación solar es la energía emitida por el sol. Proporciona la luz y el calor necesarios para los procesos biológicos como la fotosíntesis; también regula el clima, influyendo en los patrones meteorológicos y los ciclos de agua.

La radiación solar tiene un papel fundamental en este proceso fotosintético, ya que los pinos necesitan una exposición adecuada a la luz para su crecimiento inicial. La radiación estimula el desarrollo de plantas jóvenes, permitiendo que las nuevas generaciones naturales o artificiales de pinos se establezcan y crezcan.

El *Pinus patula*, conocido como pino llorón, es un árbol de gran importancia ecológica, económica y ambiental en la Sierra Norte de Puebla. Destaca por su capacidad para adaptarse a una variedad de condiciones edáficas y climáticas en las

zonas serranas, lo que lo convierte en una especie clave en la reforestación y la gestión sostenible de los bosques templados.

En esta investigación se evaluaron distintos niveles de radiación solar incidente en plántulas de pino llorón, y se comparó el desarrollo de esta especie en un área con quema y otra sin quema; en dos áreas con diferente tipo de regeneración (natural y artificial). Las comparaciones se realizaron en dos sitios forestales: Altamira (área sin quema y con regeneración natural) y Puente Seco (área con quema y regeneración artificial). La calidad de planta se determinó a partir de variables dasométricas como: índice de Dickson, índice de robustez, índice de proporcionalidad biométrica, crecimiento del brote terminal y la tasa de crecimiento; para comparar como contribuyen la quema y la radiación en la adaptación y desarrollo de *Pinus patula*.

La estructura metodológica y el contenido de esta investigación se encuadra en el protocolo tipo ENCUESTA COMPARATIVA; dado que sus dicotomías en la matriz de clasificación de la investigación científica corresponden a lo siguiente: fue observacional porque las observaciones y mediciones se tomaron tal como se presentaron en el fenómeno estudiado, es decir, no se modificó el material de investigación (regeneración natural y artificial con plántulas de *Pinus patula*). Fue retrospectiva, porque la información que se ocupó en la investigación estuvo implícita en el material de estudio (radiación solar, alturas y diámetros de las plántulas, mismas que no se modificaron por alguna acción de manejo y en el tiempo presente no cambiaron). Fue transversal porque las variables de respuesta se observaron y midieron una sola vez; es decir, no interesó estudiar el cambio de las variables en el tiempo. Fue comparativa de causa a efecto, porque se estudió el factor causal de quema e intensidad de radiación solar para conocer el efecto que tienen en la calidad de planta de *Pinus patula*; y por ser comparativo se trató de un pseudoexperimento.

1.1. Planteamiento del problema

¿Cuál es el efecto de la quema forestal en la regeneración de *Pinus patula*?

¿Cómo afecta la radiación solar el desarrollo, a la calidad de planta de *Pinus patula*?

¿Qué relación existe entre la quema forestal y la radiación solar en la regeneración y calidad de planta de *Pinus patula*?

1.2. Objetivo

- Evaluar el impacto de la quema forestal y la intensidad de radiación solar en la regeneración (natural y artificial) de *Pinus patula*, utilizando regresión múltiple para identificar patrones y relaciones entre variables.

1.3. Hipótesis

- La quema forestal reduce la regeneración natural de *Pinus patula*.
- La radiación solar aumenta la calidad de planta de *Pinus patula*.
- La interacción entre la quema forestal y la radiación solar afecta significativamente la regeneración (natural y artificial) de *Pinus patula*.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Los bosques forestales templados

El bosque se define como un conjunto de organismos vegetales organizados en poblaciones y comunidades, donde predominan los árboles como forma de vida. Estos se caracterizan por tener tallo leñoso, tronco definido y superar los 5 m de altura (González-Medrano, 2003; Velázquez *et al.*, 2016). El término "templado" deriva de la clasificación climática de Köppen, donde factores como temperatura, presión atmosférica, viento, humedad y precipitación anual determinan la distribución de los biomas.

Los bosques templados ocupan aproximadamente 10.4 millones de km² de la superficie terrestre, representando el 25 % de la cobertura forestal global y el 8 % del área continental, almacenando 175 Pg de C en su biomasa superficial (Pan *et al.*, 2011). En México, la diversidad de condiciones ambientales genera una compleja interacción entre coníferas y especies de hoja ancha, creando múltiples combinaciones que dificultan su clasificación sistemática.

Estos ecosistemas se desarrollan en zonas con temperaturas promedio de 12-23 °C, pudiendo descender hasta -0 °C en invierno. Son ambientes subhúmedos a templado húmedos, con precipitaciones anuales de 600-1,000 mm. Crecen en diversos tipos de suelos, desde limosos hasta arenosos, generalmente ácidos y ricos en materia orgánica. En México, sufren una deforestación anual del 0.8 % (Maser *et al.*, 1997), habiendo perdido ya cerca del 40 % de su superficie original, lo que afecta servicios ambientales cruciales como ciclos de nutrientes, control de plagas y regulación climática (Challenger y Dirzo, 2009).

Los bosques templados con lluvias estivales, conocidos como bosques de pino-encino, se encuentran principalmente en el Eje Neovolcánico y las Sierras Madre. Se ubican entre 2,200 y 3,000 m snm, con precipitaciones anuales de 600-1,500 mm. Se trata de bosques mixtos que, a mayor altitud transicionan de árboles de hoja ancha

(principalmente encinos) a coníferas (pinos, abetos y cupresáceas). Los bosques templados ocupan actualmente el 16 % del territorio mexicano con 323,300 km².

Estas comunidades están dominadas por árboles altos, principalmente pinos y encinos, junto con otras especies que habitan zonas montañosas de clima templado a frío. México alberga el 50 % de las especies de pinos del mundo (50 especies) y cerca del 33 % de los encinos (200 especies). Se estima que estos bosques contienen aproximadamente 7,000 especies de plantas. Aunque la composición de especies puede variar, mantienen su verdor permanente. Existen variantes dominadas por otras coníferas, como los bosques de oyamel y pinabete.

En las zonas más bajas de las montañas, los pinos se entremezclan con diversos tipos de encinos, algunos de los más comunes son: encino barcino (*Quercus magnoliifolia*), encino blanco (*Quercus candicans*), encino colorado (*Quercus castanea*), encino cucharo (*Quercus urbanii*), encino laurelillo (*Quercus laurina*), encino quebracho (*Quercus rugosa*), encino prieto (*Quercus laeta* y *Quercus glaucoides*), encino tesmilillo (*Quercus crassipes*), escobillo (*Quercus mexicana*), roble (*Quercus crassifolia*) y encino rojo (*Quercus scytophylla*), entre otros. Otras especies de árboles que habitan en estas comunidades son el madroño (*Arbutus xalapensis*), tepozán (*Buddleja americana*), jaboncillo (*Clethra mexicana*) y saucillo (*Salix paradoxa*) (Collins *et al.*, 2004; Ádam *et al.*, 2013).

Estos bosques son fundamentales por sus diversas funciones y servicios ecosistémicos, así como por su papel en la mitigación del cambio climático (Kay *et al.*, 2021). Particularmente, los ubicados en el centro de México son considerados puntos críticos para la conservación de la biodiversidad global (Myers *et al.*, 2000). Aunque se ha maximizado su aprovechamiento para alimentación y madera, esto ha resultado en la disminución de otros servicios ecosistémicos importantes, como la regulación de nutrientes, control de inundaciones y oportunidades recreativas (Kellermann *et al.*, 2008; Buytaert *et al.*, 2011).

Los disturbios naturales y antropogénicos como incendios, plagas, enfermedades, tala y deforestación afectan la estructura, composición y diversidad de estos bosques (Mishra *et al.*, 2004; Gao *et al.*, 2020), degradándolos y simplificándolos (Caviedes e Ibarra, 2017). Los bosques son sistemas complejos con múltiples atributos estructurales que interactúan en diferentes niveles (Messier y Puettmann, 2011). Comprender su estructura es crucial para su manejo y conservación, especialmente donde ocurren procesos de sucesión natural e impactos humanos (Buchwald, 2005; Gadow *et al.*, 2012).

La estructura forestal está vinculada con la producción de biomasa, conservación de biodiversidad y funciones del hábitat (Cortés-Pérez *et al.*, 2021; Vargas-Larreta *et al.*, 2021), por lo que el estudio de sus atributos permite comprender la dinámica forestal, es decir, el estado actual y su desarrollo futuro (Hui *et al.*, 2019). Los bosques proporcionan una amplia gama de servicios ecosistémicos tanto a nivel regional y mundial: por ejemplo, la conservación de la biodiversidad, almacenamiento de carbono y suministro de agua para ciudades y agricultura y la energía hidroeléctrica (Buytaert *et al.*, 2011).

Los bosques templados de México representan un recurso natural invaluable que sustenta diversos ecosistemas de gran relevancia para el país y proporciona importantes beneficios ambientales. Estos bosques cumplen múltiples funciones vitales: capturan el agua pluvial permitiendo su filtración hacia los acuíferos subterráneos; protegen contra la erosión al actuar como barrera natural que reduce la velocidad del agua y sostiene el suelo; y minimizan los riesgos de desbordamientos. Como parte de sus procesos naturales, sus árboles absorben CO₂ y liberan O₂ durante la fotosíntesis. También sirven como hogar para numerosas especies de flora y fauna, creando una rica biodiversidad. Por último, estos bosques son fuente de diversos recursos naturales, siendo la madera lo más destacado.

Durante el siglo XX, el aprovechamiento forestal no sustentable, la tala ilegal, los incendios forestales, el reparto agrario y el fomento agropecuario fueron los factores

más importantes de destrucción de los bosques del país. El principal impacto ha sido la tala de grandes extensiones para el desarrollo de la agricultura, industria maderera, obtención del ocote, además también se han utilizado para el pastoreo extensivo. Son afectados por incendios forestales, cambio de uso de suelo para agricultura o ganadería, cacería de subsistencia y tráfico ilegal de fauna.

En los últimos años, el valor del ecosistema en bienes y servicios, así como la identificación, clasificación y cuantificación de los servicios ecosistémicos puede incluirse en política y toma de decisiones en materia de conservación de los bosques (Buchwald, 2005; Muñoz-Piña *et al.*, 2008). El paradigma de los servicios ecosistémicos apoya la gestión simultánea de una serie de servicios, en lugar de centrarse únicamente en el aprovisionamiento (Bennett *et al.*, 2009).

Por ejemplo, el ordenamiento de bosques no solo debe centrarse en la extracción de madera, sino también debe incluir la gestión de los productos forestales no maderables, conservación de la biodiversidad y otros servicios (Burton *et al.*, 2006). La identificación de las compensaciones y sinergias entre múltiples servicios ecosistémicos permite la comprensión, tanto de la forma en que los servicios responden a una sinergia como de las interacciones entre ellos (Rodríguez *et al.*, 2006; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010).

2.2. Regeneración natural y artificial en bosques templados

A diferencia de las áreas manejadas intensivamente, los bosques naturales de la zona templada se caracterizan por tener múltiples estratos mixtos. Si bien el número de especies arbóreas varía según el tipo de bosque, incluso aquellos con poca diversidad de pinos, contienen algunas especies mezcladas (Feldmann *et al.*, 2018). Las masas forestales mixtas presentan beneficios tanto para la conservación como para el manejo, aunque los beneficios de una alta diversidad de especies no son universales y pueden ser contradictorios en ocasiones (Kuiters *et al.*, 2002).

La biodiversidad es mayor en los bosques mixtos, pues albergan diversos grupos de organismos forestales debido a la variedad de microhábitats, fuentes alimenticias y especies hospederas (Király *et al.*, 2013). Estos bosques también muestran mayor resistencia ante perturbaciones bióticas y abióticas. Los análisis globales indican que una mayor diversidad de especies arbóreas resulta en mejor productividad, más servicios ecosistémicos y mayor adaptabilidad al cambio climático (Brang *et al.*, 2014).

Las condiciones microclimáticas, como el efecto de la energía solar en la regeneración, están determinadas por la estructura del dosel forestal, incluyendo el estrato arbustivo (Kovács *et al.*, 2017). La regeneración también se ve afectada por las condiciones del suelo que son influenciadas por la estructura y composición del bosque, como la humedad y disponibilidad de nitrógeno (Collins y Carson, 2004). Los micrositios como hoyos, montículos y parches de suelo desnudo, juegan un papel importante en la regeneración arbórea.

La regeneración forestal es influenciada por factores físicos, estructurales e interacciones bióticas. La vegetación herbácea del sotobosque (Jensen y Löf, 2017) y la presencia de herbívoros tienen efectos significativos (Modrý *et al.*, 2004). A mayor escala, el paisaje circundante influye como fuente de propágulos, mientras que, a largo plazo, los patrones de perturbación son cruciales para establecer y mantener el tipo de bosque (Bobiec *et al.*, 2018).

En la región templada de Tetela de Ocampo, la regeneración natural a nivel de rodal está condicionada por diversos factores bióticos y abióticos. Los árboles jóvenes son fuertemente afectados por características geomorfológicas como elevación, orientación, posición de la pendiente y productividad del sitio (Collins y Carson, 2004). La composición de especies en el dosel tiene una influencia directa en la diversidad y composición de la regeneración.

Los métodos tradicionales de regeneración natural, como el del árbol semillero para pino silvestre, pueden ser efectivos en lugares apropiados. Sin embargo, la regeneración artificial ofrece mayor flexibilidad que las prácticas basadas únicamente en regeneración natural. Ante el acelerado cambio climático y la necesidad de mitigación, es crucial poder modificar las especies arbóreas o realizar transferencias de semillas para asegurar la salud forestal y la captura de carbono.

En las plantaciones de plántulas suelen aparecer especies regeneradas naturalmente. Si bien esto puede incrementar los costos de mantenimiento temprano, la diversidad genética y la mezcla de especies resultante mejora la biodiversidad y la capacidad de recuperación del rodal.

