



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE
PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACTORES QUE AFECTAN EL
ESTABLECIMIENTO TEMPRANO DE ÁRBOLES
NATIVOS EN UNA PLANTACIÓN DE
RESTAURACIÓN DEL BOSQUE DE NIEBLA EN EL
CENTRO DE VERACRUZ, MÉXICO.

Tesis que para obtener el título de

LICENCIADA EN BIOLOGÍA

PRESENTA:

DULCE CARMINA VIVAR VÁZQUEZ

DIRECTORA:

DRA. FABIOLA LÓPEZ BARRERA

ABRIL, 2022



ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	4
RESUMEN	7
1. INTRODUCCIÓN	9
2. ANTECEDENTES Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	11
2.1 Restauración forestal	11
2.2 Uso de especies nativas en las prácticas de restauración	12
2.3 Restauración del Bosque de Niebla	14
3. OBJETIVOS	22
3.1 General	22
3.2 Específicos	22
4. HIPÓTESIS	23
5. MÉTODOS	24
5.1 Sitio de Estudio	24
5.1.1 Características generales del municipio de Coatepec	24
5.1.2 Sitio de restauración	25
5.2 Diseño experimental y fase de campo	25
5.2.1 Distribución de las plantaciones	25
5.3 Mediciones de las plantaciones	27
5.3.1 Supervivencia	27
5.3.2 Crecimiento	32
5.4 Caracterización del micrositio de siembra	32
5.5 Características de las especies sembradas	33
5.5.1 Edad estimada de las plántulas sembradas	33
5.6 Análisis estadísticos	35

5.6.1 Sobrevivencia.....	35
5.6.2 Tasa de crecimiento.....	36
6. RESULTADOS.....	37
6.1 Desempeño general de la plantación de restauración	37
6.2 Caracterización de los micrositos de siembra	38
6.3 Acciones de resiembra.....	41
6.4 Sobrevivencia	42
6.5 Causas de mortalidad	44
6.6 Crecimiento	46
7. DISCUSIÓN	52
7.1 Sobrevivencia	52
7.1.1 Factores que afectan la sobrevivencia.....	53
7.2 Crecimiento	55
7.2.1 Factores que afectan el crecimiento	57
8. CONCLUSIONES	59
9. REFERENCIAS.....	60
10. ANEXOS.....	67
Anexo 1. Registro fotográfico por especie	67
Anexo 2. Apertura de sendero	69
Anexo 3. Zona de inundación.....	70

AGRADECIMIENTOS

Es imposible resumir en unas cuantas líneas lo feliz y agradecida que me siento por estar aquí, culminando esta etapa de mi vida que mucho me ha dejado, mi etapa universitaria. Sin duda llegar hasta aquí no ha sido fácil, esto ha sido el resultado del esfuerzo conjunto de múltiples personas que han participado en mi desarrollo profesional, pero sobre todo personal. Pues creo fielmente que, aquello que somos por dentro, será en consecuencia lo que seremos por fuera, y esto dictará el rumbo de nuestros pasos en cada esfera de nuestra vida.

Antes de ponerme sentimental quiero extender mi agradecimiento a las personas que con su esfuerzo y dedicación pusieron la última piedra para concluir formalmente este proceso de titulación.

Primeramente, agradezco a la Dra. Fabiola López Barrera, quien bajo su dirección, enseñanzas, dedicación y paciencia, se realizó y concluyó de manera efectiva este trabajo de tesis.

Al equipo de trabajadores del Jardín Botánico del Instituto de Ecología, A.C. “Francisco Javier Clavijero”, principalmente al M. en C. Carlos Iglesias, por coordinar la siembra y el mantenimiento de la plantación de restauración.

A Néstor por todo su apoyo en la ejecución del trabajo de campo fungiendo como guía y participando en la toma de datos.

Al Dr. Carlos Alberto Ruíz Jiménez y a la Dra. Etelvina Gándara Zamorano, por su tiempo y comentarios, a bien de mejorar el resultado final de este trabajo.

