

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN UN BOSQUE DE
PINO-ENCINO EN EL PARQUE NACIONAL CUMBRES DE MONTERREY**

POR:

RUFINO SANDOVAL GARCÍA

Como requisito parcial para obtener el grado de:
**DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES**

AGOSTO, 2021

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

**ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN UN BOSQUE DE
PINO-ENCINO EN EL PARQUE NACIONAL CUMBRES DE MONTERREY**

TESIS DE DOCTORADO

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE:
DOCTORADO EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

PRESENTA:

M.C. RUFINO SANDOVAL GARCÍA

COMISIÓN DE TESIS



Dr. Javier Jiménez Pérez
Director de tesis



Dr. José Israel Yereña Yamallel
Asesor



Dr. Eduardo Alanís Rodríguez
Asesor

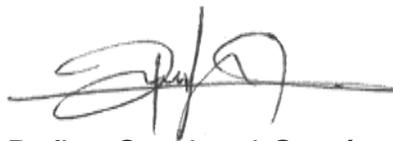


Dr. Óscar Alberto Aguirre Calderón
Asesor



Dr. Marco Vinicio Gómez Meza
Asesor Externo

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Doctorado en Ciencias con Especialidad en Manejo de Recursos Naturales, donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Rufino Sandoval García', with a long horizontal stroke extending to the right.

Rufino Sandoval García

Agosto, 2021

DEDICATORIA

A mis padres: Isaías Sandoval Mendoza y Feliciano García Pérez, por el apoyo incondicional que me han brindado en todo momento

A mi esposa: Rosalía Jacinto García, quien me motivan a luchar para alcanzar mis metas.

A mi hijo: Alexander Harim, quien ha sido mi fuente de inspiración.

A mis hermanos: Celestino, Severiana, Felipe, María y Carmela por el respaldo que han brindado, que sin importar la distancia siempre me han apoyado.

Muchas gracias.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme la beca para realizar los estudios de doctorado

A la subdirección de posgrado de la Facultad de Ciencias Forestales - Universidad Autónoma de Nuevo León.

Al comité de tesis, que aportó su tiempo y conocimiento en cada etapa, así como su confianza y empeño en la realización del proyecto doctoral.

Al Dr. Javier Jiménez Pérez, quien con su conocimiento y dedicación, respaldó la presente investigación, por lo cual, le expreso mis más sinceros agradecimientos.

Al Dr. José Israel Yerena Yamallel por sus comentarios, sugerencias y confianza en el proceso formativo doctoral.

Al Dr. Oscar A. Aguirre Calderón por sus comentarios, sugerencias y confianza en el proceso formativo doctoral.

Al Dr. Eduardo Alanis Rodriguez por sus comentarios, sugerencias y confianza en el proceso formativo doctoral.

Al Dr. Marco Vinicio Gómez Meza por sus comentarios y sugerencias en la redacción de los manuscritos.

Al Fondo de Agua Metropolitano de Monterrey por el financiamiento para la realización de la presente investigación y al personal del Parque Nacional Cumbres de Monterrey por las facilidades otorgadas.

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO I	1
Resumen	1
Abstract.....	2
Introducción	3
Justificación	5
Bibliografía.....	6
Hipótesis	8
Objetivo del trabajo	8
Objetivos particulares	8
CAPÍTULO II	9
Análisis multitemporal del uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	9
Resumen	9
Abstract.....	10
Introducción	11
Materiales y Métodos.....	13
Resultados y Discusión.....	20
Conclusiones	26
Bibliografía.....	27
CAPÍTULO III.....	35
Estrategias de restauración ecológica asociadas a reforestaciones de <i>Pinus cembroides</i> Zucc., en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	35
Resumen	35
Abstract.....	36
Introducción	37
Objetivo.....	39
Materiales y Métodos.....	40
Resultados y Discusión.....	46
Conclusiones	51
Bibliografía.....	52
CAPÍTULO IV.....	60

Ecotecnologías para la restauración ecológica de un bosque de Pino-Encino en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	60
Resumen	60
Abstract.....	61
Introducción	62
Materiales y Métodos.....	64
Resultados.....	69
Discusión	72
Bibliografía.....	76
CONCLUSIONES GENERALES	85

ÍNDICE DE TABLAS

Análisis multitemporal del uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	9
Tabla 1. Clasificación del uso del suelo y vegetación en el PNCM.....	21
Tabla 2. Cambios en la cobertura del suelo de 2000 a 2018 en el PNCM ...	23
Estrategias de restauración ecológica asociadas a reforestaciones de <i>Pinus cembroides</i> Zucc., en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	35
Tabla 1. Distribución de estrategias de restauración ecológica.....	41
Tabla 2. Descripción de las estrategias de restauración ecológica	42
Ecotecnologías para la restauración ecológica de un bosque de Pino-Encino en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	60
Tabla 1. Descripción de las ecotecnologías implementadas	66
Tabla 2. Costo del uso de ecotecnologías en el área experimental.....	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Análisis multitemporal del uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	9
Figura 1. Localización del Parque Nacional Cumbres de Monterrey	13
Figura 2. Comparativa visual de imágenes Landsat (A), Sentinel (B), Ortofotos (C) y Birdseye (D)	15
Figura 3. Ortomosaicos del PNCM del año 2000 (A), 2010 (B), 2018 (C) y Landsat 2018 (D).....	17
Figura 4. Proceso de clasificación supervisada en QGIS	18
Figura 5. Ecosistemas representativos del PNCM.....	18
Figura 6. Clasificación de uso del suelo y vegetación del año 2000 (A), 2010 (B) y 2018 (C)	22
Figura 7. Dinámica de la tasa de cambio del suelo y vegetación.....	24
Figura 8. Incendios forestales presentados en el PNCM (2000-2019).....	25

Estrategias de restauración ecológica asociadas a reforestaciones de <i>Pinus cembroides</i> Zucc., en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	35
Figura 1. Área reforestada, en el predio El Refugio, Santa Catarina, N.L....	40
Figura 2. Malla atrapaniebla (a) y grupos funcionales de Anderson (b).....	41
Figura 3. Estación de lluvia inalámbrica (a) y neblinómetro (b).....	45
Figura 4. Velocidad de infiltración (a) e intensidad luminosa (b).....	47
Figura 5. Precipitación anual histórica (a) y mensual (b)	47
Figura 6. Distribución de frecuencia (a) y porcentaje de supervivencia (b)..	49
Figura 7. Diámetro basal promedio (a) y altura (b)	50
Ecotecnologías para la restauración ecológica de un bosque de Pino-Encino en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey	60
Figura 1. Área reforestada en el ejido Laguna de Sánchez, Santiago, N. L.	64
Figura 2. Condición dominante del área de estudio (A) y características de las plantas (B).....	65
Figura 3. Malla atrapaniebla (A) y riego de auxilio (B)	67
Figura 4. Crecimiento promedio en diámetro basal (A) y altura (B)	69
Figura 5. Incremento promedio en diámetro basal (A) y altura (B)	70

CAPÍTULO I

Resumen

El Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), posee una gran diversidad de ecosistemas forestales, los cuales generan bienes y servicios ambientales, para el Área Metropolitana de Monterrey; sin embargo, se ha ejercido una fuerte presión por cambio de uso del suelo e incendios forestales.

La presente investigación tuvo como objetivo determinar la dinámica de cambio del uso del suelo y vegetación, mediante el análisis multitemporal con imágenes satelitales de alta resolución, así como el análisis de la supervivencia y crecimiento de una reforestación de *Pinus cembroides* Zucc., y *Pinus pseudostrobus* Lindl., con diferentes estrategias de restauración ecológica y ecotecnologías, en el PNCM.

Los resultados indican, que los ecosistemas presentan una tasa anual de ganancia de Pino (0.406), Encino-Pino (0.272) y Encino (0.245), que equivalen a una recuperación de cobertura forestal de 3,590.5 ha y pérdida de pastizal (-0.954), matorral desértico rosetófilo (-0.735) y matorral desértico micrófilo (-0.562) equivalente a 1,919.9 ha.

Las estrategias ecológicas de nucleación, asociación de grupos funcionales y generación de condiciones microclimáticas con malla atrapaniebla, aumentaron el porcentaje de supervivencia de *Pinus cembroides*, hasta en 92% y mejoraron la capacidad de infiltración y reducen el estrés hídrico.

La ecotecnología que presentó mayor porcentaje de supervivencia en *Pinus pseudostrobus*, fue la estructura de malla atrapaniebla con un 93% como respuesta de la condensación promedio de 2.4 l m⁻² d⁻¹ y la reducción del 70% de la intensidad luminosa.

Abstract

The Cumbres de Monterrey National Park (PNCM) has a great diversity of forest ecosystems, which generate environmental goods and services, for the Metropolitan Area of Monterrey; however, strong pressure has been exerted due to changes in land use and forest fires.

The objective of this research was to determine the dynamics of change in land use and vegetation, through multitemporal analysis with high resolution satellite images, as well as the analysis of the survival and growth of a reforestation of *Pinus cembroides* Zucc., and *Pinus pseudostrobus* Lindl., With different ecological restoration strategies and ecotechnologies, in the PNCM.

The results indicate that the ecosystems present an annual rate of gain of Pine (0.406), Encino-Pino (0.272) and Encino (0.245), which are equivalent to a recovery of forest cover of 3,590.5 ha and loss of pasture (-0.954), rosetophilic desert scrub (-0.735) and microphyllous desert scrub (-0.562) equivalent to 1,919.9 ha.

The ecological strategies of nucleation, association of functional groups and generation of microclimatic conditions with fog trapping mesh, increased the survival percentage of *Pinus cembroides*, up to 92 % and improved the infiltration capacity and reduced water stress.

The ecotechnology that presented the highest survival percentage in *Pinus pseudostrobus* was the fog-catching mesh structure with 93 % as a response of the average condensation of $2.4 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ and the reduction of 70 % of the light intensity.

Introducción

Los ecosistemas realizan servicios fundamentales, entre los que incluyen servicios de provisión, regulación, culturales y soporte como el mantenimiento de la biodiversidad, fotosíntesis, ciclo de nutrientes, ciclo del agua, producción primaria y polinización (Montagnini y Finney, 2011; Costanza *et al.*, 2014).

La problemática ambiental que actualmente enfrentamos es resultado de un aprovechamiento intensivo y del manejo inadecuado de los recursos naturales, situación que ha ocasionado que muchos ecosistemas terrestres y acuáticos presenten un gran deterioro (Sarukhán *et al.*, 2015).

La degradación de los ecosistemas puede tener consecuencias negativas considerables como aumento del nivel de escorrentía superficial, erosión, disminución de la capacidad de infiltración del suelo, de la capacidad productiva de los bosques, así, como en la disminución de la capacidad de purificación del aire, absorción y acumulación de carbono (Ruiz-Jaen y Aide, 2005).

La restauración ecológica es necesaria en los casos en que el ecosistema no es capaz de recuperarse naturalmente, por lo que se requiere de esfuerzos prácticos para recuperar de forma asistida las dinámicas naturales y restablecer los componentes básicos de la estructura, función y composición de especies del ecosistema dañado y con ello acelerar el restablecimiento sostenibilidad (McDonald *et al.*, 2016).

Para poder restaurar un ecosistema es necesario conocer las causas que generaron el daño, así como los procesos que subyacen en la estructura, composición y funcionamiento del ecosistema preexistente, como su capacidad de resiliencia, las barreras que limitan la sucesión, el papel de la fauna en los procesos de regeneración, así como los alcances y posibilidades reales de su deterioro o restauración a largo plazo (Ceccon y Martínez-Garza, 2016).

Una restauración ecológica exitosa es aquella que es capaz de acelerar un proceso sucesional en un tiempo relativamente corto, contiene suficientes elementos bióticos y abióticos para conservar su desarrollo sin mantenimiento continuo, se autorregula tanto estructural como funcionalmente, demuestra resiliencia bajo circunstancias normales de estrés ambiental (SER, 2004).

La restauración ecológica se debe considerar como una actividad intencional que interrumpa los procesos responsables de la degradación, disminuya las barreras bióticas y abióticas que impiden la recuperación del ecosistema, incremente la diversidad florística, mejore la conectividad funcional entre los fragmentos y acelere los procesos de sucesión ecológica (Sánchez *et al.*, 2004; González-Ovando *et al.*, 2016).

En México, la restauración ecológica ha tenido un auge considerable en los últimos 15 años, con alrededor de 400 proyectos de restauración, cuyos criterios usados para la priorización fueron de tipo biofísicos y socioeconómicos (Méndez-Toribio *et al.*, 2018).

Justificación

El territorio mexicano ha tenido una compleja historia evolutiva mediante diversos procesos de orogenia, vulcanismo, intemperismo y otros factores modeladores del paisaje, los cuales le han permitido una gran variedad de ecosistemas y formas de vida (González, 2004).

Los ecosistemas se han visto afectados, principalmente por el incremento progresivo de asentamientos humanos, la expansión de la agricultura y ganadería, incendios forestales, así como la presencia recurrente de plagas y enfermedades (Rzedowski, 2006).

Para revertir estas consecuencias se han diseñado diversas estrategias de restauración ecológica, las cuales buscan promover la transformación del ecosistema degradado hacia un sistema con atributos similares a los de referencia, dirigida a restaurar un estado de resiliencia ecológica equilibrada (Barrera-Cataño et al., 2010; Clewell y Aronson, 2013).

De acuerdo a lo planteado, existe la necesidad de diseñar y establecer un sistema de reforestación que contemple las necesidades ecológicas de los ecosistemas, la disponibilidad de agua para el desarrollo y crecimiento de las plantas; así como la recuperación de las interacciones entre las plantas y el suelo, para mejorar los procesos de restauración ecológica de los ecosistemas degradados.

Bibliografía

- Barrera–Cataño J. I., S.M. Contreras–Rodríguez, N. V. Garzón–Yepes, A. C. Moreno Cárdenas y S. P. Montoya-Villarreal. 2010. Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá D.C. 403 p.
- Ceccon, E y C. Martínez-Garza. (Coords.) 2016. Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma del Estado de Morelos y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 577 p.
- Clewell A. F y J. Aronson. 2013. Ecological restoration: Principles, values and structure of an emerging profession. Second edition. edición. Island Press. Washington D.C. 230 p.
- Costanza, R., R. de Groot., P. Sutton., S. Van der Ploeg., S. J. Anderson., I. Kubiszewski., S. Farber y R.K. Turner. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*. 26: 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- González M, F. 2004. Las comunidades vegetales de México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología. México. 88 p.
- González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Holz, S.C., Rey-Benayas, J. M., Parra-Vázquez, M.R., 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 80, 11–23.
- McDonald, T., G. D. Gann., J. Jonson y K. W. Dixon. 2016. International standards for the practice of ecological restoration-including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C. 48 p.

- Méndez-Toribio, M., C. Martínez-Garza., E. Ceccon y M. R. Guariguata. 2018. La restauración de ecosistemas terrestres en México: Estado actual, necesidades y oportunidades. Documentos Ocasionales 185. Bogor, Indonesia: CIFOR. 166 p.
- Montagnini, F y C. Finney. 2011. Payments for environmental services in latin America as a tool for restoration and rural development. *Ambio*. 40: 285–297. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0114-4>
- Ruiz-Jaen, M.C y T. M. Aide. 2005. Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology*. 13: 569–577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 p.
- Sánchez, K., F. Jiménez., S. Velásquez., M. Piedra y E. Romero. 2004. Metodología de análisis multicriterio para la identificación de áreas prioritarias de manejo del recurso hídrico en la cuenca del rio Sarapiquí, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*. 88–95.
- Sarukhan, J., T. Urquiza-Haas., P. Koleff., J. Carabias., R. Dirzo., E. Ezcurra., S. S. Cerdeira-Estrada y J. Soberon. 2015. Strategic actions to value, conserve, and restore the natural capital of megadiversity countries: The case of Mexico. *Bioscience*. 65: 164–173. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu195>
- SER. 2004. Society for Ecological Restoration (SER) International. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. <https://www.ser.org/>

Hipótesis

Ho: La superficie de las comunidades vegetales se recuperan de manera natural, por la exclusión de actividades productivas en áreas naturales protegidas.

Ho: Las estrategias de restauración ecológica mejoran la supervivencia y crecimiento de las reforestaciones de *Pinus cembroides* Zucc.

Ho: Las ecotecnologías contribuyen de manera positiva en la supervivencia y crecimiento de las reforestaciones de *Pinus pseudostrobus* Lindl.

Objetivo del trabajo

Analizar el proceso de degradación y restauración del Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM) posterior a la implementación de estrategias de restauración ecológica y ecotecnologías en un bosque de Pino-Encino.

Objetivos particulares

1. Determinar las tasas de cambio del uso del suelo y vegetación en los años 2000, 2010 y 2018.
2. Evaluar la efectividad de diferentes estrategias de restauración ecológica en combinación con una reforestación de *Pinus cembroides* Zucc.
3. Analizar el impacto de las ecotecnologías en la supervivencia y crecimiento de plántulas de *Pinus pseudostrobus* Lindl.

CAPÍTULO II

Análisis multitemporal del uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Resumen

El Parque Nacional Cumbres de Monterrey, se caracteriza por su accidentada orografía, que determina la distribución de una gran diversidad de ecosistemas, los cuales generan bienes y servicios ambientales, como la captura de carbono y el abasto de agua para el Área Metropolitana de Monterrey; sin embargo, se ha ejercido una fuerte presión por el avance progresivo de asentamientos humanos, el cambio de uso del suelo con fines agropecuarios y la presencia de incendios forestales. La presente investigación tiene como objetivo determinar la dinámica de cambio del uso del suelo y vegetación, mediante el análisis multitemporal con imágenes satelitales de alta resolución. Los resultados indican, que los ecosistemas están experimentando cambios constantes debido a factores tanto naturales como antropogénicos, por una parte los bosques de pino, encino-pino y encino, presentan una tasa anual de cambio de 0.406, 0.272 y 0.245 respectivamente, que equivalen a una recuperación de cobertura forestal de 3,590.50 ha. Sin embargo, ecosistemas como el pastizal, matorral desértico rosetófilo y matorral desértico micrófilo presentan una tasa anual de cambio de -0.954, -0.735 y -0.562, que equivalen a una pérdida de cobertura de 1,919.97 ha. Esta dinámica de uso del suelo pone en riesgo la integridad, capacidad de resiliencia y la multifuncionalidad de bienes y servicios que brindan al Área Metropolitana de Monterrey.

Palabras claves: Áreas naturales protegidas, cobertura forestal, ecoturismo, multifuncionalidad, reforestación y resiliencia.

Abstract

The Parque Nacional Cumbres de Monterrey is characterized by its rugged orography, which determines the distribution of a great diversity of ecosystems, which generate environmental goods and services, such as carbon capture and water supply for the Monterrey Metropolitan Area; However, strong pressure has been exerted by the progressive advance of human settlements, the change in land use for agricultural purposes and the presence of forest fires. The present research aims to determine the dynamics of change in land use and vegetation, through multitemporal analysis with high resolution satellite images. The results indicate that ecosystems are experiencing constant changes due to both natural and anthropogenic factors, on the one hand pine, oak-pine and oak forests, present an annual rate of change of 0.406, 0.272 and 0.245 respectively, which is equivalent to a recovery of forest cover of 3,590.50 ha. However, ecosystems such as grasslands, rosetophilic desert scrub and microphyllous desert scrub show an annual rate of change of -0.954, -0.735 and -0.562, which is equivalent to a loss of coverage of 1,919.97 ha. This dynamic of land use puts at risk the integrity, resilience capacity, and the multifunctionality of goods and services that they provide to the Metropolitan Area of Monterrey.

Keywords: Ecotourism, forest cover, multifunctionality, protected natural areas, reforestation and resilience.

Introducción

El Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), presenta un extraordinario mosaico de ecosistemas y diversidad biológica, siendo considerada como el área mayor de relevancia y valor ecológico del estado de Nuevo León, principalmente para el Área Metropolitana de Monterrey, ya que suministra más del 40% del agua que consume la población (Cantú-Ayala *et al.*, 2013).

En el PNCM se distribuyen 3,729 especies de flora y fauna, de las cuales 141 se encuentran en estatus de riesgo: mamíferos (11), aves (32), reptiles (36), anfibios (4), peces (8), plantas (42) y hongos (8) [Semarnat-2010; González-Saldivar *et al.*, 2013; Naturalista, 2021]. Sus ecosistemas capturan 6,113,920 Mg C, que representa una gran mitigación de los efectos de las emisiones de gases de efecto invernadero (Jiménez-Pérez *et al.*, 2013).

Las comunidades vegetales que más capturan son los bosques de Pino-Encino con un promedio de 82 Mg C ha⁻¹ (Rodríguez *et al.*, 2009), Encino-Pino con 70 Mg C ha⁻¹ (Aguirre-Calderón y Jiménez-Pérez, 2011), Pino 62 Mg C ha⁻¹ (Pimienta de la Torre *et al.*, 2007), Matorral submontano 12 Mg C ha⁻¹ (Montaño *et al.*, 2016) y Pastizal 4 Mg C ha⁻¹ (Yerena-Yamallel *et al.*, 2014).

El PNCM es una de las áreas más visitadas en Nuevo León, debido a sus atractivos naturales idóneos para el esparcimiento y recreación (Correa-Sandoval y Mayén, 2013), aumentado así el uso de vehículos todo terreno, los cuales se consideran como una de las causas de mayor disturbio ecológico e hidrológico a los cauces de ríos y arroyos (Brenner, 2006; Menchaca y Alvarado, 2011).