La regeneración natural es influenciada directa o indirectamente por actividades humanas. La gestión forestal tiene un impacto particularmente intenso a nivel de rodal, afectando significativamente la estructura y composición del bosque. Existen numerosas investigaciones sobre cómo diferentes sistemas forestales (matarrasa, sistemas de protección, cosecha selectiva) afectan las condiciones del sitio y la regeneración arbórea.

El estado actual de la regeneración puede verse afectado tanto por el uso histórico del terreno como por la gestión reciente. Esto se debe no solo a que el manejo forestal previo determina el estrato actual, sino también a que otras formas de uso del suelo (como rebrote, pastoreo forestal y recolección de residuos) han modificado el sitio y la vegetación del sotobosque durante largo tiempo (Bobiec *et al.*, 2018).

Aunque algunos sistemas de silvicultura industrial llevan tiempo aplicando la regeneración natural, como el sistema de madera de refugio, los sistemas forestales basados en la naturaleza que han surgido recientemente dependen más de ella (Chazdon, 2017). Desde la perspectiva de conservación, es esencial identificar las condiciones ambientales que deben conservarse o mejorarse durante el manejo para

promover una alta diversidad de especies en la regeneración y, consecuentemente, en los futuros bosques (Buchwald, 2005).

Numerosos estudios analizan cómo uno o pocos factores ambientales afectan la regeneración. Sin embargo, son escasas las investigaciones que comparan la importancia relativa de diferentes factores mediante la medición de múltiples variables explicativas. La mayoría de los estudios se concentran en los árboles jóvenes de especies dominantes, y pocos analizan cómo los factores ambientales afectan al conjunto completo de la regeneración (Bose *et al.*, 2016).

Con la creciente demanda mundial de productos madereros y la importancia de los bosques para mitigar el cambio climático mediante la captura y almacenamiento de carbono, es fundamental mejorar el crecimiento forestal. Una alternativa es el mejoramiento genético y la regeneración artificial. En países del hemisferio norte, las semillas y plántulas de regeneración forestal artificial tienen un crecimiento volumétrico 10 a 30 % superior comparado con poblaciones naturales. Simultáneamente, mantener alta diversidad genética en los programas de mejoramiento y producción de semillas es crucial para adaptarse al clima futuro.

La regeneración forestal artificial, también conocida como cultivo forestal, consiste en regenerar bosques mediante siembra de semillas o plantación de plántulas. Este método permite mayor libertad en la selección de especies arbóreas comparado con la regeneración natural (Marroquín *et al.*, 2006). Se realiza principalmente mediante plantación de plántulas, aunque también se usa siembra directa en áreas remotas donde plantar no es rentable. Algunas especies de árboles, como los álamos (*Populus* spp.) y los sauces (*Salix* spp.), se reproducen artificialmente a partir de esquejes.

En Norteamérica, la mayoría de las plantaciones son de coníferas, especialmente pinos, abetos y abetos Douglas, por su potencial de establecimiento exitoso y rentabilidad (Kuiters *et al.*, 2002). Globalmente, ha aumentado la plantación de

frondosas, particularmente en las frondosas tropicales (especialmente teca, melina, eucalipto y pino tropical).

La variabilidad en cantidad y calidad de semillas, junto con la demanda de genotipos superiores, ha impulsado el desarrollo de huertos semilleros, que son áreas donde se cultivan árboles seleccionados por sus características genéticas superiores para producir grandes cantidades de semillas (Chazdon, 2017). La mayoría de las semillas pueden conservarse durante años en contenedores sellados refrigerados cerca del punto de congelación sin perder viabilidad significativa. Algunas especies de zonas templadas requieren un breve período de almacenamiento en frío (estratificación) para germinar.

La siembra directa con semillas forestales o de campo abierto es poco común debido a los animales que se alimentan de ellas y al problema de las malezas. Por esto, las plántulas se desarrollan en viveros forestales que ofrecen mejor protección. Aunque la mayoría proviene de semillas, algunas especies valiosas pueden propagarse vegetativamente mediante esquejes enraizados (Chazdon, 2017). Las plántulas cultivadas en semilleros se extraen cuando alcanzan el tamaño adecuado para trasplante, mientras que las cultivadas en contenedores mantienen su sistema radicular intacto en un bloque de tierra.

El sistema puede estar altamente mecanizado. Para mejorar la calidad de las plántulas, se inoculan los semilleros o contenedores con microorganismos específicos que establecen relaciones simbióticas. Estos incluyen hongos que forman micorrizas para mejorar la absorción de nutrientes y agua, y bacterias fijadoras de nitrógeno como *Rhizobium* y *Frankia* que aportan nutrientes. Se aplican herbicidas, insecticidas y fungicidas selectivos antes o después de la emergencia para proteger las plántulas de malezas, insectos y enfermedades.

Las plántulas suelen estar listas para plantación después de algunos meses en contenedores o uno a dos años en semillero. Las especies de crecimiento lento se

trasplantan manual o mecánicamente durante el período de latencia a camas de trasplante, donde se podan sus raíces y se fertilizan para estimular el crecimiento superior y desarrollo radicular robusto, crucial para su supervivencia en campo. La operación mecanizada es muy eficiente: una máquina con cuatro trabajadores puede trasplantar entre 30,000 y 40,000 plántulas por día. El control de malezas durante el trasplante se realiza con herbicidas químicos o gradas mecánicas entre hileras.

Para preparar la siembra en campo, las plántulas inactivas de vivero se extraen usando una cuchilla de acero afilada y se retiran manual o mecánicamente mediante un elevador vibratorio y sistema de banda transportadora. Las plántulas extraídas en otoño se conservan en paquetes con musgo del género *Sphagnum* húmedo en refrigeradores, o alternatively, se almacenan en zanjas o lechos cubiertos con tierra y mantillo hasta la primavera.

Durante la extracción, es necesario descartar las plántulas que probablemente no sobrevivirán después del trasplante: aquellas con infestaciones de insectos o enfermedades, muy dañadas durante la extracción y manipulación, con sistemas radiculares deficientes o que no cumplen con los estándares mínimos de tamaño. Es fundamental mantener las plántulas frescas y sus raíces húmedas durante todo el proceso de extracción, almacenamiento, transporte y plantación.

La plantación de plántulas representa una de las inversiones más significativas en la producción forestal. El éxito de toda una rotación a menudo está determinado por las acertadas decisiones sobre la plantación (Kuiters *et al.*, 2002). Estas decisiones se refieren a la selección del material de plantación, la densidad de la plantación, el uso de plantaciones mixtas, la temporada de siembra, la preparación del sitio antes de la siembra e incluso el método de plantación (D'Orangeville *et al.*, 2008).

En terrenos planos, se prefiere la plantación mecanizada sobre la manual. La máquina de plantación crea un surco donde se colocan las plántulas a intervalos específicos, luego unas cuchillas cortan el suelo alrededor de la plántula y ruedas

compactadoras afirman el suelo. Una máquina tirada por tractor puede plantar entre 8,000-10,000 plántulas diarias en terreno nivelado. En pendientes pronunciadas, terrenos irregulares o rocosos, o entre tocones y copas de árboles, la plantación se realiza manualmente usando palas rectas, barretas, cavahoyos o azadones para hacer el hoyo donde se insertan las raíces, rellenando y compactando firmemente alrededor de la plántula.

La relación entre nutrición mineral y crecimiento es igual para árboles que para otras plantas (Kuiters *et al.*, 2002). Para entender la nutrición de árboles forestales, es necesario reconocer sus características distintivas, como:

- 1) Los requerimientos nutricionales de la plantación varían según la estación y etapa de desarrollo del rodal. Durante el ciclo de vida de un cultivo forestal, grandes cantidades de nutrientes retornan al suelo como materia orgánica, que al mineralizarse queda disponible para su reutilización por el mismo cultivo o el siguiente.
- 2) Los árboles tienen un sistema desarrollado de re-traslocación de nutrientes; estos se mueven de las hojas hacia los tallos antes de la caída otoñal y regresan a las hojas nuevas en primavera.
- 3) Los árboles, excepto durante el primer año post-plantación, inician la temporada de crecimiento con una estructura desarrollada para la fotosíntesis y un sistema radicular establecido para absorber nutrientes y agua.
- 4) La utilización de recursos del suelo (agua y nutrientes) por los árboles frecuentemente está más influenciada por mecanismos de supervivencia estacional que por el crecimiento mismo.

En ocasiones, la especie presente en un sitio no es la más adecuada, como cuando hay podredumbre extensa de raíces en rodales de abeto común o cuando hubo una

mala selección previa de especies. En estos casos, es recomendable cambiar a otras opciones como árboles de hoja ancha (Kuiters *et al.*, 2002). La regeneración artificial permite usar semillas o plantas genéticamente mejoradas de huertos semilleros (Chazdon, 2017); además de facilitar la transferencia de procedencia o migración asistida mediante el uso de fuentes de semillas no locales (Serrada, 2003).

El cambio climático beneficiará a algunas especies arbóreas y perjudicará a otras. Se prevé que el género *Picea* será especialmente afectado por el aumento de sequías en gran parte del norte de Europa y América (Chazdon, 2017). La mala adaptación de los árboles en un rodal se manifiesta inicialmente como un crecimiento más lento, y en casos más graves, aumenta el riesgo de daños abióticos y bióticos, como plagas, lo que reduce la rentabilidad forestal y la captura de carbono (D'Orangeville *et al.*, 2008).

Las especies arbóreas generalmente poseen alta plasticidad fenotípica, permitiéndoles sobrevivir y crecer en diversos climas, aunque esta característica varía entre especies. Sin embargo, cada población o individuo tiene un rango óptimo de condiciones para prosperar (Marroquín *et al.*, 2006). Debido a su longevidad y tardía reproducción, la capacidad de las poblaciones arbóreas para adaptarse a cambios climáticos rápidos es limitada (Serrada, 2003).

La diversidad genética, como aspecto de la biodiversidad, es crucial para su conservación y sirve como fuente de resistencia ante el cambio climático, permitiendo la adaptación de especies y poblaciones a diferentes condiciones y amenazas (D'Orangeville *et al.*, 2008). Un solo rodal no contiene toda la variación genética de una especie, pero esta es mayor en áreas geográficas más extensas o en programas de mejoramiento genético (Marroquín *et al.*, 2006). El flujo y recombinación genética en la reproducción sexual aumenta aún más esta diversidad (Kuiters *et al.*, 2002).

La diversidad genética a nivel de rodal, paisaje y temporal está influenciada por múltiples factores. Las investigaciones actuales no indican si la diversidad genética se mantiene mejor en la regeneración natural o artificial (Marroquín *et al.*, 2006). Para especies arbóreas marginales con rodales naturales pequeños, como el tilo o el arce, los huertos semilleros son una forma efectiva de asegurar una base genética sólida en las plántulas (Chazdon, 2017).

La regeneración artificial, pese a sus ventajas, no siempre es la mejor opción. En rodales de baja productividad o sitios pobres en nutrientes, la regeneración natural es más apropiada (Serrada, 2003). En estos casos, la limitada competencia de la vegetación del suelo permite el crecimiento de plántulas regeneradas naturalmente, y no se justifica la mayor inversión económica que requiere la regeneración artificial.

La regeneración artificial ofrece más oportunidades que la natural para modificar la composición genética de los rodales. La decisión crucial en la regeneración artificial es la selección de especies para cada nuevo rodal, las cuales deben adaptarse al sitio (Kuiters *et al.*, 2002). Las introducciones más exitosas se logran trasladando especies a la misma latitud y posición continental que ocupaban en su hábitat original (D'Orangeville *et al.*, 2008).

Por ejemplo, muchas coníferas de la costa occidental norteamericana han prosperado en latitudes similares de Europa occidental (Kuiters *et al.*, 2002), y la economía forestal de varios países del hemisferio sur depende de pinos introducidos desde regiones climáticamente similares del sur de Estados Unidos hasta el norte de México.

2.3. Importancia de los incendios forestales en la regeneración

Un incendio forestal constituye una combustión que se desarrolla sin control y se extiende libremente, consumiendo diversos materiales naturales del bosque como desechos orgánicos, vegetación herbácea, maleza, arbustos y árboles. Existen tres categorías principales de incendios forestales, que se distinguen según su forma de

propagación y su ubicación respecto al suelo. Los incendios de superficie queman la capa de hojarasca, los desechos sueltos del suelo forestal y la vegetación de bajo porte (CONAFOR, 2010; Pereira *et al.*, 2022).

Los incendios de superficie pueden alcanzar la vegetación más alta y las copas arbóreas durante su avance. Por su parte, los incendios de copa se propagan entre las copas de árboles y arbustos, siendo estos los más veloces (Gultekin *et al.*, 2024). Los incendios subterráneos consumen la materia orgánica ubicada bajo la capa superficial de hojarasca. Aunque son los menos espectaculares y más lentos, suelen ser los más destructivos y difíciles de controlar (Rulev y Matveeva, 2016).

Los incendios forestales tienen tres efectos principales: primero, consumen material leñoso; segundo, el calor generado puede resultar letal para la flora y fauna; y tercero, producen residuos minerales que pueden alterar químicamente el suelo (CONAFOR, 2010). Los tejidos vivos de los árboles mueren a 49 °C con una exposición prolongada de 1 h, o casi instantáneamente a 64 °C. La madera se inflama alrededor de los 343 °C, alcanzando las llamas temperaturas entre 870-980 °C (Elvan *et al.*, 2021; Pereira *et al.*, 2022).

Los bosques tropicales y caducifolios templados raramente sufren incendios. Sin embargo, los bosques de coníferas y los de árboles perennifolios de zonas cálidas y secas frecuentemente presentan condiciones ideales para la propagación del fuego. Esto requiere que tanto el aire como el material combustible estén secos, y que este último forme una estructura que permita el paso rápido del aire, humo y gases de combustión.