A mi querido y entrañable amigo Cristian Moran Titla, a quien estoy eternamente agradecida por su invaluable apoyo, pues aún sin conocerme accedió a asistirme con asesorías en estadística, su conocimiento es inmenso, y su calidad humana lo es aún más.

Ahora quiero agradecer a las personas que de alguna manera han contribuido en mi desarrollo personal y, en consecuencia, que el día de hoy esté aquí escribiendo esto. Si bien, no alcanzaré a nombrar a todos, porque eso implicaría hacer otras 60 páginas exclusivamente de agradecimientos. Sin embargo, quiero que sepan que los llevo conmigo en enseñanzas, palabras y cariño.

Sin lugar a duda, quien ocupa el primer lugar en esta larga lista es mi familia. Su apoyo incondicional ha sido fundamental en la realización de todo en cuanto he soñado. Creo fielmente que allá en donde quiera que vayas tus raíces te sostienen, y las mías son fuertes, mi familia ha sido el semillero de valores, fuerza, amor, ideales y lucha. Agradezco infinitamente a mi madre Alejandra Vázquez, por ser la mujer guerrera que rompió esquemas y abrió el camino para las mujeres que vienen detrás, gracias a su valentía, ahora soy una mujer que puede hacer ciencia, y gracias a su sensibilidad y sabiduría aprendí el significado de la empatía. A mi padre Álvaro Vivar, de quien he aprendido el significado de la perseverancia, y quien ha cultivado la lucha y defensa de mis ideales. A mis hermanas y hermano con quienes he crecido y compartido todo. Gracias a ustedes, familia estoy aquí, creciendo.

Quiero agradecer a mi segunda familia, a quienes conocí en diferentes momentos, transitando por diferentes lugares, a ustedes que me han acompañado a lo largo de esta travesía y han sido hogar aun cuando he estado lejos de casa. De ustedes he aprendido el valor de la amistad, agradezco todas y cada una de sus palabras, confianza y apoyo: Esther Avendaño, Cesar Huitzil, Jaime García, Dulcee Stephanie, Rocío Sagahón, Roy Lee, Jenny Paola, Cristian Morán, Cristian Cano, Guadalupe Castañeda, Lilia Zaragoza y Merwin Rojas.

Por supuesto, no puedo cerrar sin antes manifestar mi eterno agradecimiento a La Madre Tierra, quien me ha permitido mirarla, recorrerla, conocerla. En ella he encontrado la alegría de descubrir lo nuevo, la vocación y el deseo de protegerla.

A las aves, por traer paz y calma en todo momento, y por enseñarme el sabor de la libertad.

*¿Qué sería de los cielos sin el vuelo libre de las aves?
¿Qué sería de los prados sin sus cantos sincronizados?
¿Qué sería de la vista sin el deleite de su plumaje?
Y ¿qué sería de mí sin la alegría y el deseo de mirarles?*

-Dulce Vivar-

RESUMEN

En México, el bosque de niebla ocupa aproximadamente 1% de la superficie total del país y es el tipo de vegetación más diverso por unidad de área. Sin embargo, desde el 2002 más del 50% del área original de este bosque ya ha sido reemplazada por tierras agrícolas y urbanas, y una alta proporción de lo que queda se encuentra degradado. Como consecuencia, del total de 762 especies arbóreas que habitan en el bosque de niebla, casi tres cuartas partes se encuentran en una categoría de riesgo. Ante este escenario, urge implementar estrategias de restauración que mitiguen la pérdida de este ecosistema y que permitan recuperar las poblaciones de especies amenazadas. Por ello, este proyecto de investigación evaluó el establecimiento temprano (sobrevivencia y crecimiento) de una plantación mixta (de 18 especies arbóreas nativas del bosque de niebla) en un potrero abandonado ubicado al margen de un río.

Además, se evaluaron los factores asociados del micrositio al inicio de la siembra que pueden afectar diferencialmente el establecimiento. Catorce de las especies estudiadas tienen una categoría de riesgo respecto a su conservación. Los resultados después de 7 meses de monitoreo muestran que las especies estudiadas pueden establecerse con un relativo éxito en un potrero heterogéneo (88.8% sobrevivencia).