Situación por la cual se ha ejercido una fuerte presión sobre los recursos naturales disponibles, teniendo como consecuencia la degradación de los ecosistemas vulnerables (Díaz, 2010; Rodríguez y Acevedo, 2015), aunado al

crecimiento de las comunidades que habitan en el Parque, así como a la falta de áreas idóneas para cultivos agrícolas (Aragón-Palacios, 2013).

En el PNCM se han desarrollado escasas investigaciones que evalúen la dinámica de las comunidades vegetales, la mayoría de estudios se han enfocado en el crecimiento de las especies de Pinos (González, 2019) y en la reconstrucción climática mediante dendrocronología (Luna, 2020); sin un enfoque a nivel de paisaje, que permita comprender el efecto que ha tenido la exclusión de actividades productivas en la restauración pasiva de las comunidades vegetales o en la degradación de los ecosistemas post-incendio.

El análisis multitemporal con imágenes satelitales de alta resolución es considerado una importante alternativa para el monitoreo de la dinámica en el cambio del uso del suelo y vegetación, debido a que permite comprender los factores que detonan el proceso de sucesión ecológica e inciden en la recuperación o degradación de los ecosistemas que han sido expuestos a impactos naturales, así como a perturbaciones antropogénicas (Giri *et al.*, 2007; Tirpak y Giuliano, 2010; Menchaca y Alvarado, 2011).

El objetivo de la presente investigación fue realizar una clasificación del uso del suelo y vegetación en los 2000, 2010 y 2018, para determinar las tasas de pérdida o recuperación de los ecosistemas forestales.

Como hipótesis se plantea que la superficie de las comunidades vegetales se recupera de manera natural conforme pasa el tiempo, por la exclusión de actividades productivas en el PNCM.

Materiales y Métodos

El PNCM se ubica en el estado de Nuevo León, colindando con el estado de Coahuila, entre las coordenadas geográficas 26°31'00" de Latitud Norte y 100° 17'20" Longitud Oeste (Figura 1). Forma parte de la cuenca hidrográfica RH24 Río Bravo-Conchos, entre los límites de los municipios: Allende, García, Montemorelos, Monterrey, Rayones, Santa Catarina, Santiago y San Pedro Garza García en estado de Nuevo León, con una superficie total de 177,395.9 ha (DOF, 2000).

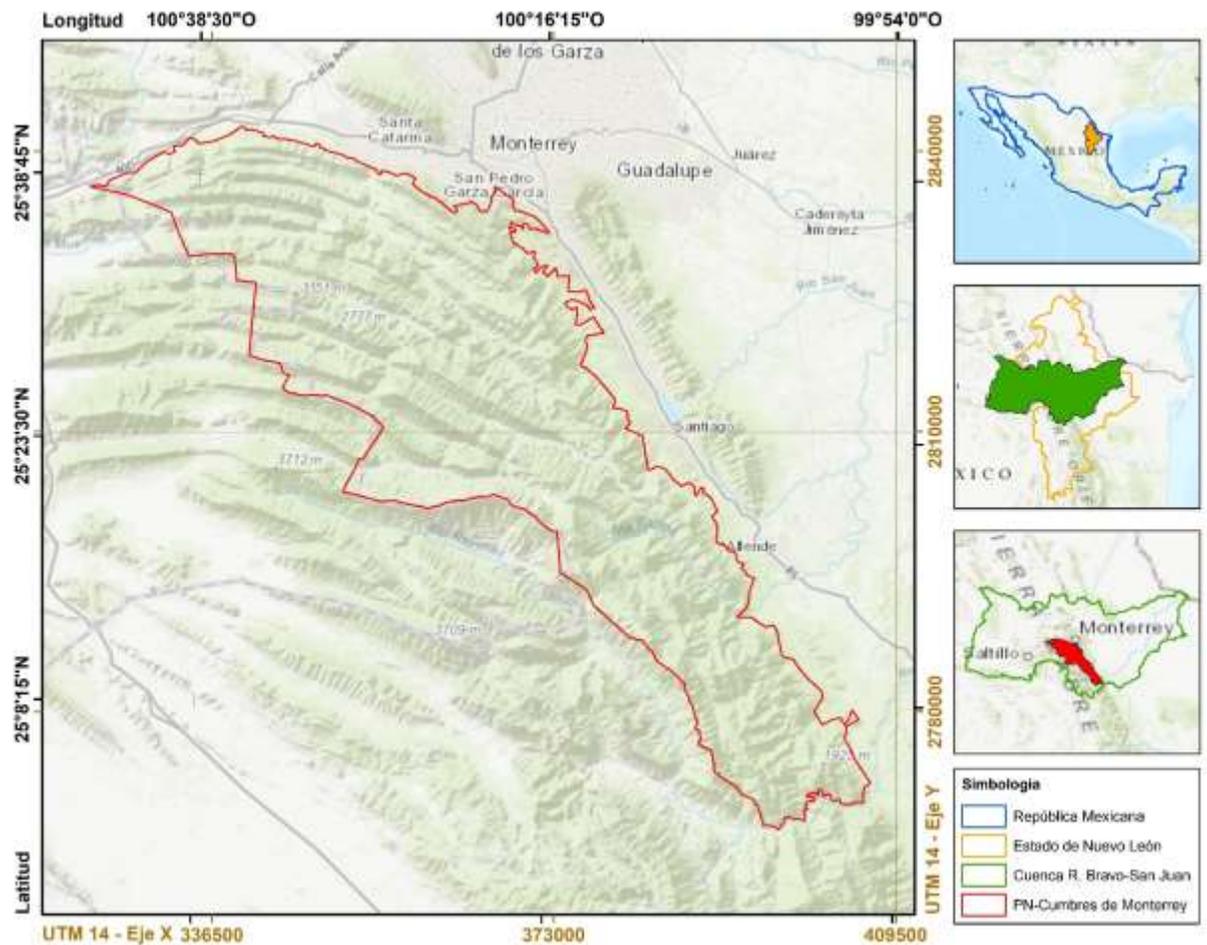


Figura 1. Localización del Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Los climas dominantes del PNCM son: Semicálido húmedo (A)C(w1), (A)C(w2), Templado subhúmedo C(w1), Árido cálido BSohw y Semiárido cálido BS1hw, la

precipitación pluvial varía de 344 mm a 983 mm al año y la temperatura promedio anual es de 9 a 24°C (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014).

Se distribuyen suelos de tipo semiárido, asociados con vegetación desértica, la mayor parte de los suelos son poco profundos y de texturas gruesas y en ocasiones presentan subsuelos duros o poco permeables. Entre los suelos de mayor dominancia se encuentran: Leptosol (78.88%) Pheozem (17.68%), Fluvisol (1.45%), Luvisol (0.98%), Calcisol (0.55%), Regosol (0.31%) y Vertisol (0.15%) [Inegi, 2019].

Sus aguas superficiales son drenadas principalmente por las subcuencas del Río Santa Catarina y Río Ramos; pequeñas porciones del PNCM corresponden a otras subcuencas; por la parte noroeste drena a la subcuenca del Río Pesquería; por la región sureste, al Río Pílon y por su región central hacia el noreste por el Río San Juan (SIATL, 2020).

Procesamiento y generación de ortomosaicos

Con la finalidad de identificar la resolución óptima en procesos de clasificación supervisada para determinar las tasas de cambio de uso de suelo y vegetación, se realizó un comparativo entre las imágenes satelitales de mayor uso en este tipo de análisis: Landsat 8 OLI (Figura 2A) y Sentinel 2A (Figura 2B), en comparación con ortofotos (Figura 2C), imágenes satelitales Birdseye (Figura 2D) y de Airbus Defence and Space.

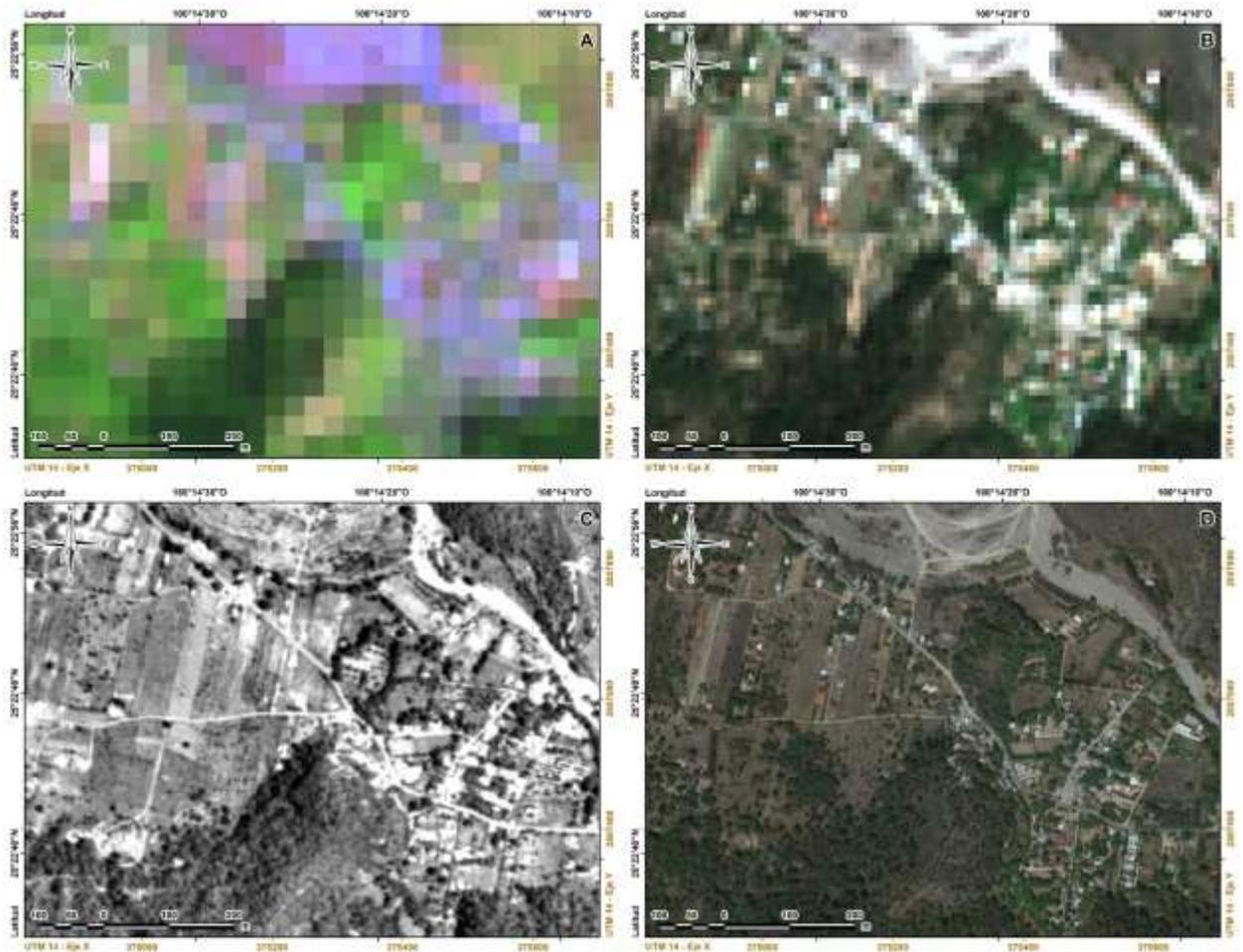


Figura 2. Comparativa visual de imágenes Landsat (A), Sentinel (B), Ortofotos (C) y Birdseye (D)

De acuerdo con Earth Observing System (2020) las imágenes Landsat 8 (30 m/píxel; bandas 7,5,4) y Sentinel 2 (10 m/píxel; bandas 8,4,3) se clasifican en resolución media, mientras que las ortofotos (1.5 m/píxel), imágenes satelitales Birdseye (0.28 m/píxel) e imágenes Airbus Defence and Space (1.14 m/píxel) se consideran de alta resolución, porque que tienen una resolución por de debajo de los 5 m/píxel que contempla la clasificación.

El procesamiento de las imágenes satelitales de alta resolución se basa en la georreferenciación, corrección radiométrica, normalización radiométrica de la serie y porcentaje de nubosidad (Tirpak y Giuliano, 2010), por lo cual, la

disponibilidad de imágenes con estas características se limitó a los años 2000, 2010 y 2018.

Las imágenes satelitales de media resolución se obtuvieron de la plataforma Earth Explorer del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, 2020), las ortofotos del servidor Espacios y Datos de México (Inegi, 2020) y las imágenes Birdseye y Airbus Defence and Space del software SASPlanet (SASPlanet, 2020).

Clasificación supervisada

Se realizó una clasificación supervisada, generando tres ortomosaicos compuestos por 27 ortofotos (año 2000; Figura 3A), 578 imágenes de Birdseye (año 2010; Figura 3B), 144 de Airbus Defence and Space (año 2018; Figura 3C), las cuales fueron comparadas con imágenes Landsat (año 2018; Figura 3D) y Sentinel (2018).

Para la detección de cambios, se utilizó el software QGIS 2.18.25 “Las Palmas” de código abierto (QGIS Development Team, 2020).

Se realizó una corrección atmosférica a las imágenes de cada periodo, las cuales fueron recortadas y sometidas a un proceso de clasificación no supervisada con el módulo “K-means analysis”, el cual agrupa los valores de celda en clases, con el método de análisis de conglomerados de datos multivariados (Jumb *et al.*, 2014; Rashmi *et al.*, 2016), posteriormente se transformaron los archivos de formato raster a vectorial, para una clasificación supervisada (Figura 4).

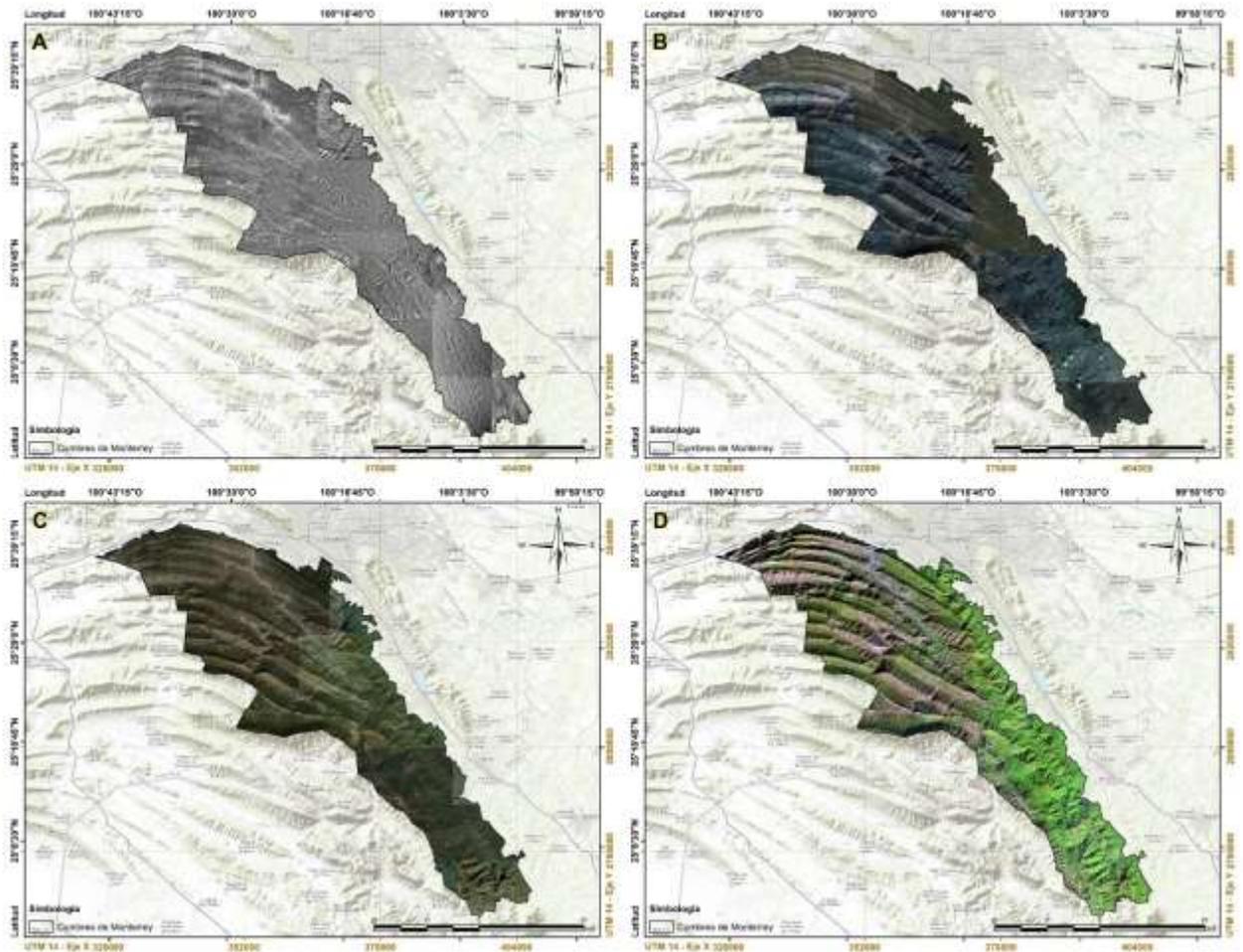


Figura 3. Ortomosaicos del PNCM del año 2000 (A), 2010 (B), 2018 (C) y Landsat 2018 (D)

La clasificación supervisada se realizó mediante puntos de control, que consistieron en 148 sitios distribuidos de manera sistemática, en áreas con alto de grado confusión por la reflectancia de las imágenes, la exposición, ruido y nubosidad.

Se obtuvo información relacionada con los diferentes usos del suelo, cobertura vegetal y tipo de vegetación, la cual fue cotejada con la información desarrollada por Conafor (2013) e Inegi (2017), generando una clasificación de diferentes usos del suelo (agricultura, asentamientos humanos, caminos, líneas de transmisión eléctrica y ríos) y cobertura forestal (Bosque de Ayarín, Encino,

Encino-Pino, Pino, Pino-Encino, Matorral Desértico Micrófilo, Matorral Desértico Rosetófilo, Matorral Submontano, Pastizal y Sin Vegetación) distribuidas en el PNCM (Figura 5).

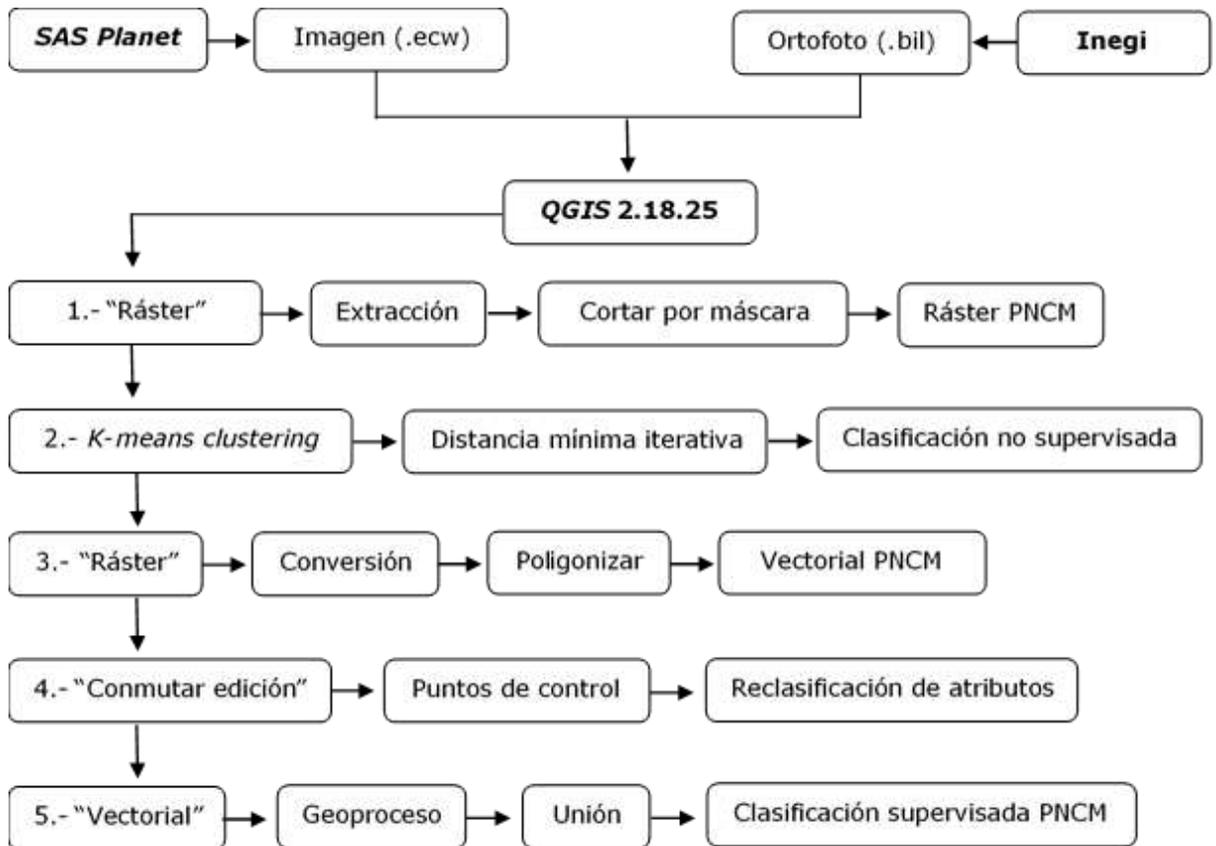


Figura 4. Proceso de clasificación supervisada en QGIS



Figura 5. Ecosistemas representativos del PNCM

La concordancia y precisión de los resultados de clasificación de las imágenes satelitales de alta resolución se calculó en el módulo “r.kappa” en GRASS 7.6.0 (QGIS Development Team, 2020), el cual genera una matriz de error y determina el Coeficiente kappa de Cohen.