Las condiciones meteorológicas que favorecen la rápida propagación incluyen días calurosos y soleados, baja humedad ambiental y vientos constantes o fuertes. En bosques de coníferas, las agujas resinosas y ramas caídas forman un excelente combustible (Rulev y Matveeva, 2016; Elvan *et al.*, 2021). Las hojas de ciertos árboles perennifolios, como acebos, madroños, robles y eucaliptos, poseen cubiertas

cerosas inflamables que arden intensamente incluso estando verdes. Un incendio establecido puede avanzar hasta 15 km h en dirección del viento, expandiéndose más lentamente en otras direcciones hasta que cambian las condiciones climáticas o se agota el combustible (CONAFOR, 2010).

Los humanos son responsables de más del 95 % de los incendios forestales, mientras que los rayos causan solo el 1-2 %. En algunas regiones, la quema agrícola es una práctica común para preparar tierras de cultivo. En otras zonas, se invierte considerablemente en prevención mediante educación pública, reducción de riesgos y aplicación de leyes. La prevención se centra en dos aspectos principales: reducir el riesgo (probabilidad de inicio por actividad humana) y reducir el peligro mediante cortafuegos y control de combustibles mediante quemas controladas (CONAFOR, 2010; Elvan *et al.*, 2021).

El control efectivo de incendios comienza con estudios de campo y cartografía para identificar zonas de riesgo y establecer barreras cortafuegos. Las barreras naturales incluyen cuerpos de agua, crestas montañosas y zonas sin vegetación. Las artificiales comprenden carreteras, vías férreas y líneas eléctricas, aunque generalmente se necesitan cortafuegos adicionales de conexión. Al establecer nuevos bosques, se crean franjas de 10-20 m de ancho sin árboles (Rulev y Matveeva, 2016).

Estas franjas cortafuegos suelen mantenerse con vegetación baja, como pastos perennes o tréboles, controlados mediante siega o pastoreo. Esto previene la erosión, crea una barrera ignífuga y permite el acceso de vehículos de emergencia. La infraestructura vial es crucial para el transporte de madera, recreación y combate de incendios, requiriendo señalización adecuada para guiar a los equipos de bomberos.

La detección es crucial en el combate de incendios. Algunos países cuentan con profesionales especializados, otros dependen de voluntarios o combinan ambos

(Gultekin *et al.*, 2024). Las torres de vigilancia son fundamentales, aunque el uso de aeronaves y satélites ha modernizado la detección en países con programas avanzados. Durante temporadas de alto riesgo, observadores equipados con binoculares, mapas y brújulas monitorean desde torres en puntos elevados, comunicándose por radio o teléfono con la base de control (CONAFOR, 2010; Pereira *et al.*, 2022).

La ubicación precisa de un incendio se determina mediante triangulación desde múltiples torres. Las aeronaves se utilizan tanto para detección como para reconocimiento de incendios existentes, siendo particularmente efectivas para detectar incendios causados por rayos en áreas remotas o de difícil acceso.

Los aviones funcionan como torres móviles de vigilancia, compartiendo desafíos similares en la detección. Los avances en tecnología, incluyendo televisión remota, fotografía de alta resolución, detectores térmicos, películas especiales y radar, han mejorado significativamente la eficacia de la detección aérea y satelital, permitiendo una localización más precisa y una evaluación más rápida de los incendios (Elvan *et al.*, 2021).

Una vez detectado un incendio, se procede a su extinción en dos fases: primero, detener o reducir su propagación, y segundo, extinguirlo completamente (CONAFOR, 2010). El objetivo es minimizar daños a un costo razonable. La supresión se logra interrumpiendo el "triángulo del fuego" (combustible, temperatura y oxígeno) mediante: eliminación física del combustible o reducción de su inflamabilidad, disminución de temperatura, y restricción del oxígeno disponible, utilizando tierra, agua o productos químicos (Pereira *et al.*, 2022; Gultekin *et al.*, 2024).

La mayoría de los incendios forestales son controlados por bomberos profesionales equipados con herramientas manuales como palas, batidores, hachas, rastrillos, motosierras y mochilas de agua. Los equipos pueden ser transportados rápidamente

por camión, helicóptero o incluso paracaídas. En casos necesarios, se emplean maquinaria pesada para crear cortafuegos que detengan la propagación del fuego.

El control implica limpiar la superficie y excavar hasta el suelo mineral para detener incendios superficiales. También se puede establecer una línea de control extinguiendo directamente el fuego en los bordes o haciendo los combustibles no inflamables. En ocasiones, se utilizan contrafuegos controlados entre la línea de control y el incendio principal para consumir el combustible anticipadamente.

El agua es el extintor más efectivo y universal, pero su uso a gran escala está limitado por su escasez y dificultades de aplicación. Por ello, se han desarrollado alternativas: agentes humectantes que mejoran la penetración del agua, retardantes como boratos que reducen la inflamabilidad de la madera, y agentes espumantes que aumentan el volumen de la mezcla para enfriar y aislar el combustible.

Los agentes espumantes en forma de polvo o líquido pueden aumentar en gran medida el volumen de la mezcla y, por lo tanto, enfriar, humedecer y aislar el combustible. Los aviones pueden transportar rápidamente agua y otros productos químicos para dejarlos caer o rociarlos sobre el fuego. Un método desarrollado en los lagos canadienses consiste en llenar los flotadores de un hidroavión con agua, lo que se hace a medida que roza el lago en el despegue, y descargarla a través de boquillas sobre el fuego.

Históricamente, los profesionales forestales han sido cautelosos con el uso controlado del fuego. Sin embargo, este tiene su lugar en la gestión de ciertos ecosistemas (Elvan *et al.*, 2021). La decisión de usarlo se basa en equilibrar beneficios y riesgos. La quema prescrita puede emplearse para preparar semilleros, controlar plagas y enfermedades, reducir malezas y riesgos de incendio, y gestionar la cubierta forestal (Rulev y Matveeva, 2016).

Los bosques albergan una gran diversidad de insectos, hongos, bacterias y virus adaptados a vivir en y alrededor de los árboles. Muchos son beneficiosos, y los dañinos suelen estar controlados por enemigos naturales o condiciones ambientales desfavorables (Rulev y Matveeva, 2016). Los niveles normales de organismos plaga causan una reducción limitada del crecimiento o la pérdida de pocos árboles. Los silvicultores generalmente aceptan estas pérdidas mientras no afecten significativamente la producción anual de madera (Pereira *et al.*, 2022; Gultekin *et al.*, 2024).

Cada parte de un árbol es susceptible al ataque de insectos u hongos durante su desarrollo. Los insectos son la principal causa de destrucción de árboles en pie. Los escarabajos descortezadores (*Dendroctonus* spp., e *Ips* spp.) son especialmente destructivos, creando galerías bajo la corteza que interrumpen el flujo de nutrientes hacia las raíces, frecuentemente causando la muerte del árbol (Vázquez-Ochoa *et al.*, 2022).

Las enfermedades suelen retrasar el crecimiento más que causar mortalidad directa. Los hongos de pudrición del duramen son particularmente dañinos, ingresando por heridas causadas por fuego, ramas rotas u otros daños al tejido protector. Sin esta pudrición, muchas coníferas y árboles de hoja ancha podrían vivir considerablemente más tiempo.

Los insectos y organismos patógenos introducidos accidentalmente en los bosques desde otras partes del mundo, conocidos como especies invasoras, a menudo desarrollan graves condiciones epidémicas debido a la falta de un control natural. El transporte global facilita la dispersión de insectos y esporas fúngicas. Esta situación es crítica y requiere estrictas medidas de cuarentena fitosanitaria.

Cuando las cuarentenas fallan o se implementan tardíamente, suelen ocurrir desastres. El castaño americano, *Castanea dentata*, ha sido prácticamente exterminado por el hongo del tizón del castaño, *Endothia parasitica*, que hace poco

daño a los árboles relacionados en su China natal. Los olmos han sufrido gravemente, tanto en Europa como en los Estados Unidos de América, el hongo de la enfermedad del olmo, *Ceratocystis ulmi*, que se detectó por primera vez en el Reino de los Países Bajos y es transportado de árbol en árbol por escarabajos voladores. Pulgones diminutos, probablemente introducidos en plantas vivas desde Asia, ahora hacen imposible cultivar comercialmente dos coníferas que alguna vez fueron valoradas en Gran Bretaña, a saber, el pino blanco, *Pinus strobus*, de Nueva Inglaterra, y el abeto plateado europeo, *Abies alba*, nativo de Suiza.

2.4. Importancia forestal de *Pinus patula*

Pinus patula Schiede ex Schltdl. y Cham., comúnmente conocido como pino patula o pino llorón, es una especie de conífera nativa de las regiones montañosas del centro de México. Esta majestuosa especie se encuentra principalmente en ecosistemas de bosque mixto de pino y pino-encino, distribuidos desde el centro hasta el sur del territorio mexicano, donde prospera en elevaciones superiores a los 1,400 m snm. Es un árbol imponente que puede alcanzar alturas entre 20 y 40 m, destacándose por su corteza característica de textura papirácea, con un patrón escamoso y una distintiva coloración rojiza. Sus hojas aciculares tienen la peculiaridad de colgar como flecos, otorgándole un aspecto único, mientras que sus conos, de consistencia dura y escamosa, se presentan en agrupaciones de 3 a 6 unidades.

Esta especie ha ganado notable importancia debido a su extraordinaria capacidad de adaptación a diversos tipos de suelos, incluyendo aquellos no típicamente forestales. Aunque no resiste exposiciones prolongadas a temperaturas inferiores a -10 °C, puede sobrevivir brevemente en condiciones más frías. En cuanto a sus requerimientos hídricos, prospera en zonas con precipitaciones anuales entre 750 y 2,000 mm, demostrando una tolerancia moderada a condiciones de sequía, superior incluso a la de especies como *Pinus taeda*. Es particularmente interesante notar que, en su hábitat natural en la Sierra Madre Oriental, específicamente en Veracruz, se beneficia de un régimen de precipitación constante durante todo el año.

La importancia económica de *Pinus patula* es considerable, siendo altamente valorada en la industria maderera para la producción de madera aserrada. Sus fibras largas la hacen especialmente apreciada en la industria papelera, lo que ha llevado a su exitosa introducción en plantaciones comerciales en diversos países, destacando su presencia en Sudáfrica y varias naciones sudamericanas (CONAFOR, 2022). Sin embargo, su valor trasciende lo meramente económico, ya que juega un papel crucial en el sustento de comunidades forestales que dependen de los recursos y servicios ecosistémicos que proporcionan los bosques de pino.

Debido a su combinación única de alta productividad y adaptabilidad, *Pinus patula* se ha convertido en un componente para la producción de madera y celulosa debido a su alta productividad y adaptabilidad a diversas condiciones abióticas y suelos no forestales (Pérez-Miranda *et al.*, 2013). Se ha incorporado exitosamente en paquetes tecnológicos para la restauración ecológica, la conservación de suelos, la recuperación de áreas degradadas por actividad humana y la protección de cuencas hidrográficas (Guerra-de la Cruz *et al.*, 2019; Moctezuma-López y Flores, 2020).

La madera de *Pinus patula* destaca por sus versátiles propiedades que la hacen ideal para diversos procesos industriales. Su composición química la hace particularmente valiosa, con contenidos de lignina que varían entre 25.61 y 31.89 %, holocelulosa entre 65.43 y 71.08 %, α -celulosa que oscila entre 41.34 y 45.18 %, y hemicelulosa que va de 23.75 a 25.89 %. Además, presenta un contenido total de extractos entre 1.94 y 3.50 %. Esta composición permite su utilización en la fabricación de papel, producción de biocombustibles, obtención de compuestos químicos y extracción de diversos productos derivados, aunque es importante mencionar que estos valores pueden variar según la región geográfica.

La relevancia global de esta especie se refleja en su extensa presencia en plantaciones forestales comerciales, abarcando aproximadamente un millón de hectáreas en todo el mundo. Es notable que el 95 % de estas plantaciones se concentran en las regiones de África Central, Oriental y Meridional (Tadesse y

Fidalgo, 2022); existen plantaciones en Madagascar (Randriambanona *et al.*, 2019), Colombia, Brasil y Sudáfrica (Dvorak *et al.*, 1995). Su popularidad como especie para plantaciones comerciales fuera de su área de distribución natural, se debe a características sobresalientes como su rápido crecimiento, excelente conformación de copa, eficiente poda natural, fuste recto y la alta calidad de su madera (Nyoka, 2002).

La adaptabilidad de *Pinus patula* ha permitido su cultivo exitoso en una amplia variedad de entornos y altitudes. Se encuentra en elevaciones considerables en países como Ecuador (3500 m), Bolivia y Colombia (3300 m), así como en Kenia, Tanzania, Angola, Zimbabue, Papúa Nueva Guinea y Hawái (3000 m). También prospera en altitudes más bajas en regiones como el sur de Brasil, Sudáfrica e India. Su versatilidad ha llevado a su introducción en diversos contextos: desde plantaciones comerciales en Nueva Zelanda hasta su uso ornamental en el Reino Unido de la Gran Bretaña. En Argentina, específicamente en las provincias de Córdoba y San Luis, se ha utilizado para crear bosques artificiales en áreas anteriormente dominadas por matorrales.

En México, *Pinus patula* se ha convertido en el pino más importante para la cosecha comercial. Su distribución natural se extiende a lo largo de la Sierra Madre Oriental y el este del Eje Neovolcánico Transversal, en una franja caracterizada por alta precipitación y frecuente presencia de niebla (Leibing *et al.*, 2013). La madera de esta especie alcanza un alto valor comercial gracias a su fuste recto y la relativa ausencia de nudos, resultado de su eficiente poda natural. Estas características la han convertido en una opción preferida para la industria del aserrío y la producción de madera estructural (Flores y Moctezuma-López, 2021), consolidando su importancia tanto en el mercado nacional como internacional.