Las especies que presentaron mayor sobrevivencia y crecimiento fueron *Quercus germana*, *Q. sartorii* y *Meliosma alba*. Existen factores que modulan el establecimiento temprano de las especies. Las plántulas de mayor altura (60 -100 cm) tienen más probabilidad de sobrevivir que aquellas de menor tamaño (15 - 50 cm). Por lo que se recomienda sembrar plántulas mayores a los 60 cm de altura. Así también, la sobrevivencia es mayor en micrositios que al inicio de la plantación tenían una mayor altura del estrato herbáceo (>20 cm).

En el caso del crecimiento, las plántulas tuvieron mayores incrementos en altura cuando fueron sembrados en micrositios con menor suelo expuesto o suelo desnudo, reflejando posiblemente micrositios con mayor cobertura de pastos, mayor

desarrollo del suelo y menor pedregosidad subterránea. En cuanto al aumento del diámetro basal de las plántulas, este fue mayor cuando las plantas se sembraron en micrositios que al inicio tenían mayor cobertura de hierbas y pastos y cuando este estrato era más alto. Se discutieron las implicaciones de estos resultados para las prácticas de restauración.

Palabras clave: Potrero, ribereña, plántulas, sobrevivencia, crecimiento.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas nativos poseen un alto valor biológico, social y económico, ya que representan un gran reservorio de la diversidad biológica, pero además proporcionan bienes (medicinas, fibras, madera, alimento, etc.) y servicios (regulación atmosférica, calidad de agua, fertilidad de suelos, etc.) que son de suma importancia para mantener nuestra existencia y calidad de vida (SER, 2004).

Actualmente muchos de los ecosistemas naturales han sufrido alteraciones en su composición, estructura y función debido a factores de cambio, ya sean directos como el cambio de uso de suelo, la fragmentación, degradación, invasión de especies exóticas, o bien, por factores de cambio indirectos como lo es el cambio climático (López-Barrera *et al.*, 2017).

Para revertir la pérdida de los ecosistemas, es necesario instrumentar un conjunto de acciones o intervenciones planificadas que conformen una estrategia para conservar los pocos ecosistemas nativos y mejorar las condiciones de los sistemas degradados. A las acciones para asistir la recuperación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos se le conoce como restauración ecológica, la cual incluye diversas estrategias, dependiendo los objetivos que se persigan y hasta donde sea posible recuperar el sistema degradado (Carabias *et al.*, 2007).

Formalmente, la restauración ecológica se define como el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido y es reconocida a nivel mundial como un proceso para mitigar los efectos del cambio global e incrementar el capital natural (SER, 2004).

En las últimas dos décadas, la pérdida de bosques nativos a nivel mundial ha sido considerablemente alta. El planeta perdió un área de cobertura arbórea más grande que el Reino Unido en 2020, incluidas más de 4.2 millones de hectáreas de bosques tropicales primarios. La pérdida de esta cobertura aumentó tanto en los trópicos como en las regiones templadas, pero la pérdida fue mayor en los bosques tropicales primarios (WRI, 2021). La mayor parte de esta transformación (45%) se

debe a la conversión a potreros. Ante este escenario, la intervención para la recuperación del bosque nativo a través del establecimiento de plantaciones mixtas ha sido una estrategia importante para su restauración.

Las plantaciones mixtas deben idealmente incluir una composición de especies con estados sucesionales intermedios y tardíos, así como especies amenazadas, esto con un doble propósito; acelerar la recuperación del bosque y conservar las especies amenazadas (Lamb y Gilmour, 2003).

El monitoreo de estas plantaciones nos permite entender cómo responden las diferentes especies y en particular, como los factores a nivel del micrositio de siembra intervienen en el establecimiento temprano de las especies arbóreas en plantaciones de restauración.