Determinación de pérdidas y ganancias

La determinación de la pérdida o ganancia en el proceso de restauración de los diferentes tipos de vegetación, se obtuvo mediante la construcción de matrices de transición y tasas de cambio para los periodos mediante la ecuación desarrollada por la FAO (1996) y adaptada por Palacio-Prieto *et al.* (2004).

$$\delta_n = [((s_2/s_1)^{(1/n)}) - 1] * 100$$

Donde:

- δ_n = Tasa de cambio expresada en porcentaje
- s_1 = Superficie de la fecha 1
- s_2 = Superficie de la fecha 2
- n = Número de años entre las dos fechas

Para describir los cambios de uso del suelo y vegetación, se generó una tabulación cruzada del tiempo 1 y del tiempo 2, el cual permite obtener una matriz de cambio. La diagonal muestra la cantidad total del paisaje estable entre una fecha y otra, mientras que fuera de la diagonal se encuentran las transiciones de las clases entre Año 1 y Año 2. Un valor positivo de tasa de cambio indica ganancia de superficie restaurada, mientras que un valor negativo indica pérdida de cobertura forestal.

Resultados y Discusión

A partir del proceso de clasificación supervisada se derivaron 15 clases de uso de suelo y vegetación, sin embargo, en las categorías de asentamientos humanos, caminos, líneas de transmisión eléctrica y ríos, no se observó un cambio significativo, por lo cual, el análisis se realizó a partir de las 11 clasificaciones principales (Cuadro 1).

El análisis comparativo entre imágenes Landsat 8 OLI y Sentinel 2A con respecto a las de alta resolución, demostró que existe una sobreestimación de más de 24% para superficies con cobertura forestal, que agrupa los diferentes tipos de vegetación presentes en el PNCM, lo cual se debe a que algunas imágenes presentan desplazamiento entre las coordenadas de las bandas, que produce un error sistemático relacionado con el solape en el mismo *path* pero diferente *row*, en combinación con el grado de nubosidad en las imágenes satelitales disponibles (Cristóbal *et al.*, 2004; Astola *et al.*, 2019).

La clasificación de las imágenes de alta resolución presentó valores promedios de índice de kappa de 0.83, que se consideran dentro de un nivel de precisión muy buena, siendo superior a lo reportado por Mendes *et al.* (2015) quienes obtuvieron un valor de 0.58 para imágenes del satélite Geoeye-1.

El PNCM abarca una superficie de 177,395.87 ha, de las cuales para el año 2018 (Cuadro 1), el 81.25% corresponde a cubierta forestal, el 14.58% sin vegetación aparente, 3.18% a ríos, 0.70% asentamientos humanos, 0.19% caminos y el 0.10% a líneas de transmisión eléctrica. Entre los principales ecosistemas que se distribuyen destacan: matorral submontano (39,751.12 ha), pino-encino (27,336.31 ha), pino (26,866.54 ha), encino (21,035.22 ha), encino-pino (15,915.20 ha), matorral desértico rosetófilo (11,949.78 ha), ayarín (3,760.52 ha) y matorral desértico micrófilo (197.79 ha).

Tabla 1. Clasificación del uso del suelo y vegetación en el PNCM

Año	2000		2010		2018		
	Vegetación	ha	%	ha	%	ha	%
A		1,550.00	0.87	1,701.33	0.96	1,865.57	1.05
BA		3,600.69	2.03	3,696.70	2.08	3,760.52	2.12
BQ		20,119.76	11.34	20,531.17	11.57	21,035.22	11.86
BQP		15,148.80	8.54	15,518.38	8.75	15,915.20	8.97
BP		24,957.86	14.07	25,999.67	14.66	26,866.54	15.14
BPQ		26,276.07	14.81	26,468.60	14.92	27,336.31	15.41
MDM		219.14	0.12	217.51	0.12	197.79	0.11
MDR		13,664.03	7.70	12,463.80	7.03	11,949.78	6.74
MS		37,452.30	21.11	37,820.18	21.32	39,751.12	22.41
P		1,152.91	0.65	1,030.07	0.58	968.54	0.55
SV		25,860.23	14.58	24,554.38	13.84	20,355.19	11.47

Donde = A: Agricultura, BA: Bosque de Ayarín, BQ: Bosque de Encino, BQP: Bosque de Encino-Pino, BP: Bosque de Pino, BPQ: Bosque de Pino-Encino, MDM: Matorral Desértico Micrófilo, MDR: Matorral Desértico Rosetófilo, MS: Matorral Submontano, P: Pastizal, SV: Sin Vegetación

En general se aprecia un proceso de recuperación de la cobertura forestal en el PNCM, principalmente en bosques de pino, pino-encino, encino-pino, encino y ayarín, como resultado de la capacidad de resiliencia de los ecosistemas ante perturbaciones naturales o antropogénicas (Lloret, 2012; Mora-Donjuán y Alanís-Rodríguez, 2016), así como por los esfuerzos de restauración por parte de las comunidades, organizaciones no gubernamentales e instituciones públicas (Rovalo-Merino *et al.*, 2013).

Sin embargo en ecosistemas como el matorral desértico micrófilo, matorral desértico rosetófilo y pastizales continúan con la pérdida de cobertura, como resultado de los procesos de cambio de uso del suelo con fines agrícolas y ganaderos, así como por el aumento de asentamientos humanos (Figura 6).

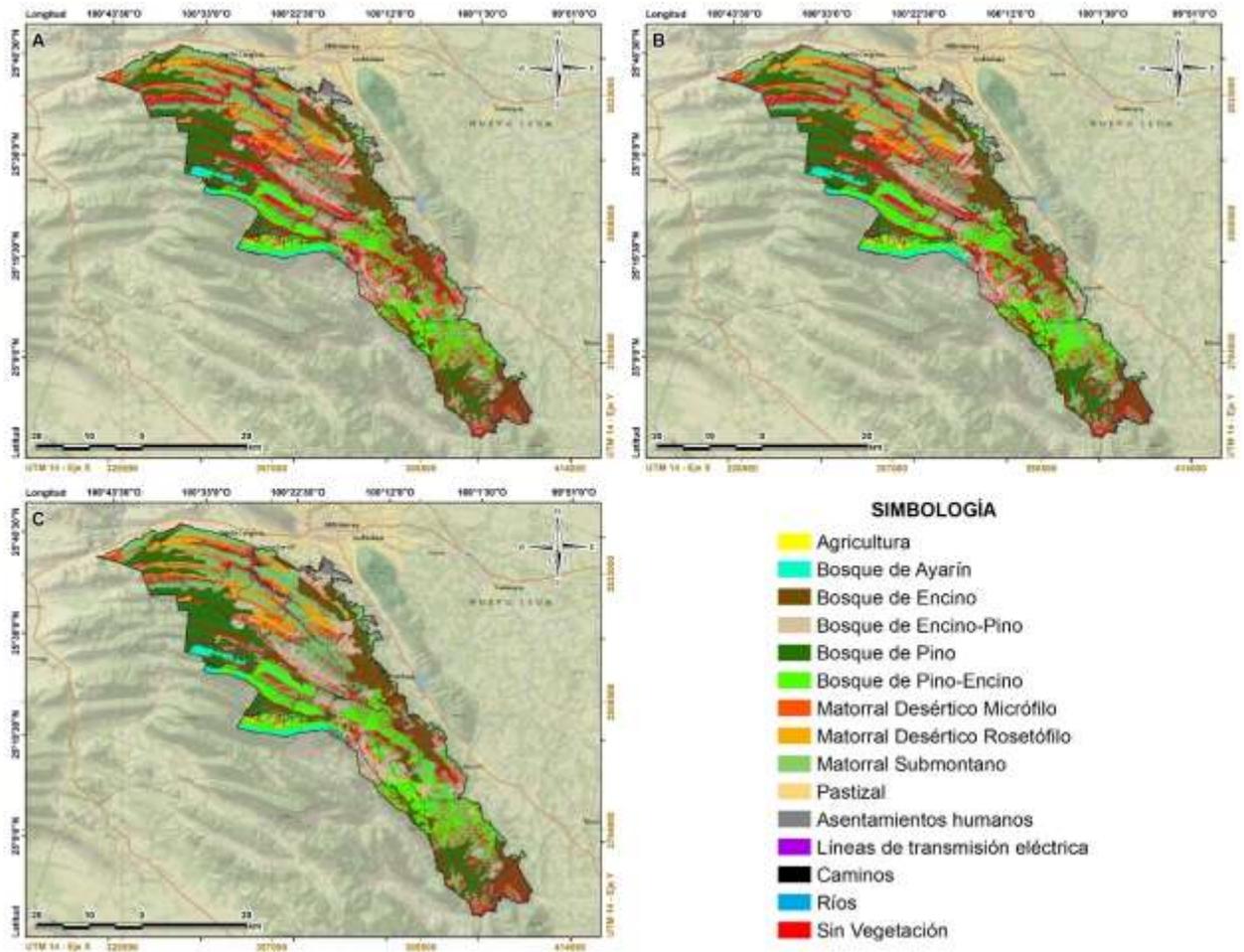


Figura 6. Clasificación de uso del suelo y vegetación del año 2000 (A), 2010 (B) y 2018 (C)

Detección de cambio de uso del suelo

La recuperación de la cobertura vegetal en el PNCM es positiva, principalmente en los bosques de pino, ayarín, encino-pino, encino, pino-encino y matorral submontano, como se aprecia en el periodo 2000 al 2010, en donde hubo una recuperación de un 13.03%, del 2010 al 2018 un 18.47% y de manera general del 2000 al 2018 un 31.88% (Cuadro 2).

Estos resultados presentan una tendencia similar a los obtenidos en diversos estudios en áreas protegidas o de exclusión, como lo reportado por Flórez-

Yepes *et al.* (2017), quienes estimaron una recuperación de 30.44% de bosques en de minas de oro ubicadas en Manizales, Colombia; así como el estudio realizado por Sanhouse-Garcia *et al.* (2016) en Sinaloa, México, donde los bosques de pino-encino y pino aumentaron 38.98% y 29.56% respectivamente.

Tabla 2. Cambios en la cobertura del suelo de 2000 a 2018 en el PNCM

Período Vegetación	Δ 2000 - 2010		Δ 2010 - 2018		Δ 2000 - 2018	
	ha	%	ha	%	ha	%
Agricultura	151.33	9.76	164.24	9.65	315.57	20.36
Bosque de Ayarín	96.01	2.67	63.82	1.73	159.83	4.44
Bosque de Pino	1041.81	4.17	866.87	3.33	1,908.68	7.65
Bosque de Pino-Encino	192.53	0.73	867.71	3.28	1,060.24	4.04
Bosque de Encino	411.41	2.04	504.05	2.46	915.46	4.55
Bosque de Encino-Pino	369.58	2.44	396.82	2.56	766.40	5.06
Matorral Desértico Micrófilo	-1.63	-0.75	-19.72	-9.07	-21.35	-9.74
Matorral Desértico Rosetófilo	-1200.23	-8.78	-514.02	-4.12	-1,714.25	-12.55
Matorral Submontano	367.88	0.98	1930.94	5.11	2,298.82	6.14
Pastizal	-122.84	-10.65	-61.53	-5.97	-184.37	-15.99
Sin Vegetación	-1305.85	-5.05	-4199.19	-17.10	-5,505.04	-21.29

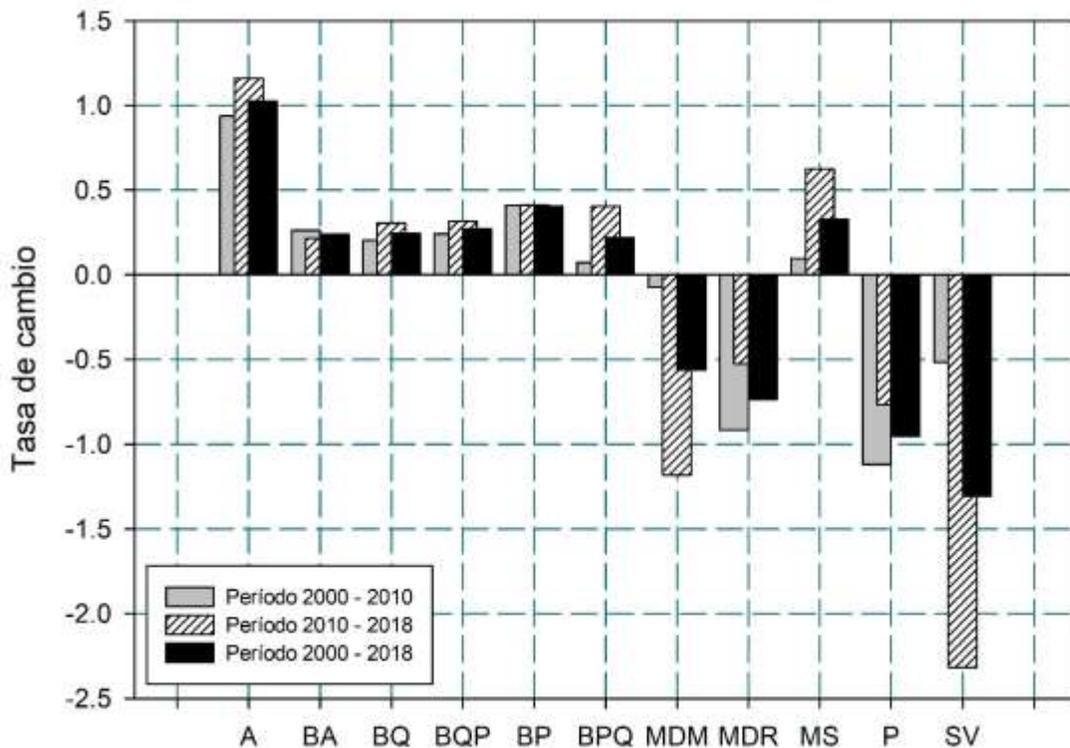
Donde: Δ = Incremento o pérdida de cobertura

En relación a la agricultura se observa un aumento de 9.76% (2000-2010), 9.65% (2010-2018) y 20.36% (2000-2018), resultado similar a lo reportado por Kumar *et al.* (2020) en un análisis de cambio de cobertura a márgenes del río Ganges en el distrito de Haridwar, India, para los años 1996, 2003, 2010 y 2017, en donde la agricultura tuvo un incremento de 17.32%, sin embargo, es inferior al resultado obtenido por Martin *et al.* (2019) en el corredor de vida silvestre Kwakuchinja de Tanzania, en donde la agricultura presento un aumento en 35.6%.

En función a los estudios realizadas por Pimienta de la Torre *et al.* (2007), Rodríguez *et al.* (2009), Aguirre-Calderón y Jiménez-Pérez (2011) y Montaña *et al.* (2016) sobre la captura de carbono en diferentes tipos de vegetación, la recuperación de ecosistemas forestales en el PNCM, genera una adicionalidad

de 86,939.68 Mg C en bosques de pino-encino, 53,648.00 Mg C en encino-pino, 118,338.16 Mg C en pino y 27,585.84 Mg C en matorral submontano.

La tasa de cambio progresiva de la agricultura y negativa del matorral desértico micrófilo, rosetófilo y pastizal (Figura 7), pone en riesgo la integridad de los ecosistemas, la provisión de bienes y servicios, como la recarga de cuerpos de agua que abastecen el Área Metropolitana de Monterrey (López e Ixtacuy, 2017).



Donde = A: Agricultura, BA: Bosque de Ayarín, BQ: Bosque de Encino, BQP: Bosque de Encino-Pino, BP: Bosque de Pino, BPQ: Bosque de Pino-Encino, MDM: Matorral Desértico Micrófilo, MDR: Matorral Desértico Rosetófilo, MS: Matorral Submontano, P: Pastizal, SV: Sin Vegetación

Figura 7. Dinámica de la tasa de cambio del suelo y vegetación

Uno de los principales factores que continúa afectando a los ecosistemas son los incendios forestales, debido a que en el PNCM se han afectado a más de

9,085.09 ha, durante el período de 2000 a 2011 (Conanp, 2011) y 2,493.68 ha, de 2012 a 2019 (Conafor, 2020).

Los incendios forestales están estrechamente relacionados con periodos previos de excesiva precipitación, como los registrados en el 2008 en donde se afectaron 4,249.31 ha, resultado de la acumulación de combustible por la precipitación del 2005 con 1600 mm, así como los incendios registrados en el 2011 que abarcaron una extensión de 5,037.51 ha (Yerena *et al.*, 2013), posterior a una precipitación de 1915 mm en el año 2010 (Figura 8).

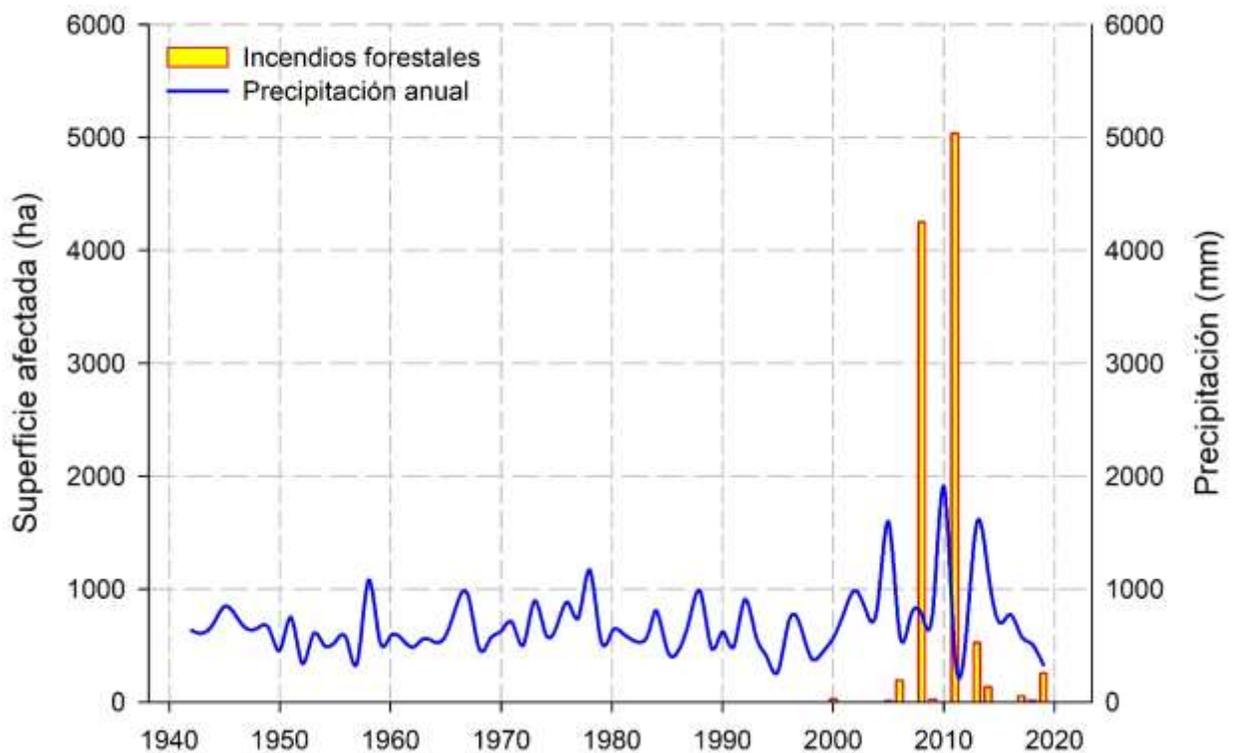


Figura 8. Incendios forestales presentados en el PNCM (2000-2019)

Conclusiones

El análisis multitemporal indica un proceso gradual de recuperación de la cobertura forestal principalmente bosques de pino, pino-encino, encino-pino, encino y ayarín, como respuesta de la capacidad de resiliencia y la priorización de estrategias de restauración ecológica en dichos ecosistemas, situación contraria para el matorral desértico rosetófilo, micrófilo y pastizal, que presentan una pérdida continua, como efecto de cambio de uso del suelo para fines agrícolas

Las tasas de cambio de uso del suelo y vegetación del presente estudio, indican que existe una dinámica en el proceso sucesional de los ecosistemas del PNCM, con una tendencia similar en áreas naturales protegidas o de exclusión, en donde existe una recuperación gradual de la cobertura forestal en ciertos tipos de vegetación y pérdida de ecosistemas de menor interés económico, los cuales son sustituidos por el avance de la agricultura y asentamientos humanos.

La exclusión de actividades productivas en áreas naturales protegidas, no garantiza la conservación de la biodiversidad ni el funcionamiento óptimo de los servicios ambientales, debido a que existen factores externos que ponen en riesgo la integridad de los ecosistemas, como la presencia recurrente de incendios forestales que merman la capacidad de resiliencia y aumentan la vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos.

El uso de las imágenes de alta resolución mejora en gran medida la interpretación de los diferentes escenarios de cambio del uso del suelo y vegetación, en comparación con las imágenes Landsat y Sentinel, permitiendo así, contar con panorama real de la pérdida y/o ganancia de la cobertura forestal en áreas naturales protegidas.