Esta especie se distingue por tener un extraordinario crecimiento, alcanzando incrementos notables que oscilan entre 6 y 30 m³ ha al año. Esta característica ha impulsado su extensivo cultivo en plantaciones forestales comerciales a nivel

mundial, abarcando más de un millón de hectáreas productivas. Su potencial ha sido reconocido internacionalmente, convirtiéndose en objeto de numerosos programas de mejoramiento genético forestal en diversos países, incluyendo México, Colombia, Sudáfrica y otras naciones del hemisferio sur (Leibing *et al.*, 2013).

En el contexto mexicano, la presencia de esta especie abarca aproximadamente 4,230 ha de plantaciones (CONAFOR, 2011). Sin embargo, para satisfacer la creciente demanda de plantas destinadas a programas de plantaciones y reforestación, resulta fundamental asegurar un abastecimiento abundante de germoplasma de alta calidad genética. Este material debe producir plantas más productivas y con capacidad de adaptación a diversos ambientes (Di-Giovanni y Kevan, 1991).

Los huertos semilleros, tanto sexuales como asexuales, tienen un papel fundamental en este contexto, siendo el objetivo principal la producción de semillas con superior calidad fisiológica, en cantidades suficientes, con alta eficiencia genética y adaptabilidad a ambientes específicos (Wang *et al.*, 1991). No obstante, diversos factores pueden afectar la calidad genética y fisiológica de las semillas producidas, incluyendo el tamaño poblacional, el flujo genético foráneo, los efectos de endogamia, el éxito reproductivo y la fertilidad de la descendencia (Kang *et al.*, 2004).

La calidad de las plantas producidas es un factor determinante para el éxito de las plantaciones forestales, aspecto particularmente relevante en México, donde la tasa de supervivencia en reforestaciones apenas alcanza el 50 % después del primer año de plantación (Burney *et al.*, 2015). Aunque existen investigaciones sobre diversos factores que influyen en la calidad de las plantas de *Pinus patula* producidas en vivero, se evidencia una carencia de estudios suficientes sobre el impacto de la fecha de siembra en esta etapa del desarrollo (Rodríguez, 2013). Adicionalmente, la baja eficiencia en la germinación representa otro desafío significativo (Bustamante-García *et al.*, 2012); incrementando los costos de producción y dificultando el cumplimiento

de las metas establecidas para la obtención de plantas destinadas a plantaciones forestales comerciales (Rodríguez, 2013).

La supervivencia de las plántulas forestales se ve afectada por múltiples factores, incluyendo la introducción de especies no nativas, la insuficiencia en los cuidados post-plantación y la escasez de estudios sobre tolerancia al estrés (Moreno-Valencia *et al.*, 2018). En México, las actividades forestales se concentran principalmente en el género *Pinus*, representando el 60 % de las especies con valor comercial (Mejía-Bojórquez *et al.*, 2015). Su distribución abarca 24 estados, con particular presencia en regiones específicas del Centro Norte, Occidente, Sur y Centro del Golfo (SEMARNAT, 2021). La relevancia económica de los pinos en México está estrechamente vinculada con su contribución a la economía nacional y su significativa participación en el Producto Interno Bruto del sector forestal.

2.5. Importancia de la radiación solar en las plantas

La radiación solar representa uno de los factores más críticos que afectan la vida en nuestro planeta, particularmente en el desarrollo y supervivencia de los árboles de clima templado. Como señala INTAGRI (2020), aunque en regiones como México las condiciones de radiación solar son generalmente óptimas para el desarrollo vegetal, la forma en que los árboles responden a esta radiación es compleja y multifacética.

Los árboles de clima templado han desarrollado sofisticados mecanismos para aprovechar la radiación solar a través de diversos procesos fotobiológicos. Estos incluyen la fotosíntesis, respuestas al fotoperíodo y fototropismos, que en conjunto afectan los ciclos naturales diarios y anuales, así como los ciclos hídricos. Como lo indicó Carrasco-Ríos (2009), estos procesos son fundamentales para el funcionamiento óptimo de los ecosistemas forestales templados.

Es importante entender que no toda la radiación solar es igualmente útil para los árboles. Las radiaciones por encima de 700 nm, aunque no contribuyen directamente a la fotosíntesis, juegan un papel importante en el balance térmico de estos

organismos. La radiación PAR (Radiación Fotosintéticamente Activa), que representa entre el 45 y 50 % del espectro solar, es crucial para el crecimiento y desarrollo óptimo de los árboles (INTAGRI, 2020). Sin embargo, como señalan Lumthaler y Ambach (1990), las altas intensidades de radiación solar o los cambios en la composición espectral pueden afectar significativamente los procesos vitales de estos organismos inmóviles.

La "ventana atmosférica", como la describen Gordon y Barden (1992), permite la penetración de luz visible a través de la atmósfera terrestre, mientras que elementos como el ozono, CO₂ y vapor de agua actúan como filtros naturales para ciertas longitudes de onda. Esta filtración natural es particularmente relevante para los árboles templados, que han evolucionado para aprovechar específicamente las longitudes de onda que atraviesan esta ventana.

Las respuestas de los árboles templados al fotoperíodo son especialmente notables. Como explica Beltrano y Giménez (2011), los días largos típicamente promueven la elongación de tallos, mientras que los días cortos del otoño inducen el endurecimiento de yemas y la entrada en latencia, procesos cruciales para la supervivencia invernal de estas especies.

El fototropismo, descrito por Taiz y Zeiger (2006), representa una respuesta morfogénica fundamental en estos árboles, permitiéndoles optimizar su exposición a la luz. En condiciones de competencia por luz, como ocurre en bosques densos, los árboles pueden modificar significativamente su crecimiento. Las especies tolerantes a la sombra desarrollan una mayor eficiencia fotosintética en condiciones de baja luminosidad, mientras que las especies heliófilas destinan recursos a un crecimiento acelerado en altura para alcanzar el dosel superior.

La coloración verde característica de las hojas, como explica Azcón-Bieto y Talón (2008), se debe a la reflexión de la radiación correspondiente a esa longitud de onda. Las especies tolerantes a la sombra han desarrollado una notable eficiencia

fotosintética por unidad de área foliar en condiciones de baja iluminación, aunque esta eficiencia puede disminuir en condiciones de alta intensidad lumínica, especialmente en comparación con las especies adaptadas al sol pleno.

Los sistemas de medición de la luz en el contexto forestal, como mencionan Torres y López (2010), tradicionalmente utilizan unidades como los micromoles (μmol) por metro cuadrado por segundo de PAR, aunque estas mediciones instantáneas pueden tener limitaciones para comprender completamente los patrones de respuesta a largo plazo de los árboles templados.

La radiación solar afecta fundamentalmente varios aspectos del crecimiento de las coníferas jóvenes:

a) Fototropismo y orientación: Las plántulas exhiben un marcado fototropismo positivo, similar al descrito por Taiz y Zeiger (2006). Los tallos jóvenes se orientan hacia la fuente de luz más intensa. Las acículas (hojas) se posicionan para maximizar la captación de luz. En condiciones de sombra parcial, las plántulas pueden desarrollar un crecimiento asimétrico.

En condiciones de alta radiación las coníferas jóvenes responden a diferentes niveles de radiación mediante: Desarrollo de acículas más cortas y gruesas. Mayor densidad de ramificación. Menor elongación del tallo principal. Desarrollo de pigmentos protectores.

En condiciones de baja radiación las coníferas jóvenes responden a diferentes niveles de radiación mediante: Elongación acelerada del tallo principal. Acículas más largas y delgadas para maximizar la captación de luz. Menor densidad de ramificación. Mayor distancia entre verticilos.

La cantidad y calidad de radiación PAR influye en el desarrollo del sistema fotosintético: Establecimiento de la capacidad fotosintética inicial. Con el desarrollo

de cloroplastos. Mayor eficiencia en el uso de la luz. Mayor tasa de fijación de carbono.

Durante la fase de establecimiento, la radiación solar afecta: La supervivencia inicial. El desarrollo del sistema radical. La formación de micorrizas. La resistencia a factores de estrés. La capacidad de aclimatación.

Según Beltrano y Giménez (2011), los efectos fotoperiódicos en coníferas jóvenes se manifiestan en: Inducción de la dormancia. Sincronización del crecimiento primaveral. Desarrollo de resistencia al frío. Formación de yemas terminales.

Las coníferas jóvenes desarrollan mecanismos de protección contra la radiación excesiva: Desarrollo de ceras epicuticulares. Ajuste del ángulo de las acículas. Producción de compuestos fotoprotectores. Modificación de la arquitectura de la copa.

Es por ello que el manejo de coníferas jóvenes debe considerar: Nivel apropiado de cobertura en las primeras etapas. Gradientes de exposición a la luz. Adecuación de las operaciones de raleo. Protección contra la radiación excesiva en sitios expuestos.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

El estudio tuvo una duración de 20 meses (enero 2022 a septiembre 2023). Para ello, se seleccionaron dos sitios forestales de 2500 m² cada uno, los cuales corresponden a un área de bosque que sufrió perturbación por quema y bosque sin quema. Los sitios experimentales se ubicaron en Tetela de Ocampo, Puebla. Sitio sin quema y con regeneración natural: Altamira (19° 48' 43" LN, 97° 48' 01" LO 1700 y m snm). Sitio con quema y con regeneración artificial: Puente Seco (19° 50' 10" LN, 97° 50' 52" O y 1750 m snm) (Figura 1).

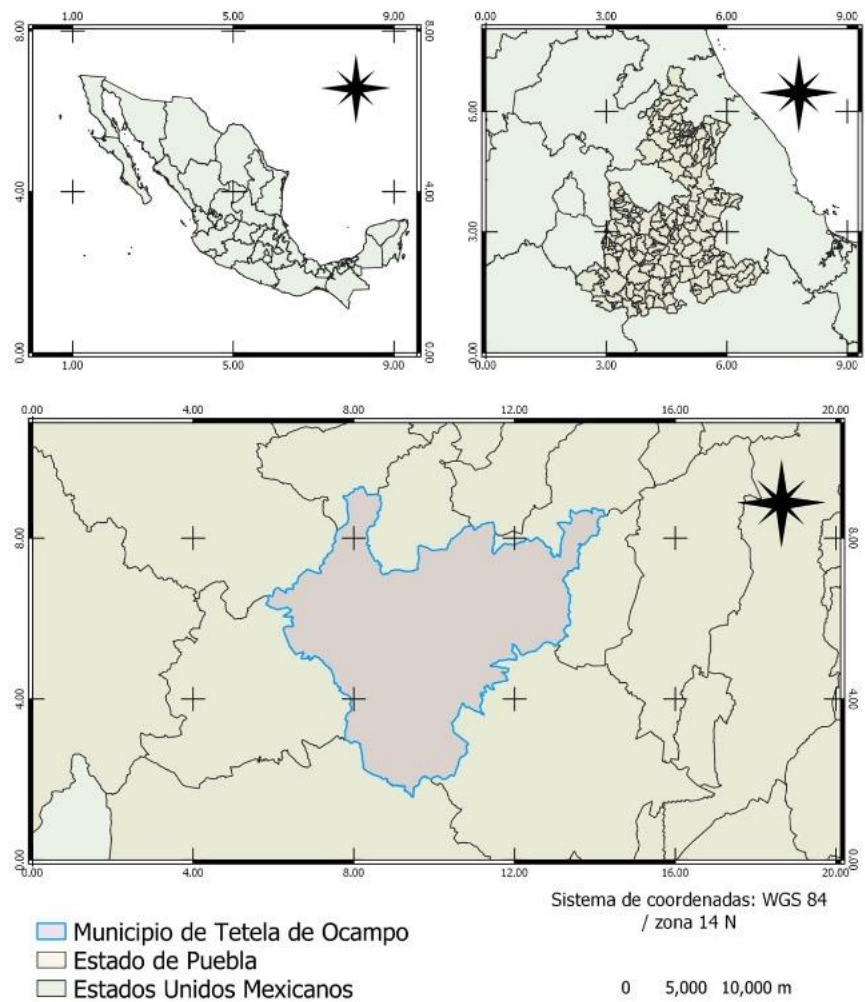


Figura 1. Sitios experimentales, para la regeneración natural y artificial en Tetela de Ocampo, Puebla.

3.2. Sitios de muestreo

Sitio con quema y con regeneración artificial: Corresponde a un bosque templado de pino-encino, con clima templado subhúmedo con lluvias en verano y una precipitación anual de 1460 mm (INEGI, 2014). El tipo de suelo es luvisol, en Tetela de Ocampo, este tipo de bosque sufre al menos dos a tres incendios por año en los meses de marzo a mayo que cada año se hacen campañas para recuperar las plantas de pino perdidas. En la actualidad se han buscado alternativas para la prevención, manejo y control de incendios, debido a que se ha vuelto un problema recurrente (Figura 2).



Figura 2. Panorama general de la regeneración artificial en la localidad Puente seco, a los seis años después de un incendio.

Sitio sin quema y con regeneración natural: Corresponde a un bosque templado de pino-encino. Con clima templado subhúmedo con lluvias en verano y una precipitación anual de 1460 mm (INEGI, 2014). El tipo de suelo es luvisol, en Tetela de Ocampo, este sitio no ha sufrido ningún tipo de perturbación por incendio en los últimos 20 años, por lo regular es una zona más cercana a la población y la vegetación es de gran tamaño. En la actualidad las áreas son protegidas y no se hacen prácticas de ningún tipo (Figura 3).



Figura 3. Panorama general de la regeneración natural en la localidad Altamira, después de seis años sin incendios.

3.3. Descripción del experimento

En campo, se visitaron los sitios forestales y se eligieron al azar las plantas de *Pinus patula* a medir. Se colocó un punto base y dentro de un área circular de 2500 m² se midieron las plantas.