Este proyecto de investigación busca evaluar el establecimiento temprano de árboles en una plantación mixta y en particular, determinar los factores asociados al micrositio de siembra que afectan el establecimiento de las plántulas sembradas. Esto nos permitirá documentar formalmente la respuesta de las diferentes especies utilizadas en las técnicas de restauración. Por ser especies catalogadas en alguna categoría de riesgo, el monitoreo representa una fuente importante de información que conduzca el mejoramiento de las técnicas de restauración y guíe su aplicación futura.

2. ANTECEDENTES Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Restauración forestal

Los bosques ocupan un tercio de la superficie total del planeta (31%) cubriendo 4 060 millones de hectáreas (ha) y albergan casi el 80% de la biodiversidad terrestre mundial (FAO, 2020). Sin embargo, esta biodiversidad está seriamente amenazada por la deforestación, la degradación forestal y el cambio climático. Se estima que de 1990 al 2020 se perdieron 420 millones de ha de bosque en todo el mundo a causa de la deforestación, además, entre 2015 y 2020 la tasa de deforestación fue de 10 millones de ha al año (FAO y PNUMA 2020). Más de 100 millones de hectáreas de bosques se están viendo afectadas por incendios forestales, plagas, enfermedades, especies invasoras, sequías y fenómenos meteorológicos adversos. La expansión agrícola sigue siendo la principal causa de deforestación, fragmentación y pérdida de biodiversidad (FAO y PNUMA 2020).

Esta grave situación ha colocado a la restauración ecológica como una actividad prioritaria y se han establecido ambiciosos compromisos globales como la Convención de Diversidad Biológica, la Iniciativa 20x20 que busca iniciar procesos de restauración a nivel mundial, hasta ahora 17 países de América Latina y el Caribe y tres programas regionales se han comprometido a comenzar a proteger y restaurar más de 50 millones de ha de tierras degradadas para 2030 (FAO, 2019; UICN, 2020; Initiative 20x20, 2021).

México es partícipe de estos compromisos globales; a pesar de que se encuentra entre los cinco países con mayor biodiversidad a nivel mundial (CONABIO, 2006), también ocupa uno de los primeros lugares en tasas de deforestación en el mundo (Global Forest Watch, 2021). Se estima que de 1990 a 2015 el país perdió anualmente en promedio el 0.7% de los bosques primarios, es decir, 17.5% en 25 años (FAO, 2015). Más recientemente la CONAFOR reportó que en el periodo 2001-2018 se perdieron en promedio 212 070 ha al año (CONAFOR, 2020). En nuestro país, el 94% de la pérdida de bosques corresponde a la conversión a pastizales (74%), con una pérdida de 157 528 ha/año, seguida de la

agricultura (20%) con 42 785 ha/año (CONAFOR, 2020). La degradación forestal se debe principalmente a la tala ilegal, tala selectiva, incendios forestales y cambio climático.

Ante este contexto, en México urge establecer prácticas de restauración de bosques nativos eficientes y para que esta práctica tenga bases sólidas debemos avanzar en la ecología de la restauración en nuestro país, un área científica que ha crecido exponencialmente en las dos últimas décadas (López-Barrera *et al.*, 2017; Calva y Pavón, 2018). La finalidad de las intervenciones de restauración forestal es acelerar los procesos de sucesión vegetal, fomentando una recuperación de la diversidad y los procesos ecológicos con la mayor fidelidad posible. Por ello, la restauración ecológica se fundamenta en la comprensión de los procesos ecológicos del ecosistema a restaurar, desde los factores y procesos de su degradación hasta la dinámica de la vegetación y su repoblación natural (Vargas, 2011).

2.2 Uso de especies nativas en las prácticas de restauración

Algunas prácticas de restauración de la cubierta forestal utilizan especies exóticas o especies de rápido crecimiento que no son nativas de los ecosistemas que se pretenden recuperar. Sin embargo, el establecimiento de plantaciones de árboles nativos es una alternativa bien documentada para acelerar y catalizar la sucesión secundaria en campos degradados y recuperar los bosques con mayor fidelidad ecológica (Martínez-Ramos y García-Orth, 2007; Parrotta *et al.*, 1997).