Bibliografía

- Aguirre-Calderón, O. A y J. Jiménez-Pérez. 2011. Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Rev. Mex. Cien. For.* 2 (6): 73-83. Doi: 10.29298/rmcf.v2i6.575
- Aragón-Palacios, J. 2013. Amenazas Demográficas Potenciales. *In: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá Garza.* 2013. Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Primera Edición. ISBN: 978-607-27-0074-2. Linares, N.L., México. pp. 253-260.
- Astola H., T. Häme., L. Sirro., M. Molinier. y J. Kilpi. 2019. Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal región. *Remote Sensing of Environment.* 223: 257-273. Doi: 10.1016/j.rse.2019.01.019
- Brenner, L. 2006. Áreas naturales protegidas y ecoturismo: el caso de la reserva de la biosfera Mariposa Monarca, México. *Relaciones.* 105: 237-265. ISSN 0185-3929. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=13710508> (15 de diciembre de 2019).
- Cantú-Ayala, C., S. Ortiz-Hernández y M. Rovalo-Merino. 2013. Consideraciones Finales. *In: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá Garza.* 2013. Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Primera Edición. ISBN: 978-607-27-0074-2. Linares, N.L., México. pp. 411-414.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP, 2011). Incendios forestales en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Nuevo León, Coahuila. <https://www.gob.mx/conanp> (17 de abril 2020).
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2013. Inventario Estatal Forestal y de Suelos - Oaxaca. Información complementaria y cartografía. Zapopan Jalisco, México.

- http://187.218.230.30/filesconafor/userfiles/IEFyS/IEFYS_Oaxaca_2013/
(05 de junio de 2020).
- CONAFOR. 2020. Sistema de predicción de peligro de incendios forestales de México. <https://snigf.cnf.gob.mx> (17 de abril 2020).
- Correa-Sandoval, A. y A. Mayén. 2013. Servicios Ecológicos y Bienestar Humano. *In*: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá Garza. 2013. Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Primera Edición. ISBN: 978-607-27-0074-2. Linares, N.L., México. pp: 391-404.
- Cristóbal, J., X. Pons y P. Serra. 2004. Sobre el uso operativo de Landsat-7 ETM+ en Europa. *Revista de Teledetección*, 21: 55-59. <http://www.aet.org.es/revistas/revista21/AET21-11.pdf> (11 de noviembre 2020)
- Cuervo-Robayo, A. P., O. Téllez-Valdés., M. A. Gómez-Albores., C. S. Venegas-Barrera., J. Manjarrez and E. Martínez-Meyer. 2014. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology* 34: 2427-2437. <http://idrisi.uaemex.mx/11-ligas/8-superficies-climaticas-para-mexico> (10 de enero 2019).
- Diario Oficial de la Federación (DOF), 2000. Decreto del Área Natural Protegida Cumbres de Monterrey. DOF 17 de noviembre 2000. México. DF. Secretaría de Gobernación. <http://dof.gob.mx/> (10 de junio de 2020)
- Díaz C, I. A. 2010. Ecoturismo Comunitario y Género en la Reserva de los Tuxtlas (México). *Pasos Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*. 8: 151-165. Doi: 10.25145/j.pasos.2010.08.012
- EOS, 2020. Spatial Resolution Of A Satellite Image. Earth Observing System (EOS). <https://eos.com/> (10 de enero 2020).
- Flórez-Yepes, G. Y., A. Rincon-Santamaría., P. Santiago C y A. M. Alzate-Alvarez. 2017. Análisis multitemporal de las coberturas vegetales en el área de influencia de las minas de oro ubicadas en la parte alta del

- sector de Maltería en Manizales, Colombia. DYNA 84 (201): 95-101.
Doi:10.15446/dyna.v84n201.55759
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (Fao). 1996. Forest resources assessment 1990 . Survey of tropical forest cover and study of change processes. Tropical countries. ISBN 92-5-103390-0. Roma. 152 p.
- Giri, C., B. Pengra., Z. Zhu., A. Singh y L. L. Tieszen. 2007. Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. Estuarine, Coastal and Shelf Science 73: 91-100. Doi.org/10.1016/j.ecss.2006.12.019
- González J., J. 2019. Respuesta del crecimiento de *Pinus pseudostrobus* Lindl a las variables climáticas en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L., México. 71 p.
- González-Saldivar, F., J. Uvalle-Sauceda., J. Avendaño y A. Niño-Ramírez, 2013. Mamíferos. In: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá Garza. 2013. Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Primera Edición. ISBN: 978-607-27-0074-2. Linares, N.L., México. pp. 237-251.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2017. Conjunto de datos vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI. Escala: 1:250 000. Aguascalientes, Ags., México. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463598459> (12 de marzo de 2020).
- INEGI. 2019. Conjuntos de datos vectoriales de información topográfica escala 1:250 000 Nuevo León Serie VI. Aguascalientes, Ags., México. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463776895> (12 de marzo de 2020).

- INEGI. 2020. Conjunto de datos vectoriales. Espacios y Datos de México. <https://www.inegi.org.mx/datos/>(12 de enero de 2020).
- Jiménez-Pérez, J., O. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez e I. Yerena-Yamallel. 2013. Contenido de Carbono en Especies Vegetales. *In:* Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá Garza. 2013. Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Primera Edición. ISBN: 978-607-27-0074-2. Linares, N.L., México. pp. 349-355.
- Jumb V., M. Sohani and A. Shrivvas. 2014. Color image segmentation using K-means clustering and Otsu's adaptive thresholding. *International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering* 3 (9): 72-76. <http://www.ijitee.org/wp-content/uploads/papers/v3i9/I1495023914.pdf> (01 de enero de 2020).
- Kumar, S., Shwetank and K. Jain. 2020. A Multi-Temporal Landsat Data Analysis for Land-use/Land-cover Change in Haridwar Region using Remote Sensing Techniques. *Procedia Computer Science* 171: 1184–1193. Doi:10.1016/j.procs.2020.04.127
- Lloret, F. 2012. Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas*. 21: 85-90. Doi: 10.7818/ECOS.2012.21-3.11
- López H, J. R y O. Ixtacuy L. 2017. Conservación y desarrollo, el caso del ecoturismo: una política ambiental fallida en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas. *El Periplo Sustentable*. 34: 82-108. ISSN: 1870-9036. <https://rperiplo.uaemex.mx/article/view/9035> (20 octubre 2019).
- Luna R., A. A. 2020. Aplicación de técnicas dendrocronológicas en *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl para la reconstrucción climática en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N.L., México. 69 p.

- Martin, E. H., R. R. Jensen., P. J. Hardin., A. W. Kisingo., R. A. Shoo y A. Eustace. 2019. Assessing changes in Tanzania's Kwakuchinja Wildlife Corridor using multitemporal satellite imagery and open source tools. *Applied Geography* 110: 1-7. Doi: 10.1016/j.apgeog.2019.102051
- Menchaca D, M. del S y E. L. Alvarado M. 2011. Efectos antropogénicos provocados por los usuarios del agua en la microcuenca del río Pixquiác. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. 1 (1): 85-96. Doi: 10.29312/remexca.v2i4.16
- Mendes, D. F., S. F. Da Silva., J. L. Ferreri., A. R. Dos Santos y R. F. García. 2015. Acurácia temática do classificador por máxima verossimilhança em imagem de alta resolução espacial do satélite Geoeye-1. *Nucleus*. 12: 107-118. Doi: 10.37378/1982.2278.1011
- Montaño, N. M., F. Ayala., S. H. Bullock., O. Briones., F. García O., R. García S., Y. Maya., Y. Perroni., C. Siebe., Y. Tapia T., E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. *Terra Latinoamericana*. 34: 39-59. <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/75/81> (20 octubre 2019).
- Mora-Donjuán, C. A y E. Alanís-Rodríguez. 2016. Resiliencia de bosques de pino-encino en América: Una visión global del estado actual. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*. 13: 01-02. Doi: 10.18845/rfmk.v13i33.2571
- Naturalista. 2021. Registros de especies de flora y fauna en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. <https://www.naturalista.mx/projects/pn-cumbres-de-monterrey-nuevo-leon> (13 de mayo de 2021).
- Palacio-Prieto, J. L., T. M. Sánchez-Salazar., J. M. Casado-Izquierdo., E. Propin-Frejomil., J. Delgado-Campos., A. Velázquez-Montes., L. Chias-Becerril., M. I. Ortiz-Álvarez., J. González-Sánchez., G. Negrete-Fernández., J. Gabriel-Morales y R. Márquez-Huitzil. 2004. Indicadores para la Caracterización y Ordenamiento del Territorio. Instituto Nacional

de Ecología-SEMARNAT, Instituto de Geografía de la UNAM y Secretaría de Desarrollo Social. Convenio SEDESOL-Instituto de Geografía, UNAM. México, D.F., México. 161 p. http://cambioclimatico.gob.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/publicaciones/174/434_2004_Indicadores_caracter_orden_territorio.pdf?sequence=1&isAllowed=y (26 de febrero de 2020).

Pimienta de la Torre, D. de J., G. Domínguez C., O. A. Aguirre C., F. Javier H y J. Jiménez. 2007. Estimación de biomasa y contenido de carbono de *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. *Madera y Bosques* 13 (1): 35-46. Doi:10.21829/myb.2007.1311234

QGIS Development Team, 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org> (12 de enero de 2020)

Rashmi C., S. Chaluvaiiah and G. H. Kumar. 2016. An efficient parallel block processing approach for K-means algorithm for high resolution orthoimagery satellite images. *Procedia Computer Science*, 89, 623-631. Doi:10.1016/j.procs.2016.06.025

Rodríguez M, G y A. Acevedo D. 2015. Cambios en la vida cotidiana de las mujeres a través de la incorporación al trabajo turístico en El Rosario, Michoacán, México. *El Periplo Sustentable*. 29: 5-33. ISSN: 1870-9036. <http://hdl.handle.net/20.500.11799/62584> (10 diciembre 2019).

Rodríguez-Laguna, R., J. Jiménez-Pérez., O. A. Aguirre-Calderón., E. J. Treviño-Garza y R. Razo-Zárte. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai*. 5 (3): 317-327. ISSN: 1665-0441. <http://www.revistas.unam.mx/index.php/rxm/article/view/15164> (1 diciembre 2019).

Rovalo-Merino, M., J. Pérez-Cantú, S. Valenzuela-Pérez y M. de la Maza-Benignos. 2013. Restauración Ecológica. *In: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriá Garza*. 2013. Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de

- Monterrey, México. UANL-CONANP. Primera Edición. ISBN: 978-607-27-0074-2. Linares, N.L., México. pp. 371-383.
- Sanhouse-Garcia, A. J., Y. Bustos-Terrones., J. G. Rangel-Peraza., A. Quevedo-Castro and C. Pacheco. 2016. Multi-temporal analysis for land use and land cover changes in an agricultural region using open source tolos. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 8: 278-290. Doi:10.1016/j.rsase.2016.11.002
- SASPlanet, 2020. SASPlanet Software. Versión 181221. SASPlanet Development Team. <https://www.sasgis.org> (26 de enero de 2020)
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación 30 diciembre, 2010. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/134778/35.-_NORMA_OFICIAL_MEXICANA_NOM-059-SEMARNAT-2010.pdf (20 de abril 2020)
- Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas (SIALT). 2020. Red Hidrológica Nacional. Versión 3.2. http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/# (1 de febrero de 2020).
- Tirpak, J. M and W. M. Giuliano. 2010. Using multitemporal satellite imagery to characterize forest wildlife habitat: The case of ruffed grouse. *Forest Ecology and Management*. 260: 1539-1547. Doi: 10.1016/j.foreco.2010.07.052
- USGS, 2020. U.S. Geological Survey. <https://earthexplorer.usgs.gov/> (1 de febrero de 2019).
- Yerena Y, J. I., J. Jiménez P., E. Alanís R., O. A. Aguirre C., E. J. Treviño G y M. A. González T. 2014. Dinámica de la captura de carbono en pastizales abandonados del noreste de México. *Tropical and*

Subtropical Agroecosystems. 17: 113-121.
<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=939/93930735009> (5 de diciembre de 2019).

Yerena Y, J. I., J. Jiménez P., E. Alanís R., O. A. Aguirre C., M. A. González y E. J. Treviño G. 2013. Emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de incendios forestales de 2000-2011 en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Ciencia UANL. 16: 68-75.
<http://www.cienciauanl.uanl.mx/> (10 de junio de 2020).

CAPÍTULO III.

Estrategias de restauración ecológica asociadas a reforestaciones de *Pinus cembroides* Zucc., en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Resumen

La mayoría de reforestaciones en México presentan un porcentaje bajo de supervivencia y son abandonadas después de su establecimiento, por lo tanto; no pueden ser consideradas como una alternativa real de solución, debido a que un verdadero proceso de restauración ecológica requiere que las actividades estén en función de las necesidades del ecosistema, cuenten con un diseño e implementación de estrategias, así como con un programa de evaluación y monitoreo. El presente estudio tiene como objetivo analizar la supervivencia y crecimiento de una reforestación de *Pinus cembroides* Zucc., en combinación con diferentes estrategias de restauración ecológica en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Los resultados indican que las estrategias de nucleación, asociación de grupos funcionales y generación de condiciones microclimáticas en combinación con la reforestación, permiten aumentar el porcentaje de supervivencia hasta en 92%, mejora la capacidad de infiltración y reduce el estrés hídrico. La malla atrapaniebla tuvo una condensación promedio de 0.8 l/m²/día, de la neblina y rocío, así como una reducción de 70% de la intensidad luminosa. El hidrogel requiere de una constante hidratación, por lo que, su efectividad se reduce en áreas de baja precipitación. La translocación de suelos mejora la capacidad de infiltración y la asociación de grupos funcionales de Anderson, permitiendo una asociación simbiótica que mejora la fijación de N y otros macronutrientes para las plantas.

Palabras claves: Grupos funcionales de Anderson, Hidrogel, Malla atrapaniebla, Micorrización, Translocación de suelo.

Abstract

The majority of reforestations in Mexico present a low percentage of survival and are abandoned after their establishment, therefore; cannot be considered as a real alternative solution, because a true process of ecological restoration requires that the activities are based on the needs of the ecosystem, have a design and implementation of strategies, as well as an evaluation program and monitoring. The present study aims to analyze the survival and growth of a reforestation of *Pinus cembroides* Zucc., in combination with different ecological restoration strategies in the Parque Nacional Cumbres de Monterrey. The results indicate that the nucleation strategies, association of functional groups and generation of microclimatic conditions in combination with reforestation, allow to increase the survival percentage up to 92%, improve the infiltration capacity and reduce water stress. The fog trapping mesh had an average condensation of 0.8 l / m² / day, of mist and dew, as well as a 70% reduction in light intensity. The hydrogel requires constant hydration, therefore, its effectiveness is reduced in areas of low precipitation. The translocation of soils improves the infiltration capacity and the association of Anderson functional groups, allowing a symbiotic association that improves the fixation of N and other macronutrients for plants.

Key words: Anderson functional groups, Fog water collector, Hydrogel, Mycorrhization y Topsoil translocation.

Introducción

El territorio mexicano ha tenido una compleja historia evolutiva mediante diversos procesos de orogenia, vulcanismo, intemperismo y otros factores modeladores del paisaje, lo que le ha permitido una gran variedad de ecosistemas y formas de vida (González, 2004; Rzedowski, 2006)

Los ecosistemas se han visto afectados con la pérdida de cobertura forestal, fragmentación, cambios graduales en el microclima, degradación de suelos, pérdida de nutrientes, disminución de la capacidad de recarga hídrica, pérdida de biodiversidad y sedimentación de ríos y cuerpos de agua (López-Barrera *et al.*, 2017).

Para revertir estas consecuencias se han diseñado diversas estrategias de restauración ecológica, las cuales buscan promover la transformación del ecosistema degradado hacia un sistema con atributos similares a los de referencia y dirigida a restaurar un estado de resiliencia ecológica equilibrada (Barrera-Cataño *et al.*, 2010; Clewell y Aronson, 2013).

La restauración ecológica se debe considerar como una actividad intencional que interrumpa los procesos responsables de la degradación, disminuya las barreras bióticas y abióticas que impiden la recuperación del ecosistema, incremente la diversidad florística, mejore la conectividad funcional entre los fragmentos y acelere los procesos de sucesión ecológica (Sánchez *et al.*, 2004; González-Ovando *et al.*, 2016).

La identificación de áreas prioritarias permite orientar y optimizar los esfuerzos de conservación y restauración; se debe fundamentar en criterios de restricción, amenazas, vulnerabilidad, resiliencia, irremplazabilidad, que permitan garantizar la permanencia de los servicios ambientales relacionados con el ecosistema (Chávez-González *et al.*, 2014).

La priorización espacial de los sitios de restauración de la biodiversidad a escala nacional va a la par con designación de áreas protegidas, por lo cual se deben plantear como un análisis de complementariedad basado en las diferencias entre las distribuciones de especies pasadas, presentes y la viabilidad de la restauración, principalmente para especies en un algún estatus de riesgo (Yoshioka *et al.*, 2014).

Una de las estrategias de mayor uso para acelerar los procesos de restauración, es la implementación de reforestaciones a gran escala, sin embargo, no han logrado tener el éxito deseado y las tasas de supervivencia son bajas, debido a que no se considera la dinámica de crecimiento de los árboles, ni los problemas relacionados con las altas temperaturas, heladas, plagas, enfermedades y la disponibilidad de agua (Mexal *et al.*, 2008; Burney *et al.*, 2015; Moreno-Casasola *et al.*, 2015; Prieto *et al.*, 2018).

La mayor parte del agua que las plantas utilizan para sus procesos fisiológicos proviene del suelo y el déficit de ella suele actuar como un factor limitante en su crecimiento y a menudo conduce a enormes tasas de mortalidad en las plántulas recién establecidas, principalmente en zonas donde se presentan periodos consecutivos de 70 a 80 días (incluso 120) sin ningún evento de lluvia significativo (Kirkham, 2005; García-Hernández *et al.*, 2007).

Adicional a este problema, los suelos pierden nutrientes, micorrizas y microorganismos como consecuencia de los procesos de erosión (Navarro *et al.*, 2017).

Por tal motivo, existe la necesidad de diseñar y establecer estrategias de restauración ecológica para recuperar la estructura y composición del ecosistema, el mejoramiento de la conectividad entre los fragmentos, la disminución en los tiempos de recuperación de las áreas intervenidas y la

recuperación de bienes y servicios (Gómez-Baggethu and Groot, 2007; Hester & Harrison, 2010; Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015; Sanchún et al., 2016).

Objetivo

Evaluar la efectividad de diferentes estrategias de restauración ecológica en combinación con una reforestación de *Pinus cembroides* Zucc., mediante la supervivencia y crecimiento a un año de su establecimiento en el PNCM.

Hipótesis

Las estrategias de restauración ecológica mejoran la supervivencia y crecimiento de las reforestaciones de *Pinus cembroides* Zucc.

Materiales y Métodos

El área de estudio se localiza en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey, en el predio denominado “El Refugio”, municipio de Santa Catarina, Nuevo León (Figura 1). El clima es C(w1) Templado subhúmedo y el suelo dominante es tipo Leptosol (INEGI, 2019).

La vegetación dominante es bosque de Pino-Encino en donde se distribuyen especies como: *Pinus cembroides* Zucc., *Pinus greggii* Englem., *Quercus hirtifolia* M.L. Vázquez, S. Valencia & Nixon, *Quercus pringlei* Seemen ex Loes., *Quercus grisea* Liebm., *Juniperus monticola* Martínez., *Cercocarpus montanus* Raf. y *Dalea bicolor* Willd (Alanís-Flores y Velazco-Macías, 2013).

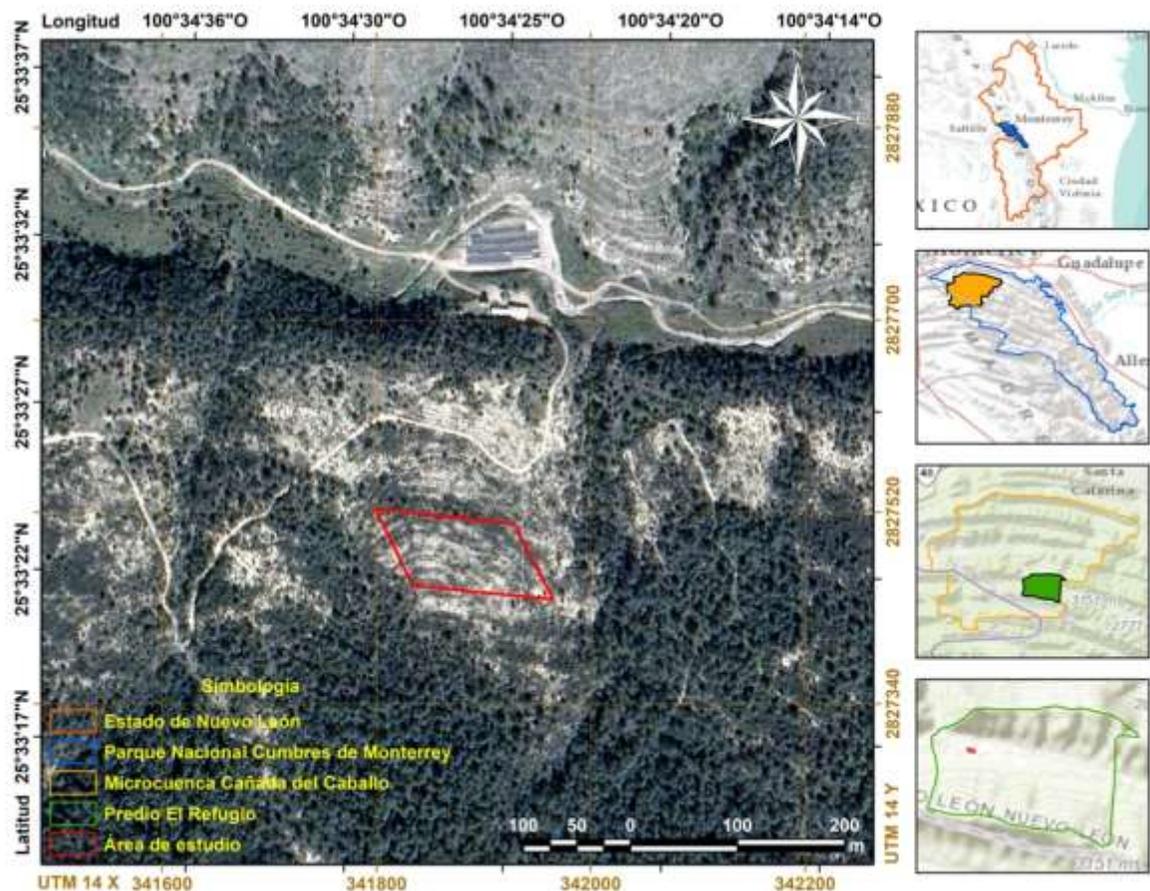


Figura 1. Área reforestada, en el predio El Refugio, Santa Catarina, N.L.