Las plantas con regeneración artificial fueron plantadas por el dueño del predio y tenían medidas promedio de 15 cm de altura, 7 mm de diámetro basal, con seis meses de edad. Para la regeneración natural, se consideraron plantas con medidas de ± 15 cm de altura y ± 8 mm de diámetro; aunque se desconoce la edad.

Se hicieron mediciones dasométricas a 500 plantas de *Pinus patula* en cada sitio (Figura 4). La radiación solar se midió con un espectrómetro lightscout (Quantum Light Meter), sn: 4957, mfg code: 1703, encima de cada planta y aproximadamente a medio día; para obtener la radiación incidente. Las mediciones se hicieron en cada unidad experimental para ambos sitios (1 plántula = 1 UE).

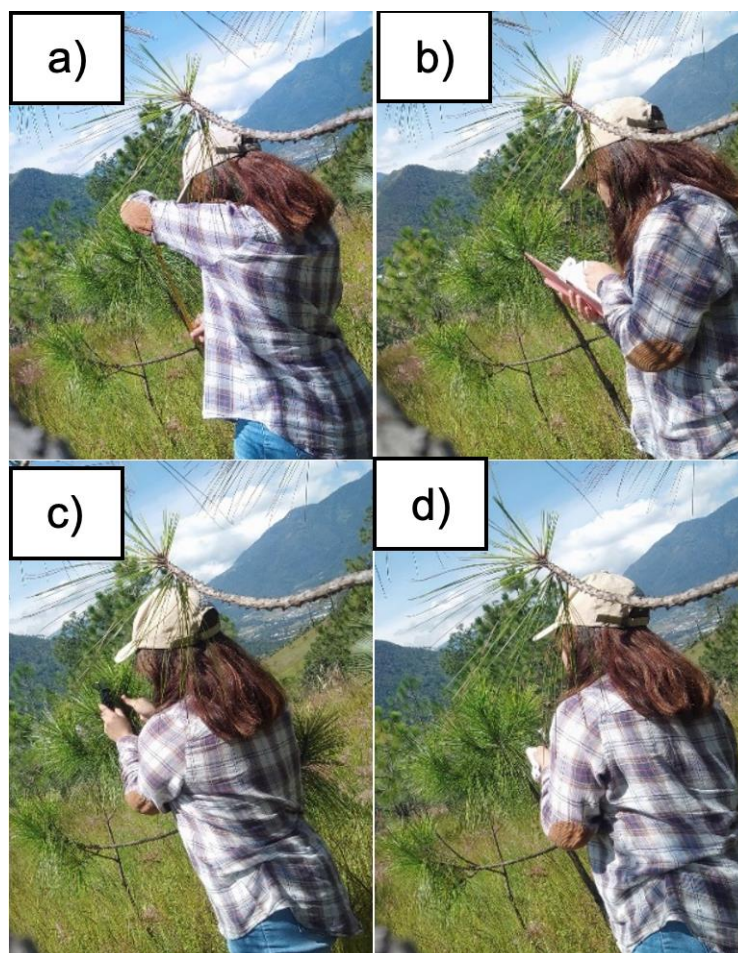


Figura 4. Mediciones en campo en *Pinus patula*; en a) de la altura total de la planta, b) registro de los datos; en c) de la radiación solar; en d) del brote terminal.

En laboratorio, primero se lavaron las raíces de las plantas muestreadas para retirarles el exceso de tierra. Luego con ayuda de una báscula (Scout Pro, SP 2001) se pesó en fresco cada planta, después se cortó el sistema radical para pesar independientemente el sistema aéreo fresco y el sistema radical fresco (Figura 5). Después se colocaron en bolsas de papel de estraza el tallo, hojas y raíz segmentados para llevarlas a una estufa de secado (Riossa, Modelo H-41) a una temperatura de 50 °C durante 48 h. Pasado el tiempo de secado, se retiraron de la estufa las plantas y se llevaron a pesar nuevamente en la báscula, para medir el peso seco.



Figura 5. Toma de datos y mediciones de las plántulas en laboratorio.

3.4. Variables respuesta

- * Altura de planta (m). Se midió al inicio y al final del experimento en cada UE desde la base hasta la yema apical, con un flexómetro.

- * Diámetro basal (cm). Se midió al inicio y al final del experimento en cada UE, en el cuello de la planta, con un vernier digital.

* Elongación del brote terminal (cm). Determina la elongación del meristemo apical (Valencia-Manzo *et al.*, 2017). El crecimiento se midió a los 20 meses con un flexómetro.

* Tasa de crecimiento (cm día⁻¹). Es la ganancia de biomasa a través del tiempo (Hunt *et al.*, 2002). Se estimó con la ecuación:

$$TC = \frac{\left[\frac{h_2 - h_1}{t_2 - t_1} \right]}{s}$$

Donde: h2 = altura inicial de la planta. h1 = altura final de la planta. t2 = fin del experimento. t1 = inicio del experimento. s = área ocupada por la planta.

* Índice de robustez. También llamado índice de esbeltez; valores bajos, sea asocian a una mejor calidad de planta, debido a que es una robusta, mientras que valores altos indican que la planta es más esbelta y débil debido a un desequilibrio entre su diámetro y altura. Se utilizó la siguiente ecuación.

$$\hat{IR} = \frac{\text{diámetro basal (cm)}}{(\text{altura de la planta (m)} \times \sqrt{\text{diámetro basal (cm)}})$$

* Índice de proporcionalidad biométrica (ÍPB). Conocido como relación biomasa seca aérea / biomasa seca raíz. Se distingue por demostrar el desarrollo de la planta. Se muestra en la siguiente ecuación:

$$\hat{IPB} = \frac{\text{biomasa seca del sistema aéreo (g)}}{\text{biomasa seca del sistema radical (g)}}$$

* Índice de calidad de Dickson. Este índice integra la relación entre la masa total de la planta (g) y la suma del índice de esbeltez (IE) y la relación parte aérea / parte radical. Expresa el equilibrio que debe haber entre la distribución de la robustez y las

plantas de menor altura (Dickson *et al.*, 1960). Cuanto mayor sea el índice mejor será la calidad de la planta; la ecuación para determinarlo es:

$$\text{ÍCD} = \frac{\text{peso total de la planta en fresco}(g)}{\left(\frac{\text{altura total (cm)}}{\text{diámetro basal (cm)}}\right) + \left(\frac{\text{peso fresco del sistema aereo (g)}}{\text{peso fresco del sistema radical (g)}}\right)}$$

3.5. Análisis estadístico

Los datos de cada UE se sometieron a un modelo estadístico de regresión múltiple; con el apoyo del software Minitab 20:

$$y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + e$$

Donde:

y = variable de respuesta

X₁ = quema forestal

X₂ = radiación solar

X₃ = edad de la planta

e = error experimental

4. RESULTADOS

En la Figura 6, se observan elevados valores de R^2 (95.30 %), lo cual indica que los modelos explican una proporción muy alta de la variación en altura de planta y los valores bajos de $\alpha < 0.10$ sugieren que las relaciones son estadísticamente significativas.

Los dos modelos muestran una relación cuadrática entre la radiación solar y la altura de la planta, lo que indica que, a medida que aumenta la radiación solar, la altura de planta también aumenta, pero la tasa de aumento se ralentiza a niveles más altos de radiación solar.

Las diferencias clave entre los dos modelos son los valores de los coeficientes, que sugieren que la regeneración artificial con quema conduce a una mayor altura de planta, en comparación con la regeneración natural sin quema, a un mismo nivel de radiación solar.

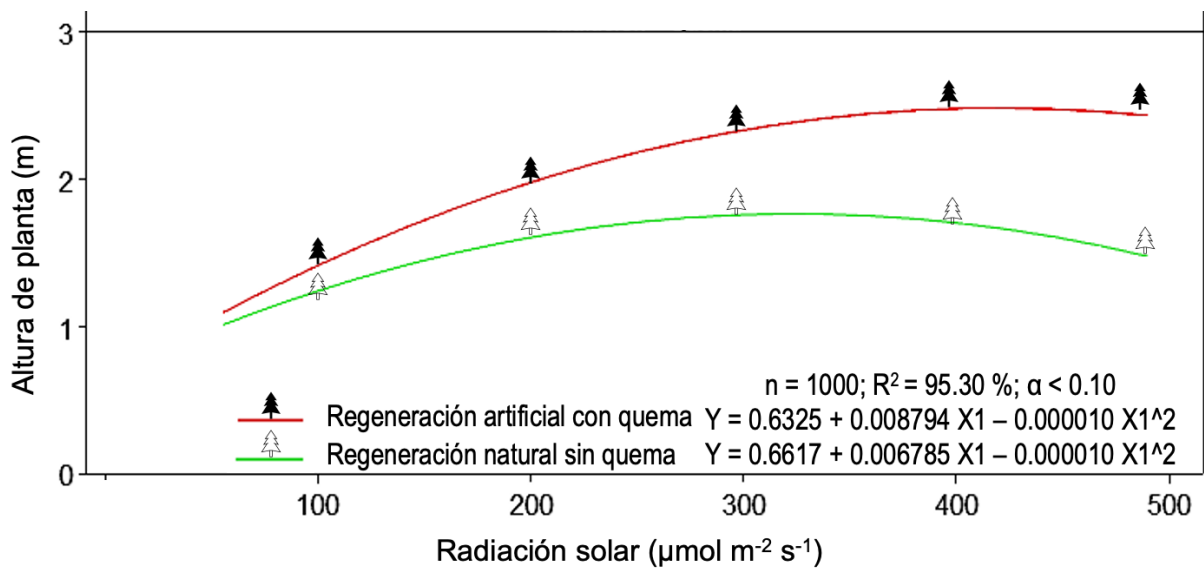


Figura 6. Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en la altura de planta de *Pinus patula*, después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.

En la Figura 7, los altos valores de R^2 (90.24 %) indican que los modelos explican una proporción muy alta de la variación en el diámetro de las plantas, y los bajos valores $\alpha < 0.10$ sugieren que las relaciones son estadísticamente significativas.

Los dos modelos muestran una relación cuadrática entre la radiación solar y el diámetro basal, lo que indica que a medida que aumenta la radiación, también lo hace el diámetro de la planta, pero la tasa de aumento se ralentiza a niveles más altos de insolación.

Las principales diferencias entre los dos modelos son los valores de intercepción y coeficiente, que sugieren que la regeneración artificial con quema conduce a diámetros de planta menores, que, en la regeneración natural sin quema, a un mismo nivel de radiación solar.

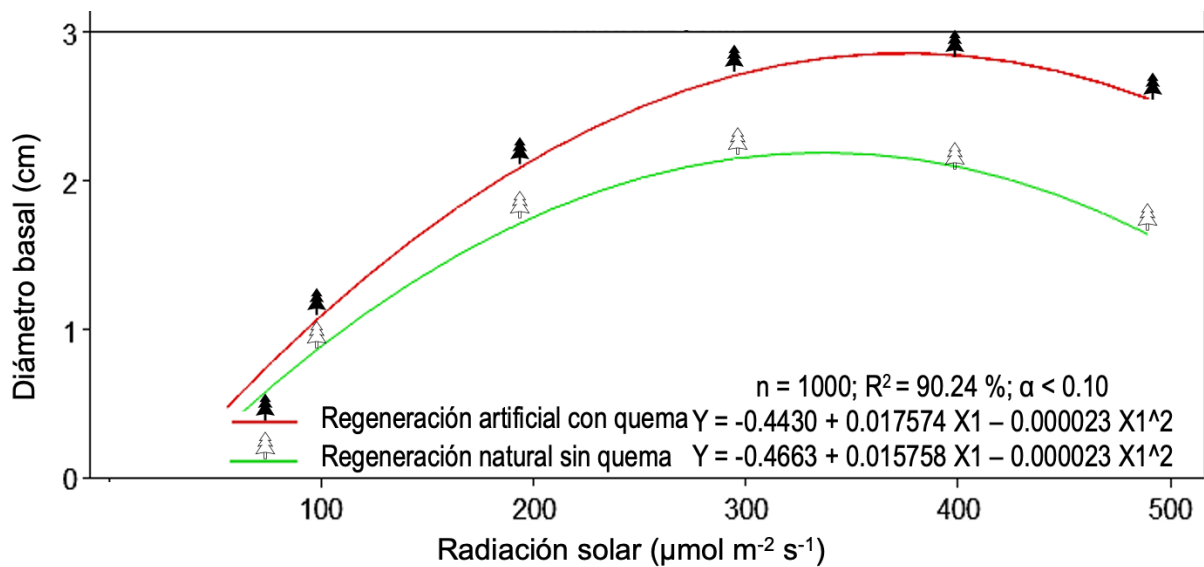


Figura 7. Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en el diámetro basal de *Pinus patula*, después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.

En la Figura 8, el altísimo valor de R^2 (98.54 %) indica que estos modelos explican casi toda la variación en la elongación del brote terminal. El bajo valor $\alpha < 0.10$ indica que estas relaciones son estadísticamente significativas.

Ambos modelos muestran una relación cuadrática donde la elongación del brote terminal aumenta conforme lo hace la radiación solar inicialmente. La tasa de aumento se ralentiza a niveles de radiación más altos y se produce un descenso final con niveles de radiación muy elevados.