Estudios sugieren que las plantaciones mixtas utilizando una alta diversidad de árboles nativos ofrecen grandes beneficios, por ejemplo: albergan mayor biodiversidad de organismos bajo sus copas y en el suelo, pueden proporcionar mayor diversidad de flores y tipos de frutos, son menos vulnerables a los daños causados por plagas, facilitan la llegada de animales que dispersan las semillas bajo sus copas, modifican las condiciones del microclima (menos variaciones en la temperatura, y la humedad del suelo) lo que favorece la germinación de las semillas, además, estimulan la acumulación de carbono orgánico en las capas superficiales

del suelo y aumentan la complejidad estructural. Por último, a nivel social, representan una pieza fundamental en el reconocimiento e identidad de los habitantes con su paisaje (Williams-Linera, 2012; Lamb y Gilmour, 2003; Montagnini, 2004; Parrota *et al.*, 1997).

Dado que la restauración busca acelerar el proceso de sucesión secundaria, es importante reconocer y agrupar las especies de acuerdo con su estatus sucesional o la etapa en la que aparecen en dicho proceso. Las especies de sucesión temprana o pioneras aparecen en etapas sucesionales iniciales y pueden tolerar condiciones más estresantes, mientras que las especies tardías se presentan en las fases más avanzadas de la sucesión y en lo general requieren de condiciones más favorables que brindan los bosques más desarrollados (Tabla 1; Guariguata y Ostertag, 2002; CONAFOR, 2005). De acuerdo con la degradación del sitio, se pueden utilizar especies con diferente estatus sucesional, sin embargo, la meta es la utilización de plantaciones con especies intermedias y tardías lo que permitirá acelerar la recuperación de los ecosistemas forestales al omitir o hacer más cortas algunas etapas del proceso sucesional (Camacho-Cruz *et al.*, 2000; Álvarez-Aquino *et al.*, 2004).

La reintroducción de árboles puede facilitar la regeneración natural al funcionar como perchas y las aves faciliten la dispersión de semillas e inhibir el crecimiento del estrato herbáceo con la sombra de su copa y hojarasca (Hernández-Ladrón de Guevara *et al.*, 2012).

El conocimiento de la respuesta de las especies que pertenecen a diferentes estatus sucesionales en sitios degradados permitirá establecer los ensamblés más eficientes para desencadenar los procesos que permitan la recuperación del funcionamiento de los ecosistemas forestales.

Tabla 1. Grupos ecológicos de especies arbóreas y sus principales características generales. Puede existir variación de acuerdo a los ecosistemas.

	Pioneras	Intermedias	Tardías
	Rápido	Medio	Lento
Crecimiento	Muy liviana	Liviana a medianamente dura	Dura y pesada
	Intolerante variable según especie	Tolerante	Tolerante
Repoblación	Reservorio de semillas	Reservorio de plántulas	Reservorio de plántulas
	Pequeños	Medios, variable según especie	Grandes, variables según especie
Inicio de la reproducción	Temprano (1-5 años)	Intermedio (5-15 años)	Tarde (>20 años)
	Corto (hasta 15 años)	Medio (20-100 años)	Largo (>100 años)

Adaptada de “Árboles de la Selva Lacandona útiles para la restauración ecológica” por CONAFOR, 2005, p 13.

2.3 Restauración del Bosque de Niebla

En México el bosque de niebla o bosque mesófilo de montaña es el tipo de vegetación más diverso por unidad de área, ocupa aproximadamente 1% de la superficie total del país si se consideran los bosques secundarios o tan solo el 0.5%, si se consideran solo los bosques primarios (Gual-Díaz y Rendón-Corre, 2014). Se estima que lo componen de 2 500 a 3 000 especies de plantas (Rzedowski, 1996), lo cual representa entre el 10 y 12% de todas las especies de plantas que existen en el país, de las cuales 30% son endémicas (Flores Villela y Gerez, 1988; Challenger, 1998). La fauna también muestra un componente endémico importante; se estima que 201 especies de aves, 85 de mamíferos, 143 de reptiles y 116 de anfibios, son endémicas a este ecosistema (Gual-Díaz y Rendón-Corre, 2014).