Se diseñó una parcela experimental de una superficie de 1.07 ha (110 m x 97.5 m), en la cual se estableció una reforestación de *Pinus cembroides* Zucc en combinación con diferentes estrategias de restauración ecológica, distribuidas en bloques al azar con cuatro repeticiones.

En cada bloque se plantaron 25 individuos a una equidistancia de 3 m, dando un total de 28 bloques y 700 árboles (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución de estrategias de restauración ecológica

HID	GFA	MA	FLC	GFA	MIC	FLC
(Bloque 2)	(Bloque 1)	(Bloque 4)	(Bloque 1)	(Bloque 4)	(Bloque 3)	(Bloque 3)
HID	NUC	TES	MA	HID	FLC	GFA
(Bloque 1)	(Bloque 1)	(Bloque 4)	(Bloque 3)	(Bloque 4)	(Bloque 2)	(Bloque 2)
MIC	NUC	MIC	TES	NUC	GFA	MA
(Bloque 1)	(Bloque 2)	(Bloque 2)	(Bloque 3)	(Bloque 3)	(Bloque 3)	(Bloque 2)
HID	TES	NUC	MA	MIC	FLC	TES
(Bloque 3)	(Bloque 2)	(Bloque 4)	(Bloque 1)	(Bloque 4)	(Bloque 4)	(Bloque 1)

Donde: HID (Hidrogel), FLC (Fertilizantes de liberación controlada), MIC (Micorrizas arbusculares), MA (Malla atrapaniebla), GFA (Grupos funcionales de Anderson, NUC (Nucleación) y TES (Testigo)

La reforestación se realizó del 1 al 3 de abril de 2019, con un riego inicial de 10 litros por planta con la finalidad de iniciar el proceso hidratación del hidrogel, asimilación de nutrientes y micorrización (Figura 2).



Figura 2. Malla atrapaniebla (a) y grupos funcionales de Anderson (b)

La planta utilizada para la reforestación se obtuvo de un vivero tradicional de malla sombra en Laguna de Sánchez, Santiago, N. L., cuyo proceso de producción es en bolsas negras de polietileno, con un sustrato a base de peat-moss, limo, arena y tierra de monte.

La producción de *Lupinus caudatus* L. y *Bouteloua dactyloides* (Nutt.) Engelm., se realizó en las instalaciones del vivero de Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, en charolas de plástico de poliestireno de 40 cavidades, con germoplasma y material vegetativo colectado de bosques cercanos al área de estudio.

Los tratamientos aplicados en combinación con la reforestación de *P. cembroides* se consideran como estrategias de restauración ecológica (Ecotecnologías), debido a que cumplen funciones que estimulan e inciden en los procesos sucesionales de los ecosistemas degradados, los cuales dependen de la capacidad de la conectividad de los fragmentos aledaños [Tabla 2] (Cubina y Aide, 2001; Moilanen y Hanski, 2001; Tres *et al.*, 2005; Reis y Tres, 2007; Piñeiro *et al.*, 2013).

Tabla 2. Descripción de las estrategias de restauración ecológica

Estrategia	Descripción
1. Hidrogel (30 gr/planta)	Es un polímero compuesto por sustancias en estado coloidal con apariencia sólida, tiene la capacidad cambiar su estructura tridimensional para la absorción de agua y su liberación gradual, contribuyendo a disminuir el estrés hídrico (Ríos-Saucedo <i>et al.</i> , 2011; Landis and Haase, 2012; Crous, 2016; Abdallah, 2019)
2. Fertilizantes de liberación controlada (30 gr/planta)	Son fertilizantes solubles en agua revestidos por un polímero que tiene pequeños orificios por donde pasa el agua hacia el gránulo y lo disuelve para liberar lentamente el fertilizante (NPK) en un periodo de cinco a seis meses, mejoran la supervivencia y crecimiento de la planta, por el uso eficiente del agua y nutrientes, debido a que estimulan el desarrollo de sus raíces (Rose <i>et al.</i> , 2004; Haase <i>et al.</i> , 2007; Reyes-Millalón <i>et al.</i> , 2012; León-Sánchez <i>et al.</i> , 2016; Gibson <i>et al.</i> , 2019)

Estrategia	Descripción
3. Micorrizas arbusculares (10 gr/planta)	Es un tipo de endomicorriza en la que el hongo penetra en las células corticales de las raíces de una planta vascular. En esta asociación simbiótica, el hongo ayuda a la planta a capturar nutrientes como fósforo, azufre, nitrógeno y micronutrientes del suelo (Diaz <i>et al.</i> , 2010; Fajardo <i>et al.</i> , 2011; Lowenfels, 2017; Selvaraj <i>et al.</i> , 2019; Kilpelainen <i>et al.</i> , 2020; Tran <i>et al.</i> , 2020).
.4. Malla atrapaniebla	Estructura de tubo de CPVC de 50 x 50 cm, recubierto con malla sombra de tipo Raschel 50%, instalada alrededor de los individuos, para condensar el agua de neblina y rocío, así como reducir la intensidad luminosa [Figura 3a] (Molina and Escobar, 2008. Gabriel and Laurent, 2008; Estrela <i>et al.</i> , 2009; Ebner <i>et al.</i> , 2011; Valiente <i>et al.</i> , 2011; Domen <i>et al.</i> , 2014; Regalado and Ritter, 2017).
5. Grupos funcionales de Anderson	Los grupos funcionales de Anderson son especies de plantas que desempeñan funciones complementarias en un ecosistema particular, como las coníferas (<i>Pinus cembroides</i>), leguminosas (<i>Lupinus caudatus</i>) y gramíneas (<i>Bouteloua dactyloides</i>). [Figura 3a] (McLaren, 2006; Byun <i>et al.</i> , 2013; Muler <i>et al.</i> , 2018; Vásquez-Valderrama and Solorza-Bejarano, 2018; Fan <i>et al.</i> , 2019)
6. Translocación de suelo (Nucleación)	Colocación de sustrato proveniente de bosques conservados adyacentes al área de estudio, con la finalidad de iniciar la nucleación del área por la transferencia de atributos fisicoquímicos del suelo, materia orgánica, microorganismos y biomasa (Tres y Reis, 2009; Bulot <i>et al.</i> , 2017; Douterlungne <i>et al.</i> , 2018).
7. Reforestación tradicional (Testigo)	Las reforestaciones tradicionales son consideradas como unos de los métodos de restauración activa más popular, debido a que tienen la finalidad de establecer un dosel y catalizar la sucesión de bosques nativos (Grossnickle, 2012; Prieto <i>et al.</i> , 2018).

Variables evaluadas

a) Propiedades químicas del suelo

Se evaluó la fertilidad del suelo mediante un analizador digital de 3 vías Lustre Leaf 1835, con la finalidad de conocer la disponibilidad de los nutrientes, Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Potasio (K), así como el pH y la temperatura del

suelo a una profundidad de 20 cm, estas variables influyen en el desarrollo óptimo de las plantas (Acevedo-Sandoval *et al.*, 2010).

b) Velocidad de infiltración ($\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$)

La infiltración es la capacidad de un suelo para permitir la entrada de agua, la cual depende de factores como la compactación, textura, materia orgánica y proceso de degradación del suelo (Alvarado y Barahona-Palomo, 2016). La velocidad de infiltración se determinó con un infiltrómetro de anillo simple de 21 cm de diámetro.

$$VIM = V / (A * t)$$

Donde: **VIM** es velocidad de infiltración media ($\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$), **V** es el volumen de agua (ml), **A** es el área interna del cilindro (cm^2) y **t** es el tiempo de infiltración (min).

c) Intensidad luminosa (Klux)

Intensidad luminosa se define como la cantidad de flujo luminoso que emite una fuente por unidad de ángulo sólido, para su medición se utilizó un medidor de luz de amplio rango EA30 ®.

d) Precipitación (mm) y temperatura (°C)

La precipitación y temperatura se registraron mediante una estación de lluvia inalámbrica La Crosse Technology ®, el cual tiene la capacidad de almacenar la información por semana, mes y año (Figura 3a).

e) Captación de agua de neblina y rocío ($\text{l/m}^2/\text{d}$)

Para determinar la cantidad de agua microscópica que contiene la neblina y rocío en el área de estudio, se instaló un neblinómetro de 1 m^{-2} (Figura 3b).



Figura 3. Estación de lluvia inalámbrica (a) y neblinómetro (b)

f) Supervivencia y crecimiento

Se determinó el porcentaje de supervivencia de cada uno de los tratamientos a un año de su establecimiento, en intervalos de tres meses, para lo cual se realizó un censo total de la población establecida, evaluando el diámetro basal y la altura.

$$\text{Supervivencia (\%)} = (\text{Plantas vivas} / \text{Plantas establecidas}) * 100$$

g) Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar si existen diferencias significativas con respecto a los valores de diámetro basal y altura de los diferentes tratamientos. Para identificar cuáles de los tratamientos presentan diferencia o similitud, se realizaron pruebas de comparación de medias (Tukey) y para comprobar la dependencia que existe entre el diámetro basal y altura, se determinó mediante un análisis de correlación de Spearman. Los análisis se realizaron con el paquete estadístico SPSS 22.0 (IBM, 2013).

Resultados y Discusión

El análisis de fertilidad indica que el suelo del área de estudio presenta valores muy bajos de Nitrógeno y Potasio (<50 ppm), así como en Fósforo (<4 ppm), por lo que, se requiere de la aplicación de fertilizantes de liberación controlada con un periodo de entrega más amplio, así como reducir la competencia con malezas, para mejorar la respuesta en el crecimiento (Reyes-Millalón *et al.*, 2012).

El pH tiene una tendencia hacia la alcalinidad (7.0 – 7.9), siendo el óptimo en un rango de 5.5 a 6.9 y la temperatura del suelo a una profundidad de 20 cm oscila entre 25°- 34°C, por encima de los óptimos (21° - 26°C), siendo factores que limitan el crecimiento de las plantas e influyen en la mortalidad en el área de estudio.

La velocidad de infiltración presenta una tasa de máxima de 7.40 ml cm⁻² min⁻¹ y una mínima de 0.21 ml cm⁻² min⁻¹ (Figura 4a), lo cual se asemeja con lo reportado por García-Hernández *et al.* (2007) en un bosque de pino sin mantillo (6.01 ml cm⁻² min⁻¹ y 0.72 ml cm⁻² min⁻¹), esto se debe a que la capacidad de recarga hídrica es afectada por las características del perfil edáfico, como la textura, la estructura, la cantidad de materiales orgánicos e inorgánicos, así como por el tamaño y volumen total del espacio poroso (Carrica & Lexow, 2004), que generan diferentes especies de coníferas y hojosas con la incorporación de hojarasca que mejora las condiciones del suelo para la infiltración, reduce el escurrimiento y la erodabilidad al absorber, interceptar la lluvia y funcionar como barrera, mejorando su capacidad de recarga (García-Hernández *et al.*, 2007).

Los valores de intensidad luminosa indican un incremento progresivo a partir de las 10:00 am (46 klux) y alcanzan un punto máximo a las 2:00 pm (82 klux),

seguido por un descenso gradual (Figura 4b), mientras que bajo el dosel de un bosque de Pino-Encino se observa una reducción promedio de 70%.

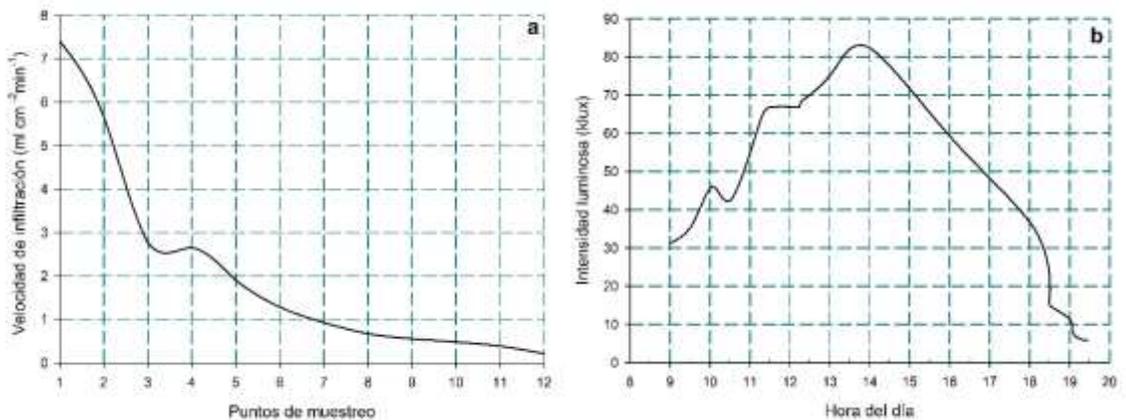


Figura 4. Velocidad de infiltración (a) e intensidad luminosa (b)

De acuerdo el registro histórico (1958-2019) de la estación meteorológica Agua Blanca (19002), se identifican periodos de retorno de las lluvias, los cuales en promedio se presentan cada 11 años con intervalos cada 3 (Figura 5a), siendo los años de mayor precipitación 1976 (954.5 mm), 1988 (1154.6 mm), 2002 (1029.5 mm), 2003 (1052 mm) y 2010 (1632.5 mm). La precipitación anual en el área de estudio fue de 341 mm, muy por debajo del promedio que se registra en la región, el cual es de 643 mm, siendo unos de los principales factores de la baja supervivencia en el PNCM (Figura 5b).

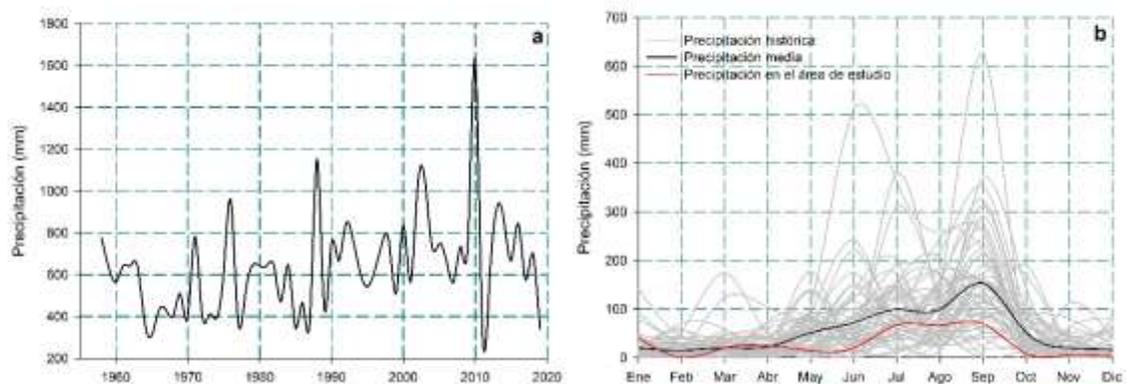


Figura 5. Precipitación anual histórica (a) y mensual (b)

El neblinómetro registró una condensación promedio de neblina y rocío de $0.8 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, valor muy por debajo de lo registrado en otros países como Chile, Hawaii, Perú y Ecuador [$3, 4, 9$ y $12 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ respectivamente] (Godínez, 2013). sin embargo, esta agua contribuye al mantenimiento de los ecosistemas, debido a que durante el año se registran más de 170 días con neblina, por lo cual es de suma importancia su captación como estrategias de restauración ecológica en reforestaciones.

De acuerdo al análisis de correlación de Spearman 0.139 , $p < 0.001$, *Pinus cembroides* presenta una correlación positiva y conforme aumenta el diámetro basal también incrementa la altura, no obstante, en una etapa inicial su crecimiento es lento y aumenta gradualmente (Figura 6a).

De los tratamientos establecidos, el que presentó el más alto porcentaje de supervivencia a los 12 meses fue el de malla atrapaniebla con un 92%, hidrogel con 60 %, nucleación con 58%, micorrización con 51 %, grupos funcionales de Anderson con 42 %, fertilizantes de liberación controlada con 38 % y el testigo presentó una supervivencia del 27 % (Figura 6b), sin embargo; mediante un análisis ANOVA ($\alpha = 0.05$), solo se observó diferencia significativa entre el tratamiento con malla atrapaniebla y el testigo ($F=2.272$, $P=0.065$), debido al proceso de mortalidad registrado durante intervalos de tres meses que en promedio disminuye el margen de supervivencia generando una diferencia significativa en la prueba de Tukey de 38.04.

Los resultados son similares a los reportados por García (2020), quien evaluó los patrones de supervivencia de *Pinus cembroides* sin tratamientos en una comunidad montañosa del NE de México, obteniendo como resultado una supervivencia promedio de 44.9% en áreas con pendiente pronunciadas mayores a 30° , 19.9% en suelo abierto, 24.6% bajo el dosel de pino, y 55.5% bajo el sotobosque, lo que indica una alta interacción bajo plantas nodrizas.

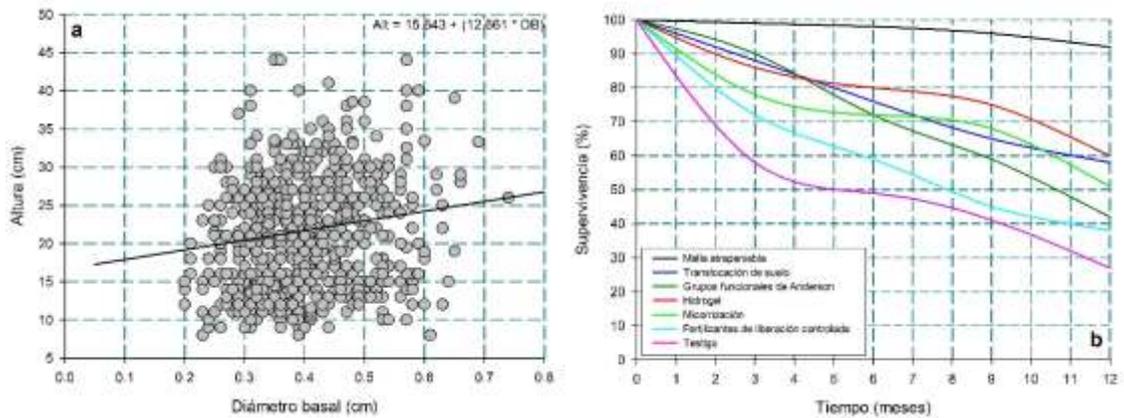


Figura 6. Distribución de frecuencia (a) y porcentaje de supervivencia (b)

Mientras que en la evaluación realizada por De los Ríos *et al.* (2008) sobre ensayos de especies con pinos piñoneros en el noreste de México, obtuvieron una supervivencia de 60%, la cual está relacionada con la escasa precipitación anual, menor a 600 mm, aunada a la alta evapotranspiración potencial que alcanza los 900 mm en Iturbide Nuevo León.

Gómez-Romero *et al.*, (2012) reportan una supervivencia para la especie de 81% siendo superior a especies como *P. pseudostrobus*, *P. devoniana* y *P. greggii*; sin embargo, su crecimiento en diámetro y altura es menor.

Realizando el comparativo de los tratamientos, se determinó que existen diferencias significativas en diámetro basal ($F = 12.112$, $P < 0.001$) principalmente entre tratamiento con malla atrapaniebla y nucleación, con respecto a fertilizantes de liberación controlada, micorriza arborescente y el testigo (Figura 7a). En la altura ($F = 4.5834$, $P < 0.001$), la diferencia se da entre la malla atrapaniebla, grupos funcionales y nucleación con relación a los tratamientos de fertilizantes de liberación controlada, micorriza arborescente, hidrogel y el testigo (Figura 7b).