La regeneración natural sin quema muestra sistemáticamente, una mayor elongación del brote terminal en comparación con la regeneración artificial con quema en todos los niveles de radiación. El nivel óptimo de radiación solar (donde se produce la máxima elongación) fue 300-350 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para ambos tratamientos

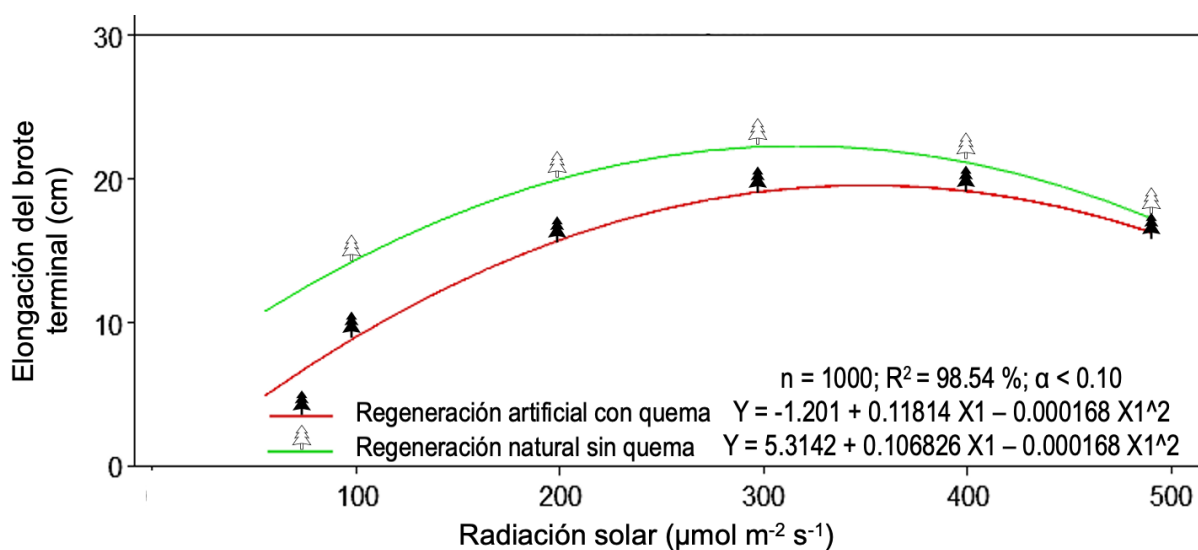


Figura 8. Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en la elongación del brote terminal de *Pinus patula*, después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.

En la Figura 9, se observa que los valores altos de R^2 (95.03 %) explican que en los modelos hay una muy alta proporción en la variación de la tasa de crecimiento, y los bajos valores $\alpha < 0.10$ sugieren que las relaciones son estadísticamente significativas.

Los dos modelos muestran una relación cuadrática entre la radiación solar y la tasa de crecimiento, lo que indica que a medida que aumenta la radiación solar, la tasa de crecimiento también aumenta, pero la tasa de aumento se ralentiza a niveles más altos de radiación solar.

Las diferencias clave entre los dos modelos son los valores de intercepción y coeficiente; lo que sugiere que la regeneración artificial con quema conduce a una mayor tasa de crecimiento en comparación con la regeneración natural sin quema, dados los mismos niveles de radiación solar.

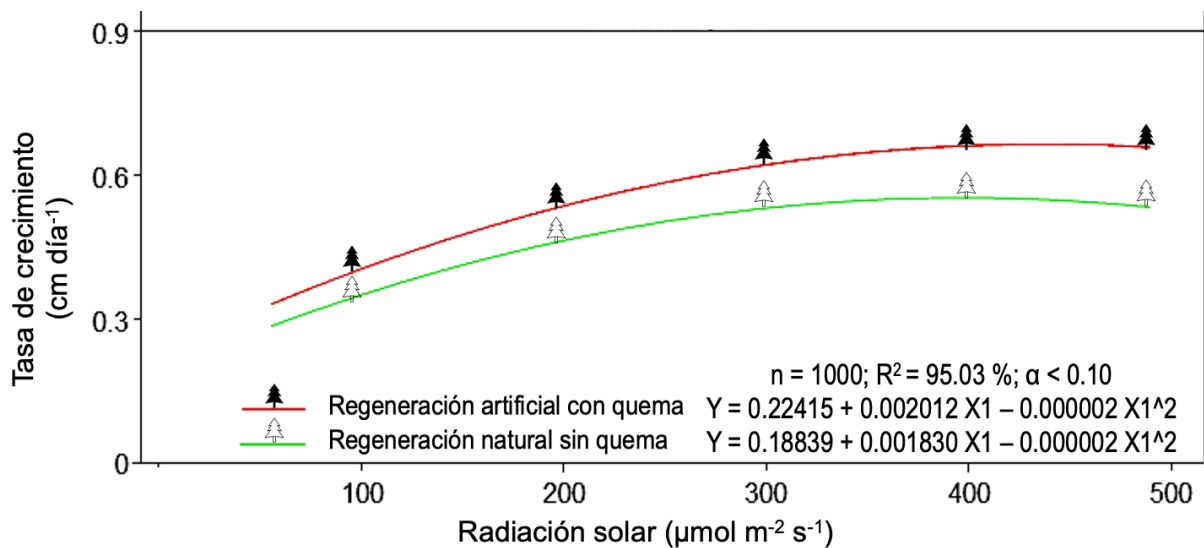


Figura 9. Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en la tasa de crecimiento de *Pinus patula*, después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.

En la Figura 10, se observa que el 91.22 % de la variabilidad en el índice de robustez es explicada por la radiación solar. Este es un ajuste muy bueno del modelo. El valor $\alpha < 0.10$ indica que los resultados son estadísticamente significativos con un nivel de confianza del 90 %.

Ambas curvas muestran una relación cuadrática y con un término cuadrático idéntico (-0.000017), por lo que ambos tratamientos alcanzan su límite de la misma manera. La regeneración artificial con quema muestra consistentemente valores más altos de robustez.

El punto de máxima robustez se alcanzó aproximadamente a los 400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para ambos tratamientos. Esta regresión sugiere que la regeneración artificial con quema es más efectiva para un mayor índice de robustez en todo el rango de radiación solar estudiado.

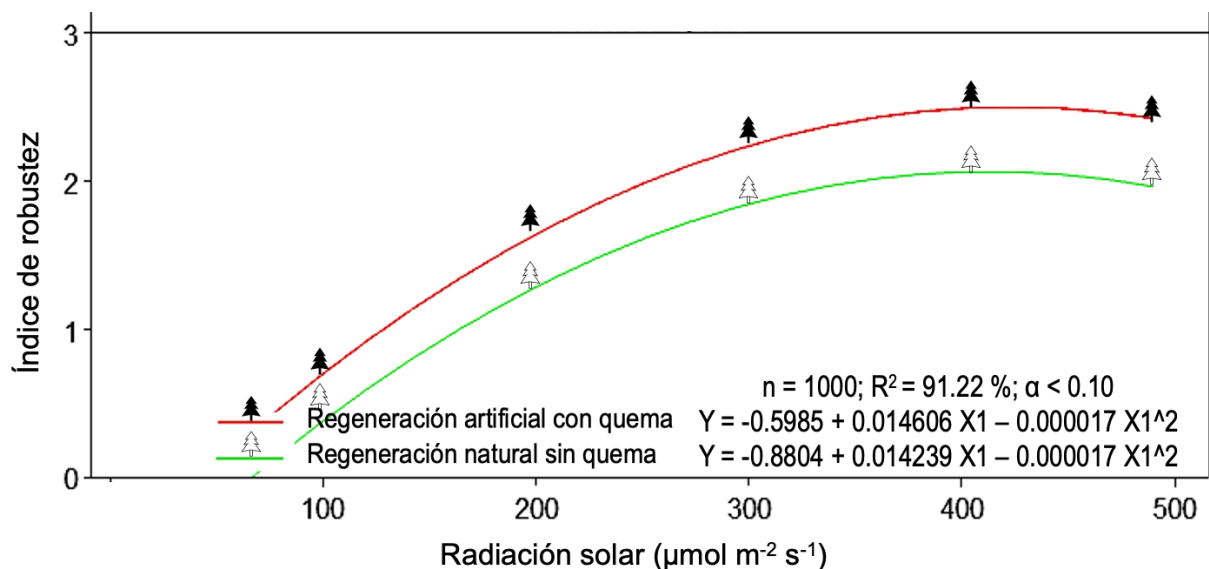


Figura 10. Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en el índice de robustez de *Pinus patula*, después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.

En la Figura 11, se observa que el $R^2 = 99.02 \%$ indica un ajuste excepcional del modelo, explicando prácticamente toda la variabilidad observada en el índice de proporcionalidad biométrica. Los resultados son estadísticamente significativos al 90 % de confianza.

Ambas líneas (roja y verde) muestran un comportamiento cuadrático con punto máximo. La regeneración artificial con quema mantiene valores consistentemente más altos. El máximo valor se alcanza aproximadamente a los 350-400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para ambos tratamientos.

Un mismo coeficiente cuadrático (-0.000022), sugiere una respuesta similar a la saturación por luz. La regeneración artificial con quema produce plantas con mejor índice en todo el rango de radiación solar estudiado, con una diferencia notable en condiciones de baja radiación.

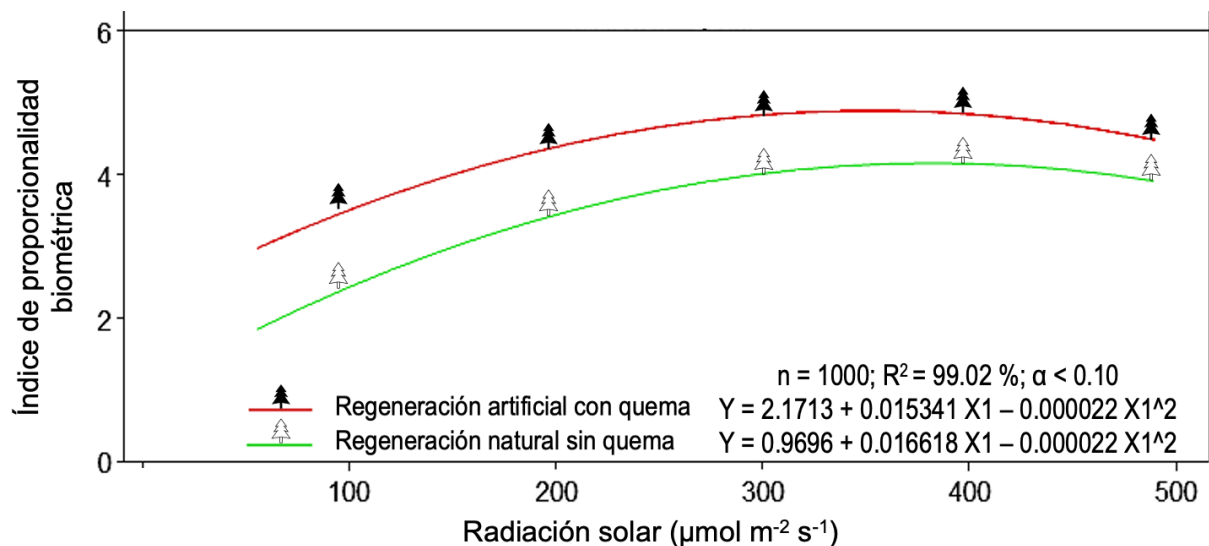


Figura 11. Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en el índice de proporcionalidad biométrica de *Pinus patula*, después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.

En la Figura 12, se observa que aproximadamente el 93.55 % de la variabilidad en el índice de Dickson es explicada por el modelo; es estadísticamente robusto. Ambas curvas muestran un patrón cuadrático (parabólico), alcanzan un punto máximo alrededor de los 300-400 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

La regeneración artificial con quema (línea roja) mantiene valores más altos del índice de Dickson en todo el rango de radiación. La diferencia entre ambos tratamientos es más pronunciada en niveles bajos de radiación.

Ambos tratamientos muestran una respuesta positiva inicial a la radiación, pero existe un punto óptimo de radiación después del cual el índice comienza a decrecer. La regeneración artificial con quema consistentemente produce valores más altos del índice de calidad Dickson.

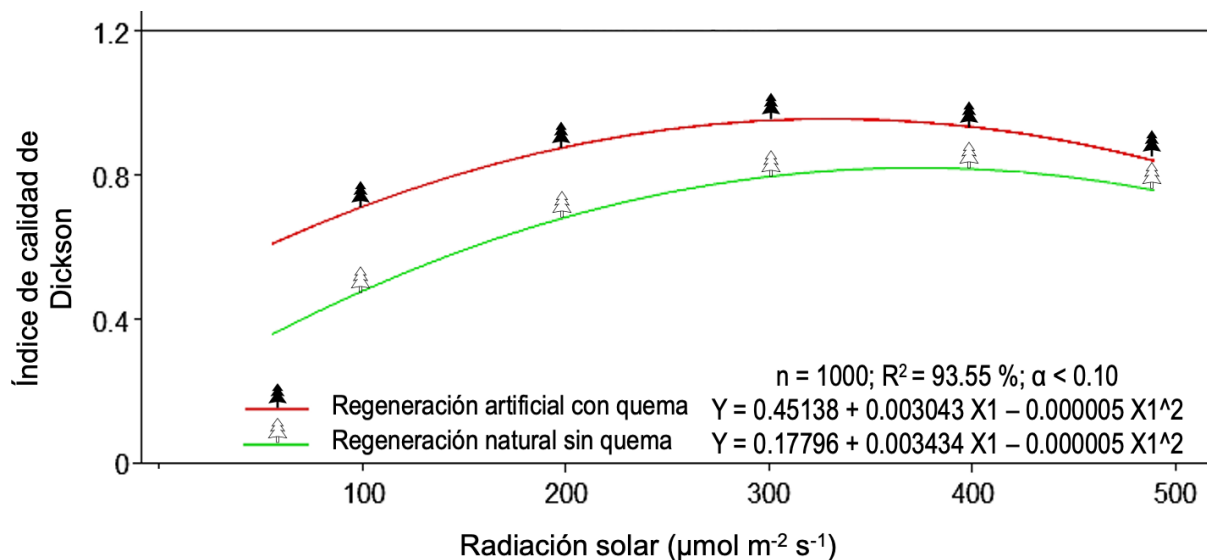


Figura 12. Influencia de la quema forestal y la radiación solar, en el índice de calidad de Dickson de *Pinus patula*, después de 300 días de observación, en Tetela de Ocampo, Puebla, México. Años 2022 y 2023.