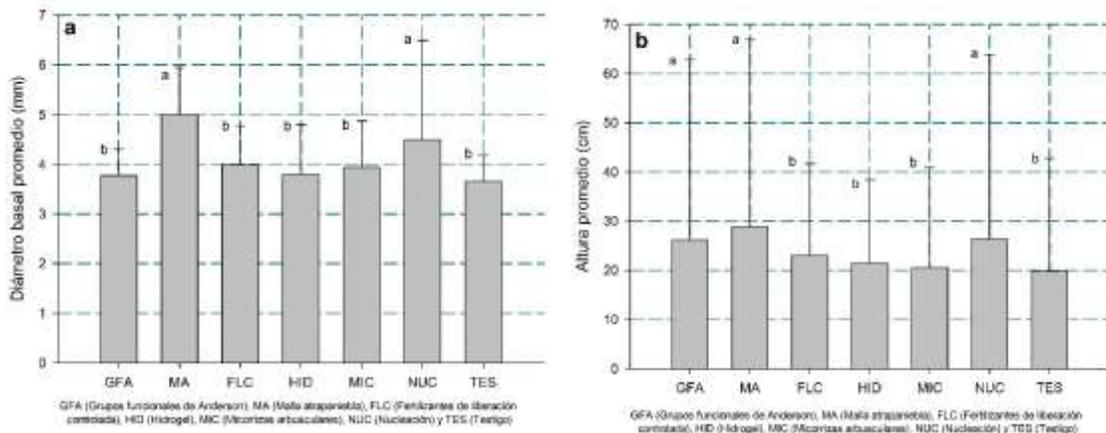


Figura 7. Diámetro basal promedio (a) y altura (b)

La respuesta a la disponibilidad de nutrientes y agua en un suelo, se ve reflejada en la altura sin embargo, la baja precipitación, no permite el flujo de nutrientes (León-Sánchez *et al.*, 2016, por lo cual se puede apreciar una mayor variabilidad en la altura con respecto al diámetro basal de *P. cembroides*, por el periodo de latencia que presenta la especie en temporada de estiaje, así como la muerte prematura de yemas terminales.

La condensación de agua y reducción de la intensidad luminosa por la malla atrapaniebla, permite una mejor sobrevivencia y crecimiento de las especies, con un costo promedio de 100 pesos por cada estructura y una vida útil de 10 años, lo que permite cumplir con objetivos económicos y ecológicos en los proyectos de restauración, para los que se recomienda mantenerlas en las áreas de restauración un promedio de dos años, que es la etapa más crítica de una reforestación.

Conclusiones

La exposición de las plantas a condiciones de estrés hídrico y nutrición mineral influyen significativamente en la mortalidad y el bajo crecimiento de *Pinus cembroides*. Las estructuras para la captación de neblina y rocío, generan condiciones microclimáticas que aumentan la supervivencia, permiten un mayor crecimiento en diámetro y altura, su transporte y establecimiento es práctico, lo que, permite su uso en condiciones de topografía accidentada, de baja precipitación y difícil recuperación natural, siendo potencialmente viable en procesos de restauración ecológica.

Las estrategias de nucleación, uso de hidrogel, fertilizantes de liberación controlada y micorrizas, propician la formación de microhábitats de especies de flora y microfauna que inciden en la recuperación del ecosistema degradados; sin embargo, requieren de una continua hidratación para la interacción, disolución y transporte de sus nutrientes, lo cual, se ve afectado por la temperatura del suelo, alcalinidad, compactación y la baja capacidad de infiltración del área de estudio, situación que limita la efectividad de estas ecotecnologías.

Los grupos funcionales de Anderson y la reforestación testigo se ve afectados por las por las altas temperaturas que se registran durante el día y la baja precipitación que se presentan de manera esporádica y en un periodo muy corto.

Se recomienda realizar estudios, en donde se establezcan las estructuras de captación de neblina y rocío, en combinación con diferentes ecotecnologías para aumentar la disponibilidad de agua por condensación, disminuir la intensidad luminosa, mejorar la capacidad de infiltración y fomentar la fijación de nitrógeno, principalmente en zonas áridas y semiáridas.

Bibliografía

- Abdallah, A. M. 2019. The effect of hydrogel particle size on water retention properties and availability under water stress. *International Soil and Water Conservation Research*, 7, 275-285. DOI: 10.1016/j.iswcr.2019.05.001
- Acevedo-Sandoval, O., M.A. Valera-Pérez. y F. Prieto-García. 2010. Propiedades físicas, químicas y mineralógicas de suelos forestales en Acaxochitlan, Hidalgo, México. *Universidad y Ciencia*, 26 (2), 137-150. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=15416232002>
- Aguilar-Garavito M. y W. Ramírez. 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia. 250 p.
- Alanís-Flores, G. y C. Velazco-Macías. 2013. Tipos de Vegetación. In: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá Garza. 2013. *Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México*. UANL-CONANP. Primera Edición. ISBN: 978-607-27-0074-2. Linares, N.L., México. pp. 117-126.
- Alvarado B, C. y M. Barahona-Palomo. 2016. Comparación de tres métodos de infiltración para calcular el balance hídrico del suelo, en la Cuenca del río Suquiapa, El Salvador. *Cuadernos de Investigación UNED*, 9 (1), 23-33. doi: 10.22458/urj.v9i1.1674
- Barrera-Cataño J. I., S. M. Contreras-Rodríguez., N. V. Garzón-Yepes., A. C. Moreno Cárdenas. y S. P. Montoya-Villarreal. 2010. Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá D.C. 401 p.
- Bulot, A., K. Potard., F. Bureau., A. Berard. and T. Dutoit. 2017. Ecological restoration by soil transfer: impacts on restored soil profiles and topsoil functions. *Restoration Ecology*, 25 (3), 354 - 366. DOI: 10.1111/rec.12424.

- Burney, O., A. Aldrete., R. Álvarez R., J. A. Prieto R., J. R. Sánchez V. and J. G. Mexal. 2015. México-Addressing challenges to reforestation. *Journal of Forestry*, 113(4), 404-413, doi: 10.5849/jof.14-007.
- Byun, C., S. de Blois. and J. Brisson. 2013. Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic Grass. *Journal of Ecology*, 101, 128-139, doi: 10.1111/1365-2745.12016
- Carrica, J. y C. Lexow. 2004. Evaluación de la recarga natural al acuífero de la cuenca superior del arroyo Napostá Grande, provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asocion Geologica de Argentinian*, 59 (2): 281-290. Recuperado de <http://www.scielo.org.ar/pdf/raga/v59n2/v59n2a11.pdf>
- Chávez-González, H., M. D. J. González-Guillén. y P. Hernández-de la Rosa. 2014. Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6, 8–23, doi; 10.29298/rmcf.v6i27.277
- Clewell A. F. and J. Aronson. 2013. *Ecological restoration: Principles, values and structure of an emerging profession*. Second edition. edición. Island Press. Washington D.C. 303 p.
- Crous, J. W. 2016. Use of hydrogels in the planting of industrial wood plantations. *Southern Forests*, 79 (3), 1–17, doi:10.2989/20702620.2016.1221698
- De los Ríos C, E., R. De Hoogh. y J. J. Návar C. 2008. Ensayos de especies con pinos piñoneros en el nordeste de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 14 (2), 97-104. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62914204>
- Diaz, G., C. Carrillo. and M. Honrubia. 2010. Mycorrhization, growth and nutrition of *Pinus halepensis* seedlings fertilized with different doses and sources of Nitrogen. *Annals of Forest Science*, 67: 405-413, doi: 10.1051/forest/2009125
- Domen, J. K., W. T. Stringfellow., M. K. Camarillo. and S. Gulat. 2014. Fog water as an alternative and sustainable water resource. *Clean*

- Technologies and Environmental Policy, 16: 235–249, doi: 10.1007/s10098-013-0645-z
- Douterlungne, D., G. M. Cortés M., E. I. Badano., J. A. Flores C. and J. D. Flores R. 2018. Restoring oak forests on bare ground using topsoil translocation. Ecological Engineering, 120: 76–84, doi: 10.1016/j.ecoleng.2018.05.036
- Ebner, M., T. Miranda. and A. Roth-Nebelsick. 2011. Efficient fog harvesting by *Stipagrostis sabulicola* (Namib dune bushman grass). Journal of Arid Environments, 75, 524-531, doi:10.1016/j.jaridenv.2011.01.004
- Estrela, M. J., J. A. Valiente., D. Corell., D. Fuentes. and A. Valdecantos. 2009. Prospective use of collected fog water in the restoration of degraded burned áreas under dry Mediterranean conditions. Agricultural and Forest Meteorology, 149: 1896–1906, doi: 10.1016/j.agrformet.2009.06.016
- Fajardo, L., G. Cuenca., P. Arrindell., R. Capote. y Z. Hasmy. 2011. El uso de los hongos micorrízicos arbusculares en las prácticas de restauración ecológica. Interciencia, 36: 931-936. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=339/33921507010>
- Fan, K., J. Tao., L. Zang., J. Yao., J. Huang., X. Lu., Y. Ding., Y. Xu. and R. Zang. 2019. Changes in plant functional groups during secondary succession in a tropical montane rain forest. Forests, 10: 1-14, doi:10.3390/f10121134
- Gabriel, G. and L. Jauze. 2008. Fog water interception by *Sophora denudata* trees in a Reunion upper-montane forest, Indian Ocean. Atmospheric Research, 87, 338 – 351, doi:10.1016/j.atmosres.2007.11.014
- García, J. F. 2020. Patrones de supervivencia de *Pinus cembroides* Zucc. en una comunidad montañosa del NE de México. CIENCIA UANL, 23 (99), doi: 10.29105/cienciauanl23.99-1
- García-Hernández, M. A., M. A García-Hernández., I. Castellanos-Vargas., Z. Cano-Santana. y C. M. Peláez-Rocha. 2007. Variación de la velocidad de infiltración media en seis ecosistemas inalterados. Terra latinoamericana,

- 26 (1), 21-27. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=573/57311561003>
- Gibson, E. L., E. de Oliveira G., A. R. Dos Santos., E. F. Araújo. and M. V. Winckler C. 2019. Controlled-Release fertilizer on growth of *Melanoxylon brauna* Schott Seedlings. *Floresta e Ambiente*, 26 (1), 1-7, doi: 10.1590/2179-8087.041818
- Godínez H, T. L. 2013. Recolección de agua por rocío y niebla. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Aragón. Universidad Autónoma de México. 79 p.
- Gómez-Baggethu, E. y R de Groot. 2007. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas*, 16 (3), 4-14, doi: 10.7818/RE.2014.16-3.00
- Gómez-Romero, M., C. Sáenz-Romero., J. C. Soto-Correa., J. A. Blanco-García., J. Villegas. y R. Lindig-Cisnero. 2012. Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia*, 46 (8), 795-807. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952012000800005&lng=es&tlng=es
- González M, F. 2004. Las comunidades vegetales de México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. México. 88 p.
- González-Ovando, M.L., F. Ofelia., P. Escalante. y T. Martínez-Trinidad. 2016. Áreas prioritarias para restauración ecológica y sitios de referencia en la región Chignahuapan. *Madera y Bosques* 22, 41–52, doi: 10.21829/myb.2016.2221323
- Grossnickle, S. C. 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. *New Forests*, 43:711–738, doi: 10.1007/s11056-012-9336-6
- Haase, D. L., P. Alzugaray., R. Rose. and D. F. Jacobs. 2007. Nutrient-Release Rates of Controlled-Release Fertilizers in Forest Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38, 739-750, doi: 10.1080/00103620701220692

- Hester, R. E. and R.M. Harrison. 2010. Ecosystem Services. Royal Society of Chemistry. Cambridge, UK. 193 p.
- IBM. 2013. International Business Machines (IBM) SPSS Statistics for Windows, Versión 22.0. IBM Corp. Armonk, New York. E.U.A.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2019. Conjuntos de datos vectoriales de información topográfica escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Nuevo León Serie VI. Aguascalientes, México. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463776895>
- Kilpelainen, J., P. J. Aphalo. and T. Lehto. 2020. Temperature affected the formation of arbuscular mycorrhizas and ectomycorrhizas in *Populus angustifolia* seedlings more than a mild drought. *Soil Biology and Biochemistry*, 146, 1-12, doi: 10.1016/j.soilbio.2020.107798
- Kirkham, M. B. 2005. Principles of soil and plant water relations. Elsevier Academic Press. United States of America. 519 p.
- Landis T. C. and D. L. Haase. 2012. Applications of hydrogels in the nursery and during outplanting. In: D. L. Haase., J. R. Pinto., L. E. Riley. Technical coordinators. National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations - 2011. Fort Collins (CO): USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Proceedings RMRS-P, 68, 53-58. Recuperado de http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_p068.html
- León-Sánchez, M. A., J. L. Reyes-Pozo., G. Herrero-Echevarria. y V. E. Pérez-León. 2016. Efecto de la fertilización sobre el crecimiento en diámetro y altura de *Pinus caribea* en plantaciones del occidente de Cuba. *Madera y Bosques*, 22 (3), 87-101, doi: 10.21829/myb.2016.2231115
- López-Barrera, F., C. Martínez-Garza. y E. Ceccon. 2017. Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 97-112, doi: 10.1016/j.rmb.2017.10.001
- Lowenfels, J. 2017. Teaming with fungi: the organic grower's guide to mycorrhizae. Timber Press, Inc. Portland, Oregon. 211 p.

- McLaren, J. R. 2006. Effects of plant functional groups on vegetation dynamics and ecosystem properties. *InfoNorth*, 59 (4), 449-452. Recuperado de <https://www.jstor.org/stable/40512857>
- Mexal, J., R. A. Cuevas, and T. D. Landis. 2008. Reforestation success in central Mexico: factors determining survival and early growth. *Tree Planters' Notes*. 53: 16-22.
- Molina, J. M. and C. M. Escobar. 2008. Fog Collection Variability in the Andean Mountain Range of Southern Colombia. *DIE ERDE* , 139, 127-140. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10217/37880>
- Moreno-Casasola, P; D. Infante-Mata; J. Laborde D; C. Madero-Vega. y A. C. Travieso. 2015. Reforestación y enriquecimiento de especies arbóreas en los médanos. Guía práctica. INECOL- OIMT. 54 p.
- Muler, A. L., C. A. Canham., E. J. B. Van Etten., W. D. Stock. and R. H. Froend. 2018. Using a functional ecology approach to assist plant selection for restoration of Mediterranean woodlands. *Forest Ecology and Management*, 424: 1–10. doi: 10.1016/j.foreco.2018.04.032
- Navarro C, J. A; M. Goberna E; G. González B; V. M. Castillo S. y M. Verdú del Campo. 2017. Restauración ecológica en ambientes semiáridos. Recuperar las interacciones biológicas y las funciones ecosistémicas. 1ª Edición, España. 159 p.
- Piñeiro, J., F. T. Maestre., L. Bartolomé. and A. Valdecantos. 2013. Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: A meta-analysis of field experiments. *Ecological Engineering*, 61, 133-144, doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.09.066
- Prieto R, J. A., A. Duarte S., J. R. Goche T., M. M. González O. y M. A. Pulgarín G. 2018. Supervivencia y crecimiento de dos especies forestales, con base en la morfología inicial al plantarse. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9 (47), 151-168. doi: 10.29298/rmcf.v9i47.182
- Regalado C. M. and A. Ritter. 2017. The performance of three fog gauges under field conditions and its relationship with meteorological variables in an

- exposed site in Tenerife (Canary Islands). *Agricultural and Forest Meteorology*, 233, 80-91. doi: 10.1016/j.agrformet.2016.11.009
- Reyes-Millalón, J., V. Gerding. y O. Thiers-Espinoza. 2012. Fertilizantes de liberación controlada aplicados al establecimiento de *Pinus radiata* D. Don en Chile. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18 (3), 313-328, doi: 10.5154/r.rchscfa.2011.08.060
- Reyes-Millalón, J., V. Gerding. y O. Thiers-Espinoza. 2012. Fertilizantes de liberación controlada aplicados al establecimiento de *Pinus radiata* D. DON en Chile. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(3), 313-328, doi: 10.5154/r.rchscfa.2011.08.060
- Ríos-Saucedo, J. C., M. Rivera-González., L. M. Valenzuela-Nuñez., R. Trucios-Caciano. y R. Rosales-Serna. 2011. Diagnóstico de las reforestaciones de mezquite y métodos para incrementar su sobrevivencia en Durango, México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, XI (2), 63-67.
- Rose, R., D. L. Haase. y E. Arellano. 2004. Fertilizantes de entrega controlada: potencial para mejorar la productividad de la reforestación. *Bosque*, 25 (2), 89-100. doi: 10.4067/S0717-92002004000200009
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 p.
- Sánchez, K., F. Jiménez., S. Velásquez., M. Piedra. y E. Romero. 2004. Metodología de análisis multicriterio para la identificación de áreas prioritarias de manejo del recurso hídrico en la cuenca del río Sarapiquí, Costa Rica. *Comunicación Técnica. Revista Recursos Naturales y Ambiente*, 88–95. Recuperado de http://ciat-library.ciat.cgiar.org/articulos_ciat/Karla1.pdf
- Sanchún, A; R. Botero; A. Morera B; G. Obando; R. O. Russo; C. Scholz y M. Spinola. 2016. *Restauración funcional del paisaje rural: manual de técnicas*. UICN, San José, Costa Rica. 436 p.
- Selvaraj, A., K. Thangavel. and S. Uthandi. 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi (*Glomus intraradices*) and diazotrophic bacterium (*Rhizobium* BMBS) primed defense in blackgram against herbivorous insect (*Spodoptera*

- litura) infestation. *Microbiological Research*, 231: 1-11. doi: 10.1016/j.micres.2019.126355
- Tran, C. T. K., S. J. Watts-Williams., R. J. Smernik and T. R. Cavagnaro. 2020. Effects of plant roots and arbuscular mycorrhizas on soil phosphorus leaching. *Science of the Total Environment*, 722: 1-9, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137847
- Tres, D. R y A. Reis. 2009. Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. *Biotemas*, 22 (4), 59-71. doi: 10.5007/2175-7925.2009v22n4p59.
- Valiente, J. A., M. J. Estrela., D. Corell., D. Fuentes., A. Valdecantos. and M. J. Baeza. 2011. Fog water collection and reforestation at a mountain location in a western mediterranean basin region: Air-mass origins and synoptic analysis. *ERDKUNDE*, 65 (3), 277-290, doi: 10.3112/erdkunde.2011.03.05
- Vásquez-Valderrama, M and J. Solorza-Bejarano. 2018. Agrupación funcional de especies vegetales para la restauración ecológica de ecosistemas de montaña, Bogotá, Colombia. *Colombia Forestal*, 21 (1), 5-17, doi: 10.14483/2256201X.11730
- Yoshioka, A., M. Akasaka. and T. Kadoya. 2014. Spatial prioritization for biodiversity restoration: A simple framework referencing past species distributions. *Restoration Ecology*, 22, 185–195, doi: 10.1111/rec.12075

CAPÍTULO IV.

Ecotecnologías para la restauración ecológica de un bosque de Pino-Encino en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Resumen

Antecedentes y objetivos: Las áreas naturales protegidas son espacios que resguardan una gran biodiversidad; sin embargo, la degradación de algunas es muy severa, por lo que requieren de esfuerzos y estrategias para su restauración ecológica con implementación de ecotecnologías. La presente investigación tuvo como objetivo analizar el impacto de las ecotecnologías en la supervivencia y crecimiento de plántulas de *Pinus pseudostrobus* Lindl., comparada a las reforestaciones tradicionales en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

Métodos: La supervivencia se determinó por conteo directo y el crecimiento mediante un análisis estadístico del diámetro basal (mm) y altura (cm) de 30 sitios de muestreo (100 m²) a los seis y doce meses del establecimiento. Los factores que afectan el desarrollo de las plantas se analizaron mediante las propiedades químicas del suelo, velocidad de infiltración, intensidad luminosa y captación de agua por condensación de neblina y/o rocío.

Resultados clave: La ecotecnología que presentó mayor porcentaje de supervivencia fue la estructura de malla atrapaniebla con un 93 %, seguida del riego de auxilio con 64 % e hidrogel con el 58 %. La supervivencia fue influenciada por la disponibilidad de agua mediante la condensación de la malla atrapaniebla (2.4 l m⁻² d⁻¹) y la reducción del 70% de la intensidad luminosa, mientras que el aumento en diámetro y altura fue respuesta de la aplicación de fertilizantes de liberación controlada y micorrización.

Conclusiones: El uso de estructuras con malla atrapaniebla tiene un impacto positivo en la supervivencia y un alto potencial para procesos de restauración ecológica en áreas de difícil acceso y condiciones atmosféricas críticas.

Palabras clave: Fertilizantes de liberación controlada, Hidrogel, Malla atrapaniebla, Micorrizas arbusculares y Riego de auxilio.

Abstract

Background and objectives: Protected natural areas are spaces that protect great biodiversity; however, the degradation of some is very severe, so they require efforts and strategies for their ecological restoration with the implementation of eco-technologies. The present research aimed to analyze the impact of ecotechnologies on the survival and growth of *Pinus pseudostrobus* Lindl. Seedlings, compared to traditional reforestations in the Cumbres de Monterrey National Park.

Methods: Survival was determined by direct counting and growth through a statistical analysis of the basal diameter (mm) and height (cm) of 30 sampling sites (100 m²) at six and twelve months after establishment. The factors that affect the development of the plants were analyzed by means of the chemical properties of the soil, infiltration speed, light intensity and water uptake by condensation of mist and / or dew.

Key results: The ecotechnology that presented the highest percentage of survival was the fog-catching mesh structure with 93%, followed by emergency irrigation with 64% and hydrogel with 58%. Survival was influenced by the availability of water through the condensation of the fog trapping mesh (2.4 l m⁻² d⁻¹) and the reduction of 70% of the light intensity, while the increase in diameter and height was the response of the application. of controlled release fertilizers and mycorrhization.

Conclusions: The use of mist-trapping structures has a positive impact on survival and a high potential for ecological restoration processes in areas with difficult access and critical atmospheric conditions.

Keywords: Arbuscular mycorrhizae, Controlled release fertilizers, Hydrogel, Fog water collector y Relief irrigation.

Introducción

Las ecotecnologías son medios tecnológicos que imitan procesos naturales como la formación de islas de recursos o condiciones microclimáticas mejoradas y están diseñados para superar limitaciones ambientales, que propicien la restauración ecológica (Piñeiro *et al.*, 2013).

En los últimos años han surgido nuevas ecotecnologías como: sistemas de riego con cápsulas porosas (Da Silva *et al.*, 1981), bolsas de riego Treegator® (Treegator, 1989), microrriego a profundidad (Sánchez-Sánchez *et al.*, 2004), incubador para el desarrollo de plantas Growboxx® (Groasis, 2008), hidrogel (Landis y Haase, 2012), bosques densos de rápido crecimiento Tiny Forest® (Natuureducatie, 2015), sistema de almacenamiento de agua Cocoon (Carabassa *et al.*, 2019) y uso de drones para dispersión de semillas (Droneseed, 2019).

La mayoría de las ecotecnologías requieren de suficiente disponibilidad de agua y vías de acceso para el mantenimiento y recarga, viéndose así reducida su implementación en áreas de topografía accidentada y bajas precipitación (Sánchez y Furrázola, 2018).

En México, una de las principales estrategias implementadas para la restauración de ecosistemas degradados son las reforestaciones a gran escala; sin embargo, no han logrado tener el éxito deseado, debido a que las tasas de supervivencia son muy bajas, principalmente por las sequías recurrentes y las altas temperaturas (Mexal *et al.*, 2008; Burney *et al.*, 2015).

Como estrategia para disminuir el impacto hacia los recursos naturales y fomentar la conservación de la biodiversidad, se han designado Áreas Naturales Protegidas, en las cuales se regulan las actividades del ser humano (Dudley y Stolton, 2003).

El Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), es considerada como el área mayor importancia y valor ecológico del estado de Nuevo León, debido a que presenta un extraordinario mosaico de ecosistemas y suministra más del 40% del agua que consume el Área Metropolitana de Monterrey (Cantú-Ayala *et al.*, 2013).

Actualmente, el parque presenta problemas de degradación ecológica, por la recurrencia de incendios forestales y procesos de cambio de uso de suelo con fines agrícolas y ganaderos (Rovalo-Merino *et al.*, 2013; Ortega-Rubio *et al.*, 2015), situación que afecta la disponibilidad de bienes y servicios ambientales (Román-Cuesta y Martínez-Vilalta, 2006; Méndez-Barrera, 2012).

Ante tal panorama, es necesario implementar ecotecnologías que permitan recuperar la funcionalidad de los ecosistemas, aumentar la resiliencia y acelerar los procesos naturales de restauración ecológica, principalmente en áreas de difícil acceso y condiciones meteorológicas adversas (Piñeiro *et al.*, 2013; Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015).

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la efectividad de diferentes ecotecnologías en un bosque de Pino-Encino, mediante la supervivencia y crecimiento en diámetro basal y altura de una reforestación de *Pinus pseudostrobus* y el análisis de los principales factores ambientales que afectan su desarrollo a un año de su establecimiento en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

Como hipótesis se plantea que la implementación de ecotecnologías favorece la supervivencia y crecimiento de las reforestaciones e incide en los procesos de restauración ecológica.

Materiales y Métodos

Area de estudio

El área de estudio se localiza en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey, en el ejido Laguna de Sánchez, municipio de Santiago, Nuevo León (Fig. 1).

La vegetación de mayor extensión es Pino-Encino en donde dominan especies como: *Pinus pseudostrobus* Lindl., *Pinus teocote* Schiede ex Schldl., *Quercus rysophylla* Weath., *Quercus intricata* Trel., *Juniperus monosperma* (Engelm.) Sarg. Silva y *Rhus virens* Lindh. ex A. Gray (Alanís-Flores y Velazco-Macías, 2013).

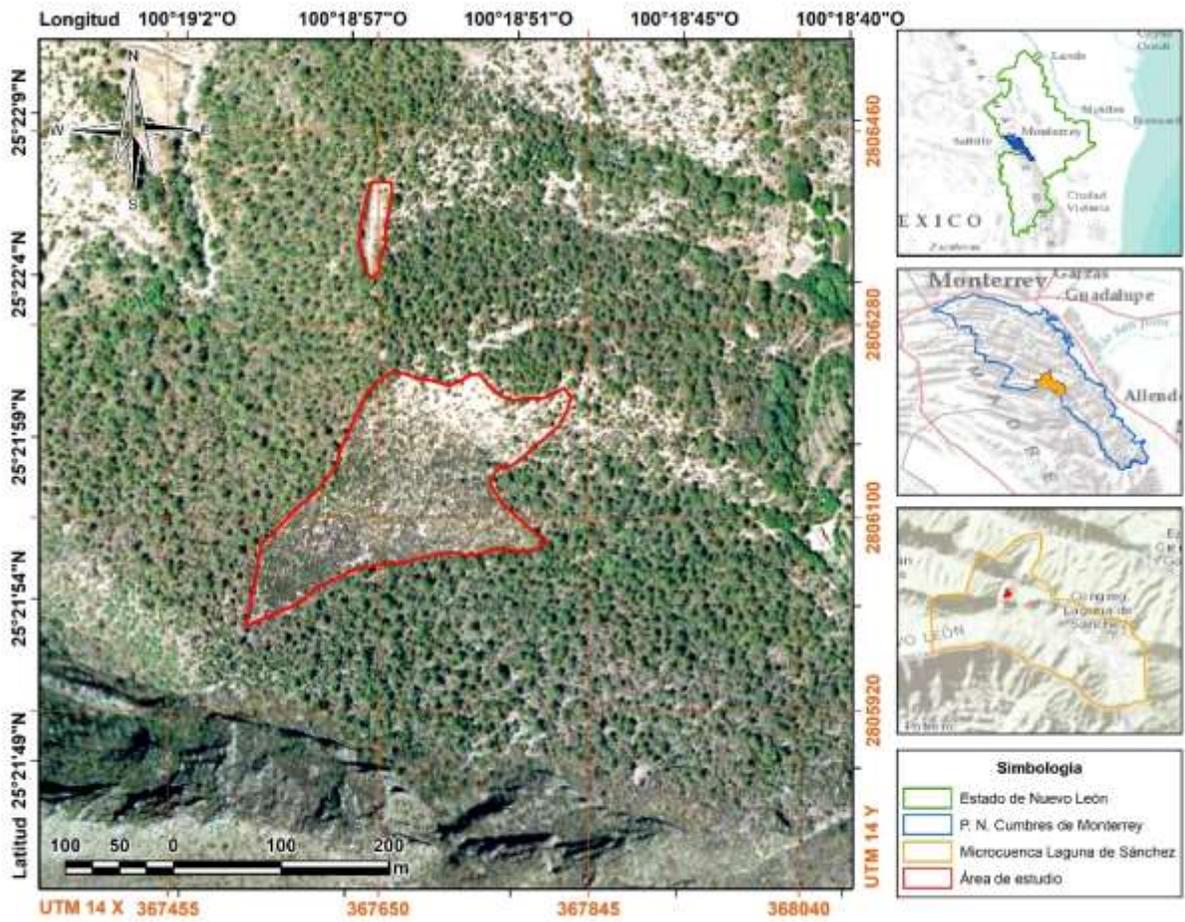


Figura 1. Área reforestada en el ejido Laguna de Sánchez, Santiago, N. L.

El clima representativo es Semicálido húmedo [(A)C(w1)], la precipitación del mes más seco menor de 40 mm y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% anual. El suelo dominante es Leptosol calcárico rendzico (LPcarz) y Phaeozem húmico léptico (PHhulen). La geología en el área es de tipo Caliza [Ki(cz)] y Lutita-Arenisca [Js(lu-ar)] (INEGI, 2019).

La temperatura promedio anual es de 24 °C y la precipitación media anual de 690 mm con más de 58 días con niebla (SMN, 2020). El intervalo altitud en la zona es de 1691 a 1841 msnm (CEM, 2020).

El área de estudio se caracteriza por presentar procesos de degradación, debido a la presión que se ha ejercido por el cambio de uso del suelo con fines agrícolas, ganaderos y la recurrencia de incendios forestales (Fig. 2A).

Las plantas utilizadas se adquirieron de un vivero de malla sombra ubicado en Laguna de Sánchez, Santiago, N. L. Los árboles fueron producidos fue en charolas de poliestireno de 77 cavidades, con un sustrato a base de peat-moss, agrolita, vermiculita y tierra de monte. La edad de las plántulas era de 9 meses, con un diámetro basal promedio de 3.8 mm y una altura de 23 cm (Fig. 2B)



Figura 2. Condición dominante del área de estudio (A) y características de las plantas (B)

Diseño experimental

Del 18 al 22 de septiembre de 2019 (época de lluvia), se diseñó y estableció una parcela experimental con una superficie de 5 ha, en la cual se realizó una reforestación de *Pinus pseudostrobus*, en combinación con diferentes ecotecnologías de restauración ecológica (Cuadro 1), distribuidas con un diseño de cuadrado latino con cuatro repeticiones (bloques).

En cada bloque se plantaron 200 individuos cada de 3 m entre planta y 3.5 entre hileras. En un total fueron plantados 4800 árboles distribuidos en 24 bloques.

Tabla 1. Descripción de las ecotecnologías implementadas

Ecotecnología	Descripción
1. Hidrogel (20 gr/planta)	Es un polímero compuesto por sustancias en estado coloidal con apariencia sólida, tiene la capacidad cambiar su estructura tridimensional para la absorción de agua y su liberación gradual (Ríos-Saucedo <i>et al.</i> , 2011; Landis y Haase, 2012; Crous, 2016; Abdallah, 2019)
2. Fertilizantes de liberación controlada (20 gr/planta)	Son fertilizantes solubles en agua revestidos por un polímero que tiene pequeños orificios por donde pasa el agua hacia el gránulo y lo disuelve para liberar lentamente el fertilizante (NPK) en un periodo de cinco a seis meses (Rose <i>et al.</i> , 2004; Haase <i>et al.</i> , 2007; Reyes-Millalón <i>et al.</i> , 2012; León-Sánchez <i>et al.</i> , 2016; Gibson <i>et al.</i> , 2019)
3. Micorrizas arbusculares (10 gr/planta)	Es un tipo de endomicorriza en la que el hongo penetra en las células corticales de las raíces de una planta vascular (Diaz <i>et al.</i> , 2010; Fajardo <i>et al.</i> , 2011; Lowenfels, 2017; Selvaraj <i>et al.</i> , 2019; Kilpelainen <i>et al.</i> , 2020; Tran <i>et al.</i> , 2020).
4. Malla atrapaniebla	Estructura de tubo de CPVC de 50 x 50 cm, recubierto con malla sombra de tipo Raschel 50%, instalada alrededor de los individuos, para condensar el agua de neblina y/o rocío [Fig. 3A] (Gabriel and Jauze, 2008; Estrela <i>et al.</i> , 2009; Ebner <i>et al.</i> , 2011; Valiente <i>et al.</i> , 2011; Domen <i>et al.</i> , 2014; Regalado and Ritter, 2017).
5. Riego de auxilio	Se transportó agua en bidones de 20 litros mediante animales de carga, debido a que en el área de reforestación no cuenta con vías de acceso

Ecotecnología	Descripción
(2 l/planta)	para vehículos. La aplicación del riego se realizó con mochilas aspersoras en periodos críticos de sequía cada dos meses [Fig. 3B] (Martínez y Del Río, 2012)
6. Reforestación tradicional (Testigo)	Se estableció una reforestación durante el periodo de lluvia, el cual se considera como testigo, debido a que carece de cuidados y se encuentra expuesto a las condiciones adversas del sitio (Grossnickle, 2012; Prieto <i>et al.</i> , 2018).



Figura 3. Malla atrapaniebla (A) y riego de auxilio (B)

Variables analizadas

El porcentaje de supervivencia se determinó por conteo directo de todas las plántulas vivas con respecto a las establecidas al inicio de la reforestación. El crecimiento se analizó mediante el muestreo de 30 sitios circulares de 100 m⁻² (5 sitios por tratamiento), debido a la dinámica de mortalidad de las plántulas.

En los sitios se evaluó el diámetro basal (mm), la altura (cm) y los principales factores ambientales en cada uno de los tratamientos, a los seis y doce meses del establecimiento. La disponibilidad de Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Potasio (K), el pH y la temperatura del suelo a una profundidad de 20 cm, se evaluó mediante un analizador digital de 3 vías Lustre Leaf 1835 y la intensidad luminosa (Klux) con un medidor de luz de amplio rango EA30 ®.

La velocidad de infiltración se determinó con un infiltrómetro de anillo simple de 21 cm de diámetro.

$$VIM = V / (A * t) \quad (1)$$

Dónde: VIM = velocidad de infiltración media ($\text{ml cm}^{-2} \text{min}^{-1}$); V = volumen de agua (ml); A = área interna del cilindro (cm^2) y t = tiempo de infiltración (min^{-1}).

Para la ecotecnología de malla sombra se evaluó la condensación del agua microscópica de neblina y/o rocío ($\text{l m}^{-2} \text{d}^{-1}$), mediante un neblinómetro de 1 m^{-2} con un bidón de 20 litros de almacenamiento.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar las diferencias significativas de diámetro basal y altura entre los tratamientos. Con la finalidad de identificar cuáles de las ecotecnologías presentan diferencia o similitud se realizó una prueba de comparación de medias (Tukey). Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete de SPSS 22.0 (IBM, 2013).

Resultados

De las ecotecnologías establecidas, el que presentó el más alto porcentaje de supervivencia a los 12 meses de establecimiento, fue el de malla atrapaniebla con un 93 %, riego de auxilio 64 %, hidrogel 58 %, micorrización 50 %, fertilizantes de liberación controlada 47 % y el testigo presentó una supervivencia de 35 %.

Se determinó que existen diferencias significativas en diámetro basal ($F = 13.576$, $P < 0.001$, $gl = 299$) principalmente entre las ecotecnologías de malla atrapaniebla, riego de auxilio, micorrización, fertilización, con respecto al hidrogel y el testigo (Fig. 4A).

Referente a la altura total ($F = 13.732$, $P < 0.001$, $gl = 299$), la diferencia se mantiene entre la malla atrapaniebla, riego de auxilio y fertilización, con relación a hidrogel, micorrización y el testigo (Fig. 4B).

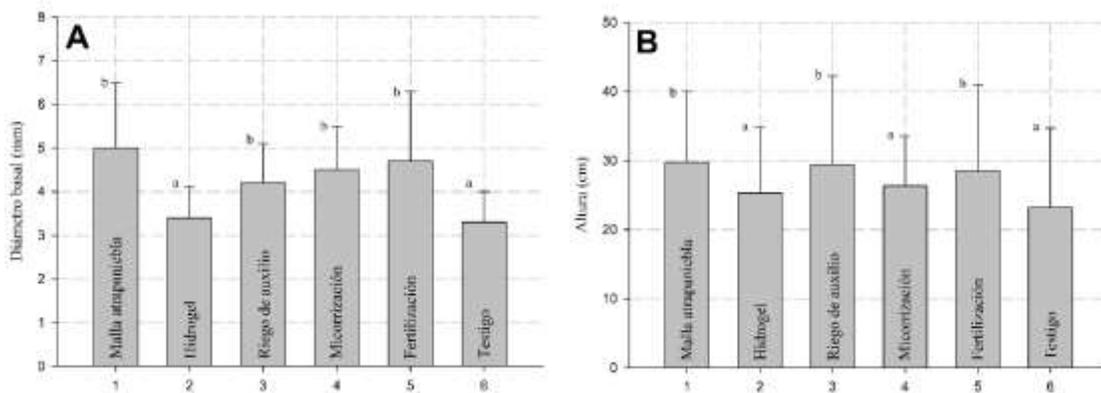


Figura 4. Crecimiento promedio en diámetro basal (A) y altura (B)

En el incremento de diámetro basal a los seis ($F = 9.284$, $P < 0.001$) y doce meses ($F = 10.413$, $P < 0.001$), se observó una diferencia significativa entre la malla sombra y el riego de auxilio con respecto a las otras ecotecnologías, la cual fue mucho más notoria a los doce meses del establecimiento de la

reforestación (Fig. 5A), mientras que en la altura a los seis (F = 1.563, P < 0.001) y a doce meses (F = 1.072, P < 0.001) la diferencia fue menor (Fig. 5B).

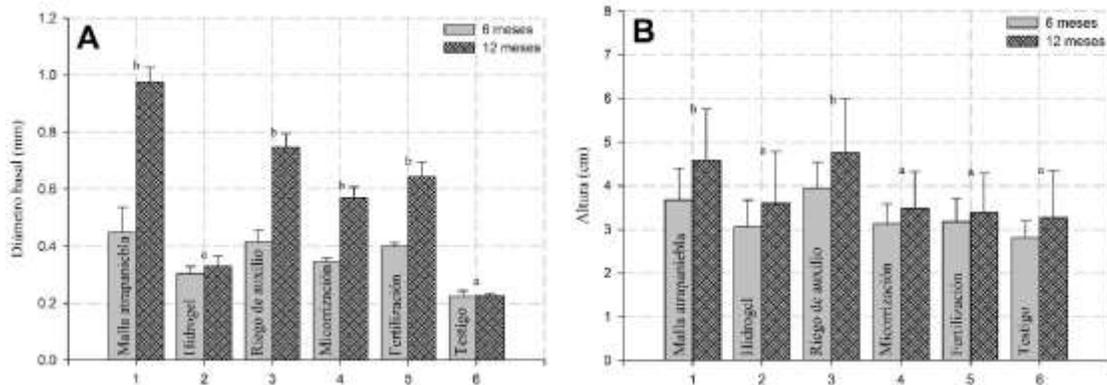


Figura 5. Incremento promedio en diámetro basal (A) y altura (B)

De las variables analizadas, el análisis de fertilidad mostro que el suelo en el área de estudio tiene valores de Nitrógeno y Potasio que oscilaron de 50 a 100 ppm y en Fósforo de 4 a 6 ppm.

El pH del suelo fue ácido con tendencia hacia la alcalinidad (6.6-7.0) y la temperatura del suelo a una profundidad de 20 cm osciló entre 18°- 24°C, mientras que la velocidad de infiltración presentó una tasa mínima de 2.52 y una máxima de 12.03 ml cm⁻² min⁻¹.

Se registró un incremento progresivo de la intensidad luminosa a partir de las 9:30 am (34 klux) alcanzando un punto máximo a las 2:00 pm (56 klux) con un descenso gradual. El neblinómetro registró una condensación promedio de 2.4 l m⁻² d⁻¹ de neblina y rocío, con un mínimo de 1.4 l m⁻² d⁻¹ en periodos de estiaje y 3.5 m⁻² d⁻¹ en periodos de lluvia.

En cuanto al costo-beneficio de la implementación de las ecotecnologías (Cuadro 2), se considera más económico y practico el uso de malla atrapaniebla, por el periodo de utilidad de 10 años y porcentaje de

supervivencia de 93%, en comparación con la reforestación tradicional con un 35% de supervivencia.

Tabla 2. Costo del uso de ecotecnologías en el área experimental

Ecotecnología	Planta	Insumo	Costo total*	Periodo de utilidad
Hidrogel	5,600	2,800	8,400	Un año
Fertilizantes de liberación controlada	5,600	3,399	8,999	Seis meses
Micorrizas arbusculares	5,600	5,000	10,600	Un año
Malla atrapaniebla	5,600	56,000	61,600	Diez años
Riego de auxilio	5,600	20,000	25,600	Un año
Reforestación tradicional	5,600	1,200	6,800	Un año

*Valores expresados en pesos mexicanos

Discusión

Los resultados de la supervivencia del presente estudio son similares a los reportados por Sigala-Rodríguez *et al.* (2015), quienes reportaron una supervivencia mínima de 45% y una máxima de 90 % para la misma especie a los 14 meses, en comparación con el 35% y 93 % de la presente investigación a los 12 meses de su establecimiento.

Mientras que (Barrera-Ramírez *et al.*, 2018) obtuvieron una supervivencia a los 12 meses de 60 % en plantas establecidas en el mes de julio, considerada como fecha temprana y el 65 % en agosto como fecha tardía, a los 24 meses se redujo en 50 % y 54 % y a los 36 meses el 30 % y 35 % respectivamente.

La precipitación registrada durante el periodo de evaluación fue de 811 mm, que se considera óptima para la supervivencia de las reforestaciones (Robles-Villanueva *et al.*, 2017), sin embargo, se concentra en pocos meses, dificultando su aprovechamiento, lo cual, repercute en la supervivencia de las plantas.

La evaluación de las propiedades químicas indica que el suelo enfrenta un proceso de pérdida de nutrientes, una tendencia hacia la alcalinidad (Corona-Rodríguez, 2019), así como una reducción en su capacidad de infiltración, siendo necesaria la implementación de actividades de acondicionamiento del terreno como zanjas trincheras, acordonamiento de residuos en curvas de nivel, remoción del suelo para incorporación de materia orgánica y reducción de la compactación (Prieto *et al.*, 2018).

Los fertilizantes de liberación controlada y las micorrizas arbusculares mejoran el desarrollo de las plantas, no obstante, requieren de humedad constante para la disolución gradual y transporte de sus nutrientes (Jaramillo y León 2005; Rodríguez *et al.*, 2009).