5. DISCUSIÓN

En este estudio sobre *Pinus patula*, se evidenció la influencia de diferentes condiciones de manejo en el crecimiento de las plantas. El valor más alto para altura de planta (2.70 m), se obtuvo en el sitio con quema y con regeneración artificial, a $490 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Mientras que en el sitio sin quema y con regeneración natural el valor más alto fue de 2.00 m, de 264 a $279 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de radiación solar (Figura 6). Mexal y Landis (1990) señalaron que la altura de las plantas en el sitio con quema reflejaba una calidad alta, siendo este un componente significativo como predictor del desarrollo futuro en campo. Sin embargo, advirtieron que la altura por sí sola no constituye un indicador suficiente para predecir la supervivencia, por lo que recomendaron relacionarlo con otros criterios para obtener una evaluación más precisa. La investigación destacó la importancia de considerar la altura de las plantas, especialmente en condiciones de plantación adversas con presencia de vegetación herbácea y arbustiva.

El valor más alto para diámetro basal (2.50 cm), se obtuvo en el sitio con quema y con regeneración artificial, de 213 a $490 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Mientras que en el sitio sin quema y con regeneración natural, el valor más alto fue de 2.20 cm, de 274 a $279 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de radiación solar. En el sitio con quema, se observó que el diámetro de las plantas de *Pinus patula* correspondía a una calidad alta, lo que indicaba una proporción adecuada entre el crecimiento en altura y diámetro, manifestando una robustez significativa (Figura 7). Prieto *et al.* (2009) indicaron que las plantas con diámetro superior a 5 mm presentaban mayor resistencia al doblamiento y mejor tolerancia a daños por fauna nociva, mientras que aquellas con diámetros más pequeños mostraban mayor vulnerabilidad en sus tallos elongados. En esta investigación, los diámetros de las plantas cumplían con estos parámetros, sugiriendo una baja propensión al doblamiento causado por viento. Según Mexal y Landis (1990), el diámetro constituye la característica de calidad más relevante para predecir la supervivencia de la planta en campo, definiendo la robustez del tallo y asociándose directamente con el vigor y la supervivencia de la regeneración. Se estableció que los ejemplares con diámetro mayor a 5 mm manifestaban superior

resistencia al doblamiento y mejor tolerancia a plagas, aunque se reconoció que estas características pueden variar según la especie.

El valor más alto para la elongación del brote terminal (22.90 cm), se obtuvo en el sitio sin quema y con regeneración natural, a $279 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Mientras que en el sitio con quema y con regeneración artificial, el valor más alto fue de 18.14 cm, a $490 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de radiación solar. Villar (2003), mencionó una perspectiva interesante sobre el desarrollo de plantas, sugiriendo que existía una tendencia donde las plantas con partes aéreas más desarrolladas presentaban mayores probabilidades de supervivencia y crecimiento en la reforestación. Estudios previos de Villar (2003) y Villalón-Mendoza *et al.* (2016), concluyeron que las plantas de mayor tamaño no necesariamente mostraban una mortalidad superior en comparación con ejemplares más pequeños. Los resultados de la investigación con *Pinus patula* revelaron la necesidad de profundizar en estudios científicos adicionales para determinar con mayor certeza si la elongación del brote terminal es un indicador de calidad de planta (Figura 8). Esta conclusión surgió tras un análisis detallado que evidenció la complejidad de los factores que intervienen en el desarrollo y supervivencia de las especies forestales.

El valor más alto para tasa de crecimiento (0.68 cm día^{-1}), se obtuvo en el sitio con quema y con regeneración artificial, a $490 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Mientras que en el sitio sin quema y con regeneración natural, el valor más alto fue de 0.66 cm día^{-1} , a $279 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de radiación solar. Rodríguez (2008) destacó la importancia del crecimiento como un indicador fundamental que reflejaba el desarrollo de la planta en vivero. Los resultados de este estudio mostraron una proporción adecuada entre el sistema radical y la parte aérea de *Pinus patula*, reflejado en su tasa de crecimiento (Figura 9). Thompson (1985) complementó esta perspectiva, enfatizando que dicho indicador adquiriría mayor relevancia en sitios con precipitación escasa. En el contexto de la investigación, el sitio con quema demostró que la incorporación de nutrientes a través de la ceniza pudo haber propiciado una mayor tasa de crecimiento.

El valor más alto para índice de robustez (2.27), se obtuvo en el sitio con quema y con regeneración artificial, de 438 a 490 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Mientras que en el sitio sin quema y con regeneración natural, el valor más alto fue de 1.88, a 279 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de radiación solar. Este índice calificó mejor la calidad de la planta en el sitio con quema. Rodríguez (2008) indicó que este índice permitía predecir que al menos el 70 % de las plantas presentarían alta supervivencia y resistencia a la desecación por viento, además de un potencial de crecimiento superior en sitios secos. Prieto *et al.* (2009) corroboraron los resultados, señalando una proporción adecuada entre el crecimiento en altura y diámetro. Rodríguez (2008) propuso valores inferiores a seis, lo que sugería que plantas con diámetros muy delgados carecerían de capacidad para sostener tallos elongados, incrementando su propensión al doblamiento. Esta condición se observó en ambos sitios de estudio (Figura 10). Leiva y Fernández (1998) demostraron que las plantas con menor relación altura/diámetro de tallo mantenían un estado hídrico más estable, con un consumo más moderado de agua en situaciones de deficiencia hídrica. Desde una perspectiva económica, el resultado es ventajoso para silvicultores, ya que el objetivo principal consiste en obtener plantas con buena altura en menos tiempo, reduciendo costos de producción. No obstante, morfológicamente este aspecto podría afectar la calidad de la planta.

El valor más alto para índice de proporcionalidad biométrica (4.88), se obtuvo en el sitio con quema y con regeneración artificial, de 478 a 490 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Mientras que en el sitio sin quema y con regeneración natural, el valor más alto fue de 3.78, a 279 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de radiación solar. En el estudio sobre *Pinus patula*, la relación biomasa/raíz en el sitio con quema se clasificó de alta calidad (Figura 11); con relación a ello, Prieto *et al.* (2009) enfatizaron la importancia de este indicador para predecir el éxito de la plantación, destacando la necesidad de un equilibrio entre la parte aérea y el sistema radical. Se consideró que la altura y el diámetro definían la producción de biomasa tanto aérea como radical. La quema favoreció el crecimiento de las plantas mediante las cenizas, la alta radiación solar influyó significativamente en la calidad de la planta, especialmente en comparación con el sitio no quemado con regeneración natural. Thompson (1985) y Mexal y Landis (1990), concluyeron

que la producción de biomasa presenta una alta correlación con su supervivencia en campo, comparable a la importancia del diámetro del tallo. Basado en este criterio, se esperaría una baja supervivencia derivada del reducido peso de las plantas en el sitio sin quema.

El valor más alto para índice de calidad de Dickson (0.90), se obtuvo en el sitio con quema y con regeneración artificial, de 173 a 490 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Mientras que en el sitio sin quema y con regeneración natural, el valor más alto fue de 0.80, de 220 a 279 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de radiación solar. Dickson *et al.* (1960) desarrolló un índice de calidad considerado uno de los más complejos y completos, integrando diversos parámetros de evaluación. Hasta los 20 meses de observación, las plantas seleccionadas por su menor altura presentaron valores superiores de calidad (Figura 12). González *et al.* (1996) señalaron que este índice fue diseñado para evaluar distintas combinaciones de parámetros morfológicos. En este estudio el índice de calidad de Dickson clasificó las plantas como de alta calidad. Las comparaciones realizadas con el trabajo de Sáenz *et al.* (2014), confirmaron que esta clasificación es válida para ambos sitios de investigación. Se observó un equilibrio en la distribución de la biomasa y la robustez, evitando la selección de plantas desproporcionadas y permitiendo la consideración de ejemplares de menor altura, pero mayor vigor. Ramírez y Rodríguez (2004) indicaron que esta característica podría contribuir a mejorar la economía hídrica de la planta, incrementando su capacidad de supervivencia y crecimiento en ambientes secos.

En el sitio sin quema y con regeneración natural, los bajos valores dasométricos de las plántulas de *Pinus patula* se atribuyeron a una intensa competencia por recursos críticos como agua, energía solar, nutrientes y espacio físico con otras especies del bosque templado. Se identificaron diferencias significativas ($\alpha < 0.10$) entre sitios para la especie evaluada, lo que sugirió la necesidad de realizar ajustes considerando la disponibilidad de nutrientes debido a que la especie podría responder de manera variable en el sitio con quema. Sáenz *et al.* (2014) recomendaron que para lograr una mejor calidad de planta se requerían acciones de manejo adicionales, como poda

aérea y/o radical, incremento del área de crecimiento y plantación durante la época de lluvia. Los resultados de esta investigación proporcionarán información relevante para apoyar la toma de decisiones en actividades de reforestación en México, destacando que los atributos dendrométricos del área con quema y regeneración artificial, demostraron una superioridad en la calidad de planta.

6. CONCLUSIONES

Después de 20 meses de observación, la quema forestal con regeneración artificial propició que las plantas jóvenes de *Pinus patula* tuvieran una mejor calidad, a partir de sus mediciones dasométricas.

En ambos sitios: sin quema y regeneración natural, con quema y regeneración artificial, las plantas de tuvieron una respuesta positiva inicial a la radiación solar; pero después de $400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ las variables dasométricas comenzaron a decrecer.

Se recomienda el uso de la quema prescrita y el manejo de la radiación solar incidente, a través de árboles padre u otros árboles superiores; para proporcionar un sombreado muy ligero a las plantas, pues favorece en ellas una mayor calidad al momento de reforestar un sitio forestal.

LITERATURA CITADA

Ádam R. et al. 2013. The effects of stand characteristics on the understory vegetation in *Quercus petraea* and *Q. cerris* dominated forests. Community Ecol.

Azcón-Bieto J., y Talón M. 2008. Fundamentos de fisiología vegetal. 2a edición. Ediciones McGRAW-HILL. Madrid, España. pp: 165-191.

Beltrano J., y Giménez D. O. 2011. Fotomorfogénesis vegetal. Catedra de fisiología vegetal. Editorial de la Universidad Nacional de la Plata. pp: 1-12.

Bennett EM, Peterson GD, Gordon LJ. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. Ecol Lett. 12: 1394–1404.

Bobiec A. et al. 2018. Seeing the oakscape beyond the forest: a landscape approach to the oak regeneration in Europe. Landscape Ecol.

Bose A.K., et al. 2016. Assessing the factors influencing natural regeneration patterns in the diverse, multi-cohort, and managed forests of Maine, USA. J. Veg. Sci.

Brang P., et al. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. Forestry.

Buchwald, E. 2005. A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation. Proceedings: Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-related Definitions for Use by Various Stakeholders.

Burton PJ, Messier C, Adamowicz WL, Kuuluvainen T. 2006. Sustainable management of Canada's boreal forests: progress and prospects. Ecoscience. 13: 234–248.

Burney O, A Aldrete, R Alvarez R, JÁ Prieto R, JR Sánchez V, JG Mexal. 2015 México: Addressing challenges to reforestation. *Journal of Forestry* 113: 404-413.

Bustamante-García V, JÁ Prieto-Ruíz, E Merlín-Bermudes, R Álvarez-Zagoya, A Carrillo-Parra, JC Hernández-Díaz. 2012. Potencial y eficiencia de producción de semilla de *Pinus engelmannii* Carr., en tres rodales semilleros del estado de Durango, México. *Madera y bosques* 18(3): 7-21.

Buytaert W, Cuesta-Camacho F, Tobón C. 2011. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecol Biogeography*. 20:19–33.

Carrasco-Ríos L. 2009. Efecto de la radiación ultravioleta -B en plantas. IDESIA, Revista de agricultura en zonas áridas. Departamento de química, facultad de ciencias, Universidad de Tarapacá. Arica-Chile 27(3): 56-76.

Caviedes, J. and J. T. Ibarra. 2017. Influence of Anthropogenic Disturbances on Stand Structural Complexity in Andean Temperate Forests: Implications for Managing Key Habitat for Biodiversity. *PLOS ONE* 12(3):e0174147. Doi: 10.1371/journal.pone.0174147.

Challenger, A., R. Dirzo et al. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, pp. 37-73.

Chazdon R.L. 2017. Landscape restoration, natural regeneration, and the forests of the future. *Ann. Missouri Bot. Gard.*

Collins R., et al. 2004. Effects of environment and life stage on *Quercus* abundance in the eastern deciduous forest, USA: are sapling densities most responsive to environmental gradients? *For. Ecol. Manage.*

CONAFOR. 2010. Incendios forestales. Guía práctica para comunicadores. Comisión Nacional Forestal, México. 3ra edición. 56 pp.

Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2011. Sistema Nacional de información Forestal. <https://snif.cnf.gob.mx/>. (23 de septiembre de 2024).

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2022. *Pinus patula* Schl. et Cham. SIRE-Paquetes Tecnológicos. Accessed on August 20, 2022.

Cortés-Pérez, M., F. De León-González, F. Paz-Pellat, T. Leyva-Pablo, W. Santiago-García, A. Ponce-Mendoza y M. Fuentes-Ponce. 2021. Almacenamiento de carbono aéreo en un bosque templado de Oaxaca: manejo de alta y baja intensidad. *Madera y Bosques* 27(4): e2742440. Doi: 10.21829/myb.2021.2742440.

Dickson A., Leaf A. L., and Hosner F. J. 1960. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. 36:10-13.

Di-Giovanni, F. and P. G. Kevan. 1991. Factors affecting pollen dynamics and its importance to pollen contamination: a review. *Canadian Journal of Forest Research* 21(8): 1151-1170.