El hidrogel permite mantener la humedad en el suelo, para una asimilación gradual por las plantas; sin embargo, con las altas temperaturas y periodos cortos de precipitación, se ve limitada su efectividad, principalmente en zonas con pendientes vulnerables, desprovistas de vegetación y suelos compactos, siendo necesaria una continua hidratación (Ríos-Saucedo *et al.*, 2011; Crous, 2016; Abdallah 2019).

El riego de auxilio mejora la supervivencia con respecto al testigo, no obstante, los costos también incrementaron, debido a la falta de vías de acceso, lo cual hizo necesario el uso de animales de carga para el transporte del agua y de jornales para realizar el riego con mochilas aspersoras, situación que limita su implementación y practicidad en áreas poco accesibles (Martínez-De Azagra y Del Río, 2012; Martínez-Muñoz *et al.*, 2019).

Las estructuras de malla atrapaniebla funcionan como un sistema de microcaptación de agua, similar a la desarrollada por algunas plantas, que pueden sobrevivir en condiciones adversas, por la capacidad de condensar la neblina y rocío que se generan durante el día o la noche (Gabriel y Jauze, 2008; Ebner *et al.*, 2011; Nørgaard *et al.*, 2012).

Estas estructuras condensaron en promedio $2.4 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, valor superior a lo registrado en Falda Verde (Chile), en las montañas de los Andes (Colombia) y Padre Hurtado (Chile) con valores de 1.4, 1.9 y $2 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ respectivamente, pero inferior a El Tofo (Chile), Soutpansberg (Sudáfrica), Valencia (España), Tojquia (Guatemala) y Mejia (Perú) donde se registraron tasas de 2.9, 3.0, 3.3, 6.0 y $11.8 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Fessehaye *et al.*, 2014).

Adicional a la condensación del agua, las estructuras redujeron la intensidad luminosa hasta un 70%, mermando el estrés hídrico en épocas de estiaje y

contribuyendo en alto porcentaje de supervivencia del 93%, con incrementos de 0.97 mm en diámetro basal y 4.58 cm en altura a un año de su establecimiento.

La mayoría del agua que se cosecha de la neblina, es para uso doméstico, investigación y riego y pocos proyectos han enfocado su uso para los ecosistemas forestales, por este motivo, se considera como alternativa viable para la restauración ecológica de ecosistemas degradados, en condiciones climáticas adversas y de difícil acceso (Estrela *et al.*, 2009; Valiente *et al.*, 2011; Domen *et al.*, 2014; Regalado y Ritter, 2017).

En el presente estudio, la efectividad de las ecotecnologías, se vio afectada principalmente por la temperatura del suelo, la radiación promedio de 45 klux, que de acuerdo con Pal *et al.* (2013), dicho valor se encuentra por encima del óptimo (30 Klux), situación que repercute directamente en el desarrollo de las plantas.

Aunado a la baja capacidad de infiltración que en promedio fue 7.27 ml cm⁻² min⁻¹, la cual se encuentra por debajo de lo reportado por García-Hernández *et al.* (2007) en un bosque de Pino donde obtuvo un valor promedio de 17.66 ml cm⁻² min⁻¹, situación que reduce la efectividad de las ecotecnologías (Rose *et al.*, 2004; Diaz *et al.*, 2010; Reyes-Millalón *et al.*, 2012; Lowenfels, 2017; Gibson *et al.* 2019; Tran *et al.*, 2020).

Para asegurar el éxito de una reforestación como actividad principal de restauración ecológica, es importante considerar aspectos relacionados con el acondicionamiento del terreno, calidad de la planta, condiciones microclimáticas y fecha apropiada para el establecimiento; así como por las propiedades físico-químicas del suelo, radiación y condiciones topográficas (Ortega *et al.*, 2006; Omary, 2011; Grossnickle, 2012; Prieto *et al.*, 2018; Muñoz-Flores *et al.*, 2019).

Adicionalmente, deben estar acompañadas con ecotecnologías que mejoren la disponibilidad agua (Mongil-Manso, 2011; Valiente *et al.*, 2011), estrategias ecológicas que contribuyan a la disponibilidad de nutrientes (Tres y Reis, 2009; Bulot *et al.*, 2017) y que generen asociación entre grupos de plantas funcionales (Muler *et al.*, 2018; Vásquez-Valderrama y Solorza-Bejarano, 2018), considerándose como una inversión a largo plazo.

Los resultados de la investigación, apoyan la hipótesis planteada, ya que el uso de ecotecnologías, principalmente la malla atrapaniebla, tuvo un impacto positivo en la sobrevivencia y crecimiento de las plántulas comparada con las reforestaciones tradicionales.

Bibliografía

- Abdallah, A. M. 2019. The effect of hydrogel particle size on water retention properties and availability under water stress. *International Soil and Water Conservation Research*. 7: 275-285. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.001>
- Aguilar-Garavito M. y W. Ramírez (Editores). 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Editorial Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia. 250 p. ISBN: 978-958-8889-30-6
- Alanís-Flores, G. y C. Velazco-Macías. 2013. Tipos de Vegetación. *In: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá Garza. 2013. Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Primera Edición. Linares, N.L., México. pp. 117-126. ISBN: 978-607-27-0074-2.*
- Barrera-Ramírez, R., R. López-Aguillón y H. J. Muñoz-Flores. 2018. Supervivencia y crecimiento de *Pinus pseudostrobus* Lindl., y *Pinus montezumae* Lamb. en diferentes fechas de plantación. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 9: 323-341. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.245>
- Bulot, A., K. Potard., F. Bureau., A. Berard y T. Dutoit. 2017. Ecological restoration by soil transfer: impacts on restored soil profiles and topsoil functions. *Restoration Ecology*. 25: 354 - 366. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12424>.
- Burney, O., A. Aldrete., R. Álvarez-Reyes., J. A. Prieto-Ruíz., J. R. Sánchez-Velázquez y J.G. Mexal. 2015. México-Addressing challenges to reforestation. *Journal of Forestry*. 113: 404-413, DOI: <https://doi.org/10.5849/jof.14-007>.
- Cantú-Ayala, C., S. Ortiz-Hernández y M. Rovalo-Merino. 2013. Consideraciones Finales. *In: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá Garza. 2013.*

- Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Primera Edición. ISBN: 978-607-27-0074-2. Linares, N.L., México. pp. 411-414.
- Carabassa, V., A. Achotegui-Castells., X. Domene y J. Alcañiz. 2019. The Cocoon System: Ecotechnology for Ecological Restoration and Rainfed Agriculture in the Mediterranean Basin. *Proceedings*. 30: 1-33. DOI: <https://doi.org/10.3390/proceedings2019030033>
- CEM. 2020. Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM) Nuevo León a 15m. Formato BILL. <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/> (consultado el 25 de marzo de 2020)
- Corona-Rodríguez, A. 2019. Propiedades químicas de los suelos en el bosque semideciduo mesófilo de la Estación Experimental Agroforestal de Guisa, Cuba. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*. 14: 263-275. ISSN: 1996–2452
- Crous, J. W. 2016. Use of hydrogels in the planting of industrial wood plantations. *Southern Forests*. 79 (3), 1–17, DOI: <https://doi.org/10.2989/20702620.2016.1221698>
- Da Silva, D. A., A. Silva y H. R. Gheyi. 1981. Irrigação por cápsulas porosas III: Avaliação Técnica do método por pressão hidrostática. In: *Pequena irrigação para o trópico semi-árido: Vazantes e cápsulas porosas*. EMBRAPA-Centro de Pesquisa Agropecuaria Do Trópico Semi-Árido. Petronila, Brasil. *Boletim de Pesquisa* 3:20-42. ISSN: 0100-8951
- Diaz, G., C. Carrillo y M. Honrubia. 2010. Mycorrhization, growth and nutrition of *Pinus halepensis* seedlings fertilized with different doses and sources of Nitrogen. *Annals of Forest Science*. 67: 405-413, DOI: <https://doi.org/10.1051/forest/2009125>
- Domen, J. K., W. T. Stringfellow., M. K. Camarillo y S. Gulat. 2014. Fog water as an alternative and sustainable water resource. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 16: 235–249, DOI: <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0645-z>
- Droneseed. 2019. Drone reforestation. <https://www.droneseed.com/> (consultado

el 20 de agosto de 2020)

- Dudley, N y S. Stolton. 2003. Running Pure: The importance of forest protected areas to drinking water. World Bank / WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use. 112 p. ISBN: 2-88085-262-5
- Ebner, M., T. Miranda y A. Roth-Nebelsick. 2011. Efficient fog harvesting by *Stipagrostis sabulicola* (Namib dune bushman grass). Journal of Arid Environments. 75, 524-531. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.01.004>
- Estrela, M. J., J. A. Valiente., D. Corell., D. Fuentes y A. Valdecantos. 2009. Prospective use of collected fog water in the restoration of degraded burned áreas under dry Mediterranean conditions. Agricultural and Forest Meteorology. 149: 1896–1906, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.06.016>
- Fajardo, L., G. Cuenca., P. Arrindell., R. Capote y Z. Hasmy. 2011. El uso de los hongos micorrízicos arbusculares en las prácticas de restauración ecológica. Interciencia. 36: 931-936. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=339/33921507010> (consultado el 20 de agosto de 2020)
- Fessehaye, M., T. Gherezghiher., S.A. Abdul-Wahab., M. J. Savage., T. Kohler y H. Hurni. 2014. Fog-water collection for community use. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 29: 52–62. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.063>
- Gabriel, G. y L. Jauze. 2008. Fog water interception by *Sophora denudata* trees in a Reunion upper-montane forest, Indian Ocean. Atmospheric Research, 87: 338 – 351, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2007.11.014>
- García-Hernández, M. A., M. A. García-Hernández., I. Castellanos-Vargas., Z. Cano-Santana y C. M. Peláez-Rocha. 2007. Variación de la velocidad de infiltración media en seis ecosistemas inalterados. Terra latinoamericana, 26: 21-27. ISSN 2395-8030
- Gibson, E. L., E. De Oliveira., A.R. Dos Santos., E. F. Araújo y M. V. Winckler.

2019. Controlled-Release fertilizer on growth of *Melanoxylon brauna* Schott Seedlings. *Floresta e Ambiente*, 26: 1-7. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.041818>
- Groasis. 2014. Growboxx® plant cocoon. The Netherlands. <https://www.groasis.com/es> (consultado el 15 de septiembre de 2019)
- Grossnickle, S. C. 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. *New Forests*, 43:711–738, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6>
- Haase, D. L., P. Alzugaray., R. Ros y D. F. Jacobs. 2007. Nutrient-Release Rates of Controlled-Release Fertilizers in Forest Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 38: 739-750, DOI: <https://doi.org/10.1080/00103620701220692>
- INEGI. 2019. Conjuntos de datos vectoriales de información topográfica escala 1:250 000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Nuevo León Serie VI. Aguascalientes, México. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463776895> (consultado el 10 de julio de 2020)
- Jaramillo, S. B y J. D. León J. D. 2005. Pérdidas de suelo y nutrientes en ecosistemas forestales de la microcuenca La Murciélago, Piedras Blancas, Antioquia. *Gestión y Ambiente*. 8: 125-140. DOI: <https://doi.org/10.15446/ga>
- Kilpelainen, J., P. J. Aphalo y T. Lehto. 2020. Temperature affected the formation of arbuscular mycorrhizas and ectomycorrhizas in *Populus angustifolia* seedlings more than a mild drought. *Soil Biology and Biochemistry*. 146: 1-12, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107798>
- Landis, T. C y D. L. Haase. 2012. Applications of hydrogels in the nursery and during outplanting. In: Haase DL, Pinto JR, Riley LE. National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations. Fort Collins (CO): USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Proceedings RMRS-P-68. 53-58.

- León-Sánchez, M. A., J. L. Reyes-Pozo., G. Herrero-Echevarría y V. E. Pérez-León. 2016. Efecto de la fertilización sobre el crecimiento en diámetro y altura de *Pinus caribea* en plantaciones del occidente de Cuba. *Madera y Bosques*. 22: 87-101, doi: 10.21829/myb.2016.2231115
- Lowenfels, J. 2017. *Teaming with fungi: the organic grower's guide to mycorrhizae*. Timber Press, Inc. Portland, Oregon. ISBN: 978-1-60469-729-2
- Martínez, A y J. Del Río. 2012. Los riegos de apoyo y de socorro en repoblaciones forestales. *Foresta*. 54: 32-44. ISSN 1575-2356
- Martínez-Muñoz, M., L. Gómez-Aparicio e I. M. Pérez-Ramos. 2019. Técnicas para promover la regeneración del arbolado en dehesas mediterráneas. *Ecosistemas* 28: 142-149. DOI: <https://doi.org/10.7818/ECOS.1798>
- Méndez-Barrera, A. 2012. Natural Protected Areas in Mexico: Provision of Ecosystem Services to Inhabitants. *International Journal of Wilderness*. 18: 25-30. ISSN: 1086-5519.
- Mexal, J., R. A. Cuevas y T. D. Landis. 2008. Reforestation success in central Mexico: factors determining survival and early growth. *Tree Planters' Notes*. 53: 16-22.
- Mongil-Manso, J. 2011. Técnicas tradicionales de recolección de agua: posibilidades de empleo en la restauración forestal. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*. 32: 123-128. ISSN: 1575-2410.
- Muler, A. L., C. A. Canham., E. J. B. Van Etten, W. D. Stock y R. H. Froend. 2018. Using a functional ecology approach to assist plant selection for restoration of Mediterranean woodlands. *Forest Ecology and Management*, 424: 1–10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.032>
- Muñoz-Flores, H. J., J. T. Sáenz-Reyes., R. Barrera-Ramírez., J. Hernández-Ramos., J. J. García-Magaña y D. Castillo-Quiroz. 2019. Planting dates and their influence on the development of *Pinus pseudostrobus* Lindl., in Michoacán, Mexico. *Revista BioCiencias*. 6: 1-16, DOI:

<https://doi.org/10.15741/revbio.06.01.07>

- Natuureducatie. 2015. Tiny Forest. <https://www.ivn.nl/tinyforest> (consultado el 10 de junio de 2019)
- Nørgaard, T., M. Ebner y M. Dacke. 2012. Animal or Plant: Which Is the Better Fog Water Collector? PLoS ONE. 7: 1-4. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0034603>
- Omary, A. A. 2011. Effects of aspect and slope position on growth and nutritional status of planted Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) in a degraded land semi-arid areas of Jordan. New Forests. 42: 285–300. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-011-9251-2>
- Ortega, U., J. Majada., A. Mena P., J. Sánchez Z., N. Rodríguez I., K. Txarterina, J. Azpitarte y M. Duñabeitia. 2006. Field performance of *Pinus radiata* D. Don produced in nursery with different types of containers. New Forests 31:97–112. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-004-7364-6>
- Ortega–Rubio, A., M. J. Pinkus-Rendón e I. C. Espitia-Moreno (Editores). 2015. Las Áreas Naturales Protegidas y la Investigación Científica en México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C, Universidad Autónoma de Yucatán y Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México. 572 p. ISBN: 978-607-424-558-5
- Pal, S. W., N. K. Singh y K. Azam. 2013. Evaluation of Relationship between Light Intensity (Lux) and Growth of *Chaetoceros muelleri*. Oceanography. 1: 1-4. DOI: <https://doi:10.4172/2332-2632.1000111>
- Piñeiro, J., F.T. Maestre., L. Bartolomé y A. Valdecantos. 2013. Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: A meta-analysis of field experiments. Ecological Engineering, 61: 133-144. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.066>
- Prieto, J. A., A. Duarte., J. R. Goche., M. M. González y M. A. Pulgarín. 2018. Supervivencia y crecimiento de dos especies forestales, con base en la morfología inicial al plantarse. Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 9: 151-168. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.182>
- Regalado C. M y A. Ritter. 2017. The performance of three fog gauges under

- field conditions and its relationship with meteorological variables in an exposed site in Tenerife (Canary Islands). *Agricultural and Forest Meteorology*, 233, 80-91. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.11.009>
- Reyes-Millalón, J., V. Gerding y O. Thiers-Espinoza. 2012. Fertilizantes de liberación controlada aplicados al establecimiento de *Pinus radiata* D. DON en Chile. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18: 313-328, DOI: <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2011.08.060>
- Ríos-Saucedo, J. C., M. Rivera-González., L. M. Valenzuela-Nuñez., R. Trucios-Caciano y R. Rosales-Serna. 2011. Diagnóstico de las reforestaciones de mezquite y métodos para incrementar su sobrevivencia en Durango, México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 11: 63-67. ISSN: 2007-526X.
- Robles-Villanueva, F., D. A. Rodríguez-Trejo y A. Villanueva-Morales. 2017. Calidad de planta y supervivencia en reforestación de *Pinus montezumae* Lamb. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 8: 55-76. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i42.19>
- Rodríguez J. A., I.C. Sepúlveda., J. C. Camargo-García y J. H. Galvis-Quintero. 2009. Pérdidas de suelo y nutrientes bajo diferentes coberturas vegetales en la zona Andina de Colombia. *Acta Agronómica*. 58: 160-166. DOI: <https://doi.org/10.15446/acag>
- Román-Cuesta, R. M y J. Martínez-Vilalta. 2006. Effectiveness of Protected Areas in Mitigating Fire within Their Boundaries: Case Study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology* 20: 1074–1086. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00478.x>
- Rose, R., D. L. Haase y E. Arellano. 2004. Fertilizantes de entrega controlada: potencial para mejorar la productividad de la reforestación. *Bosque*, 25 (2), 89-100. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002004000200009>
- Rovalo-Merino, M., J. Pérez-Cantú, S. Valenzuela-Pérez y M. de la Maza-Benignos. 2013. Restauración Ecológica. *In: Cantú-Ayala, C., M. Rovalo-*

- Merino., J. Marmolejo-Moncivais., S. Ortiz-Hernández y F. Serriñá Garza. 2013. Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey, México. UANL-CONANP. Primera Edición. ISBN: 978-607-27-0074-2. Linares, N.L., México. pp. 371-383.
- Sánchez R, J. A y E. Furrázola. 2018. Ecotecnologías para la restauración ecológica: los tratamientos de semillas y las micorrizas. Editorial Academia, La Habana, 119 p. ISBN: 978-959-270-385-8
- Sánchez-Sánchez, J., R. Ortega-Oller., M. Hervás-Muñoz., M. F. Padilla-Ruiz y F. I. Pugnaire-De Idaola. 2004. El microrriego, una técnica de restauración de la cubierta vegetal para ambientes semiáridos. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales. 17: 109-112. ISSN: 1575-2410
- Selvaraj, A., K. Thangavel y S. Uthandi. 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi (*Glomus intraradices*) and diazotrophic bacterium (*Rhizobium* BMBS) primed defense in blackgram against herbivorous insect (*Spodoptera litura*) infestation. Microbiological Research. 231: 1-11. DOI: 10.1016/j.micres.2019.126355
- Sigala-Rodríguez, J. A., M. A. González-Tagle y J. Jiménez-Pérez. 2015. Supervivencia en plantaciones de *Pinus pseudostrobus* Lindl., en función del sistema de producción y precondicionamiento en vivero. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 6: 20-31. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v6i30.205>
- SMN. 2020. Normales climatológicas Estación 19033, Laguna de Sánchez, Santiago, Nuevo León. Servicio Meteorológico Nacional (SMN). <https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=nl> (consultado el 10 de enero de 2020)
- Tran, C., S. J. Watts-Williams., R. J. Smernik y T. R. Cavagnaro. 2020. Effects of plant roots and arbuscular mycorrhizas on soil phosphorus leaching. Science of the Total Environment, 722: 1-9, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137847>
- Treagator. 1989. Treagator Watering Bags.

<https://www.treegator.com/index.html> (consultado el 20 de enero de 2019)

Tres, D. R y A. Reis. 2009. Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. *Biotemas*. 22: 59-71. DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n4p59>.

Valiente, J. A., M. J. Estrela., D. Corell., D. Fuentes., A. Valdecantos y M. J. Baeza. 2011. Fog water collection and reforestation at a mountain location in a western mediterranean basin region: Air-mass origins and synoptic analysis. *ERDKUNDE*, 65: 277-290, DOI: <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2011.03.05>

Vásquez-Valderrama M y J. Solorza-Bejarano. 2018. Agrupación funcional de especies vegetales para la restauración ecológica de ecosistemas de montaña, Bogotá, Colombia. *Colombia Forestal*, 21 (1), 5-17, DOI: <https://doi.org/10.14483/2256201X.11730>

CONCLUSIONES GENERALES

La exclusión de actividades productivas en áreas naturales protegidas, no garantiza la conservación de la biodiversidad ni el funcionamiento óptimo de los servicios ambientales, debido a que existen factores externos que ponen en riesgo la integridad de los ecosistemas, como la presencia recurrente de incendios forestales que merman la capacidad de resiliencia y aumentan la vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos.

Para asegurar el éxito de una reforestación como actividad principal de restauración ecológica, es importante considerar aspectos relacionados con el acondicionamiento del terreno, calidad de la planta, condiciones microclimáticas y fecha apropiada para el establecimiento. Deben estar acompañadas con ecotecnologías que permitan la disponibilidad agua, estrategias ecológicas que mejoren disponibilidad de nutrientes y que generen asociación entre grupos de plantas funcionales.

Las estructuras de malla sombra permiten la captación de neblina y/o rocío, generan condiciones microclimáticas que aumentan la supervivencia, permiten un mayor crecimiento en diámetro y altura.

Su transporte y establecimiento es práctico, lo que, permite su uso en condiciones de topografía accidentada, de baja precipitación y difícil recuperación natural, siendo potencialmente una ecotecnología viable para los procesos de restauración ecológica.