D'Orangeville L., et al. 2008. Post-agricultural forests: Landscape patterns add to stand-scale factors in causing insufficient hardwood regeneration. *For. Ecol. Manage.*

Dvorak, W. S., J. K. Donahue and J. A. Vasquez. 1995. Early performance of CAMCORE introductions of *Pinus patula* in Brazil, Colombia and South Africa. *South African Forestry Journal* 174(1): 23-33.

Elvan O. D., Birben U., Ozkan U. Y., Yidirim H. T., Turker Y. O. 2021. Forest fire and law: an analysis of Turkish forest fire legislation based on Food and Agriculture

Organization criteria. Fire ecology. 17. 12. P. 1-15. <https://doi.org/10.1186/s42408-021-00102-7>

Feldmann E., et al. 2018. Canopy gap dynamics and tree understory release in a virgin beech forest, Slovakian Carpathians For. Ecol. Manage.

Flores A, G Moctezuma-López. 2021. Cosecha de madera de 20 coníferas en zonas de movimiento de germoplasma. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 12(66): 122-140.

Gao, Y., M. Skutsch, J. Paneque-Gálvez and A. Ghilardi. 2020. Remote sensing of forest degradation: a review. Environmental Research Letters 15(10):103001. Doi: 10.1088/1748-9326/abaad7.

Gadow, K. V., C. Y. Zhang, C. Wehenkel, A. Pommerening, J. Corral-Rivas, M. Korol, S. Myklush, G. Y. Hui, A. Kiviste and X. H. Zhao. 2012. Forest structure and diversity. In: T. Pukkala and Gadow K. v. (eds.) Continuous Cover Forestry. Managing Forest Ecosystems 23. Springer. Dordrecht, Netherlands. Doi: 10.1007/978-94-007-2202-6_2.

González, M. E., C. Donoso, C. y B. Escobar. 1996. Efecto de distintos regímenes de manejo radicular en el crecimiento de plantas de raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl) Oerst.) 1-0 a raíz desnuda. Bosque 17(1): 29-41.

González-Medrano F (2003) Las comunidades vegetales de México. Propuesta para la clasificación de la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. México D. F., 79 pp.

Gordon H. R., y Barden J. A. 1992. Horticultura. 1a edición. A. G. T. Editor, S. A. México, D. F. pp: 259-277.

Guerra-de la Cruz, V.; Islas-Gutiérrez, F.; Flores-Ayala, E.; Acosta-Mireles, M.; Buendía-Rodríguez, E.; Carrillo-Anzures, F.; Tamarit Urias, J.C.; Pineda-Ojeda, T. 2019. Modelos locales altura-diámetro para *Pinus montezumae* Lamb. y *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl. en Nanacamilpa, Tlaxcala. *Rev. Mex. De Cienc. For.* 10: 133-156.

Gultekin Y.S., Gultekin P. 2024. Forest Fire Risk Management at the Country Scale: The Case of Turkey. In: Rodrigo-Comino, J., Salvati, L. (eds) *Fire Hazards: Socio-economic and Regional Issues*. Springer. P. 43-52. Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-50446-4_4

Hui, G., G. Zhang, Z. Zhao and A. Yang. 2019. Methods of forest structure research: A review. *Current Forestry Reports* 5(3):142-154. Doi: 10.1007/s40725-019-00090-7.

Hunt R., Causton D. R., Shipley B., y Askew A. P. 2002. A modern tool for classical plant growth analysis. *Annals of Botany* 90: 485-488. IGAVIM. 2021. Principales árboles urbanos del estado de Puebla. Observatorio ciudadano, Tehuacán, Puebla. 62 pp.

INEGI. 2014. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2014. Censos económicos. Censo de Población y Vivienda 2014, Resultados Definitivos, Puebla. Consultado el 15/01/17 en Sitio web: <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ce/ce2014/>

INTAGRI S. C. 2020. Importancia de la radiación solar en la producción de plántulas. <https://proain.com/blogs/notas-tecnicas/importancia-de-la-radiacion-solar-en-la-produccion-de-plantulas>. 20 de julio de 2023.

Jensen A.M., Löf et al. 2017. Effects of interspecific competition from surrounding vegetation on mortality, growth and stem development in young oaks (*Quercus robur*). *For. Ecol. Manage.*

Kang, K. S., D. Lindgren and T. J. Mullin. 2004. Fertility variation, genetic relatedness, and their impacts on gene diversity of seeds from a seed orchard of *Pinus thunbergii*. *Silvae Genetica* 53: 202-206.

Kay, H., M. Santoro, O. Cartus, P. Bunting and R. Lucas. 2021. Exploring the relationship between forest canopy height and canopy density from Spaceborne LiDAR observations. *Remote Sensing* 13(24), 4961.

Kellermann JL, Johnson MD, Stercho AM, Hackett SC. 2008. Ecological and economic services provided by birds on jamaican blue mountain coffee farms. *Conservation Biol.* 22: 1177–1185.

Király I., et al. 2010. The effect of stand structure and tree species composition on epiphytic bryophytes in mixed deciduous–coniferous forests of Western Hungary. *Biol. Conserv.*

Kovács B., et al. 2017. Stand structural drivers of microclimate in mature temperate mixed forests. *Agr. Forest Meteorol.*

Kuiters A.T., et al. 2002. Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biol. Conserv.*

Leibing C, Signer J, Van Zonneveld M, Jarvis A, et al. 2013. Selection of provenances to adapt tropical pine forests to climate change based on climate analogs. *Forests* 4(1): 155-178.

Leiva, M.J., y R. Fernández A. 1998. Variability in seedling water status during drought within a *Quercus ilex* subsp. *ballota* population, and its relation to seedling morphology. *Forest Ecology and Management* 111: 147-156.

Lumthaler M., y Ambach W. 1990. Indication of increasing solar ultraviolet-B radiation flux in alpine regions. *Science* 248 (4952): 206-208.

Marroquín R., Jimenez J., Garza F., Aguirre O., Estrada E., Bourguet R. 2006. Pruebas de regeneración artificial en *Pinus pseudostrubus* en localidades degradadas por incendios. *Ciencia UANL* 9(3): 298-304.

Masera O, Ordóñez MJ, Dirzo R. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Clim Change*. 35:265–295.

Mejía-Bojórquez, J.M.; García Rodríguez, J.L.; Muñoz Flores, H.J. 2015. Evaluación de plantaciones de cuatro especies forestales en el estado de Durango. *Reaxion* 2: 8-28.

Messier, C. and K. J. Puettmann. 2011. Forests as complex adaptive systems: implications for forest management and modelling. *L'Italia Forestale e Montana* 66(3):249–258. Doi: 10.4129/ifm.2011.3.11.

Mexal, J. G. and Landis T. D. 1990. Target seedling concepts: height and diameter. In: Target seedlings symposium. General Technical Report USDA Forests 13:105-19.

Mishra, B. P., O. P. Tripathi, R. S. Tripathi and H. N. Pandey. 2004. Effects of anthropogenic disturbance on plant diversity and community structure of a sacred grove in Meghalaya, northeast India. *Biodiversity and Conservation* 13(2):421–436.

Moctezuma-López, G.; Flores, A. 2020. Importancia económica del pino (*Pinus* spp.) como recurso natural en México. *Rev. Mex. De Cienc. For.* 11: 161-185.

Modrý M. et al. 2004. Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. *For. Ecol. Manage.*

Moreno-Valencia, F.D.; Plascencia-Espinosa, M.Á.; Muñoz-Rojas, J. 2018. Isolation and screening of plant growth promoting bacteria for their application in forest species. *Mex. J. Biotechnol.* 3: 36-53.

Muñoz-Piña C, Guevara A, Torres JM, Braña J. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecol Econ.* 65: 725–736.

Myers N, Mittermeier RA, Gab DF, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 403:853–858.

Nyoka, B. I. 2002. *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham. In: CAB International (Comp.). *Pines of silvicultural importance*. CABI Publising. Oxon, OX, United Kingdom. pp: 303-316.

Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science.* 333: 988–993.

Pereira, M. N. E. U.; Fogelbach, G. G.; Mallol, J.; Staffel, P. L.; Sarabia, A. M. C.; Ramirez, M. S. R.; Serrate, M. P.; Llosa, O. C.; Coello, M.; Acosta, V.; Wasenius, S.; Chong, H. J. N.; Solé, D. 2022. Incendios forestales: ¿la punta del iceberg para la salud planetaria? *Environmental Scientiae* 4(1): 1-13. <http://doi.org/10.6008/CBPC2674-6492.2022.001.0001>

Pérez-Miranda, R.; Moreno Sánchez, F.; González Hernández, A.; Arreola Padilla, V. 2013. Escenarios de la distribución potencial de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. y *Pinus pseudostrobus* Lindl. con modelos de cambio climático en el Estado de México. *Rev. Mex. Cien. For.* 4: 73-86.

Prieto R., J. A., J. L. García R., J. M. Mejía B., S. Huchín A. y J. L. Aguilar V. 2009. Producción de planta del género *Pinus* en vivero en clima templado frío. Campo Experimental Valle del Guadiana INIFAP-SAGARPA. Durango, Dgo., México. Publicación Especial Núm. 28. 48 pp.

Ramírez, C. A. & Rodríguez, D. A. 2004. Efecto de la calidad de planta, exposición y micrositio en una plantación de *Quercus rugosa*. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.

Randriambanona, H., J. R. Randriamalala and S. M. Carrière. 2019. Native forest regeneration and vegetation dynamics in non-native *Pinus patula* tree plantations in Madagascar. *Forest Ecology and Management* 446: 20-28.

Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc Natl Acad Sci.* 107:5242–5247.

Rodríguez T., D. A. 2008. Indicadores de calidad de planta forestal. Ed. Mundi Prensa. México, D.F., México. 156 pp.

Rodríguez M. C. 2013. Efecto de la fecha de siembra y tamaño de contenedor en el crecimiento de dos especies de pino en vivero. Tesis de Maestría en Ciencias. Montecillo, Texcoco, México. Postgrado Forestal. Colegio de Postgraduados. 66 pp.

Rodríguez JPT, Beard TD, Bennett EM, Cumming GS, Cork S, Agard J, Dobson AP, Peterson GD. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecol Soc.* 11:28.

Rulev A. S., Matveeva A. A. 2016. Ecological and economic aspects to design a regional network of fire stations for the regulation of fire hazardous situation. *Bulletin of agriculture and industry of Stavropol region. Ecology.* N 3(23). pp: 251-255.

Sáenz J.T., Muñoz H.J., Ángel C.M., Rueda A., y Hernández J. 2014. Calidad de planta de tres especies de pino en el vivero "Morelia", estado de Michoacán. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 5 (26): 98-111.

SEMARNAT. 2021. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Anuarios Estadísticos de la Producción Forestal. México, D.F. pp: 1-176.

Serrada, R. 2003. Regeneración natural: situaciones, concepto, factores y evaluación. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* 15: 11-15.

Taiz L., y Zeiger E. 2006. Fisiología vegetal. 3a Edición. Editorial Universidad Jaume I. Los Ángeles, California. pp: 710-805.

Tadesse, W. and T. Fidalgo F. 2022. *Pinus patula* plantations in Africa: An overview of its silvicultural traits and use under SDG. In: Gonçalves, A. C. and T. Fidalgo F. (Edits.). *Conifers-Recent Advances*. IntechOpen. London, LND, United Kingdom. pp: 1-13.

Thompson, B. 1985. Seeling morphological evaluation. What can you tell by looking. In: Durges, M. L. (ed.). *Evaluating seeling quality: principles, procedures and predictive abilities of major test*. Forest Research Laboratory. Oregon State University. Corvallis, OR, USA. pp. 59-71.

Torres A. P., y López R. G. 2010. Producción comercial de cultivos bajo invernadero y vivero. Medición de pH y conductividad eléctrica en sustratos. Departamento de Horticultura y Arquitectura de Areas Verdes, Purdue University. Indiana, US. 7 pp.

Valencia-Manzo S., Playas-Ramos I., Cornejo-Oviedo E., y Flores-López C. 2017. Patrón de alargamiento del brote terminal en un ensayo de procedencia de (*Pinus greggii* Engelm.) en la sierra de Arteaga, Coahuila. *Madera y Bosques* 23(1): 133-141. DOI:10.21829/myb.2017.2311555

Vargas-Larreta, B., J. O. López-Martínez, E. J. González, J. J. Corral-Rivas and F. J. Hernández. 2021. Assessing above-ground biomass-functional diversity relationships in temperate forests in northern Mexico. *Forest Ecosystems* 8(1):8. Doi: 10.1186/s40663-021-00282-3.

Vázquez-Ochoa M.F., Sánchez-Velásquez L.R., Hernández-Vargas G., Ibarra-Zavaleta S.P., Ruiz-Montiel C., y Pineda-López M.R. 2022. La presencia de *Dendroctonus* es diferente entre especies de pinos y sus diámetros en la región del Parque Nacional Cofre de Perote, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 93: e934048.

Velázquez A, Medina GC, Durán ME, Amador A, Gopar MLF (2016). Standardized Hierarchical Vegetation Classification, Mexican and Global patterns. Springer. Switerland. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-41222-1>

Villalón-Mendoza H., J.C. Ramos-Reyes, J.A. Vega-López, B. Marino, M.A. Muños-Palomino y F. Garza-Ocañas. 2016. Indicadores de calidad de la planta de *Quercus canby* Trel. (encino) en vivero forestal. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 12 (1): 46-52.

Villar, P. 2003. Importancia de la calidad de planta en los proyectos de revegetación. En: *Restauración de Ecosistemas Mediterráneos*, Rey-Benayas, J.M.; Espigares Pinilla, T. y Nicolau Ibarra, J.M. (Editores), Universidad de Alcalá / Asociación Española de Ecología Terrestre, 2003.

Wang, X., D. Lindgren, A. E. Szmidt and R. Yazdani. 1991. Pollen migration into a seed orchard of *Pinus sylvestris* L. and the methods of its estimation using allozyme markers. *Scandinavian Journal of Forest Research* 6(1-4): 379-385.