La importante biodiversidad del bosque de niebla se debe principalmente a la combinación de la alta humedad y temperaturas templadas que han creado un ambiente favorable para la coexistencia de la flora templada y la neotropical, así como para la evolución y mantenimiento de la diversidad de especies de plantas y animales, muchas de las cuales son exclusivas de este tipo de vegetación (Rzedowski, 1996; Challenger, 1998).

Se estima que para el año 2017 la superficie del bosque de niebla primario se había reducido entre un 53 y 73% en México (Ochoa-Ochoa *et al.*, 2017). La principal amenaza es la conversión de tierras forestales para pastoreo o agricultura, la tala ilegal y los asentamientos humanos (Toledo-Aceves *et al.*, 2011).

Se calcula que del total de 762 especies arbóreas que habitan en el bosque de niebla, casi tres cuartas partes (71%), se encuentran en alguna categoría de amenaza (60%), o están próximas a ella (11%; González-Espinosa *et al.*, 2011). La fauna no es la excepción, en cuanto a mamíferos el 26% de las especies se encuentran amenazadas, así también aves (9%) reptiles (55%) y anfibios (36%). La presión hacia este tipo de vegetación pone en riesgo a las especies que en él habitan, muchas de ellas endémicas para el país (Gual-Díaz y Rendón-Corre, 2014).

En las últimas décadas se han realizado una serie de estudios de ecología de la restauración en los bosques de niebla en México y se ha evaluado la introducción de especies arbóreas nativas y amenazadas en potreros o áreas abiertas degradadas, (Williams-Linera *et al.*, 2016). A continuación, se enlistan algunos factores que se han estudiado y que pueden afectar el establecimiento temprano de las plántulas y juveniles de árboles del bosque de niebla.

El régimen lumínico es una de las características de los bosques que varía espacial y temporalmente a diferentes escalas, puede variar desde condiciones extremas de sombra en el sotobosque hasta exposición total en los claros, la calidad y cantidad de luz afecta el desempeño de las plantas. Por ejemplo, en el sotobosque bajo un dosel cerrado, la intensidad de luz fotosintéticamente activa puede llegar a ser extremadamente baja en la mayor parte del día, lo que provoca que la capacidad

fotosintética y las tasas de crecimiento de las plantas disminuyan, mientras que en condiciones de alta intensidad lumínica las plantas incrementan su tasa de crecimiento, permitiéndoles competir por el espacio en el claro (Chazdon *et al.*, 1987; Artavia *et al.*, 2004).

Landero-Lozada *et al.*, (2019) evaluaron el establecimiento temprano de 12 especies amenazadas de árboles nativos del bosque de niebla, y la influencia de la elevación y cobertura de dosel sobre su desempeño. La cobertura de dosel afectó positivamente la probabilidad de sobrevivencia de tres especies (*Carpinus tropicalis*, *Juglans pyriformis* y *Prunus rhamnoides*).

Por su parte, Pedraza y Williams-Linera (2003) evaluaron el establecimiento de cuatro especies de árboles nativos (*Liquidambar styraciflua*, *Juglans pyriformis*, *Podocarpus matudae* y *Carpinus caroliniana*) en plantaciones con diferentes niveles de perturbación debido a su historia de uso de suelo. Reportaron que la sobrevivencia y el crecimiento tuvieron una diferencia en respuesta a la variabilidad en las condiciones del sitio, la ecología de las especies jugó un papel importante en el desempeño de los árboles: *Liquidambar* y *Carpinus* demandan luz y muestran el mayor crecimiento en condiciones expuestas, mientras que *Juglans* es una especie intermedia en su tolerancia a la sombra, y *Podocarpus* es el más tolerante a la sombra y tiene el crecimiento más lento entre las especies seleccionadas.

Existen varios factores asociados al régimen lumínico, ya que las zonas abiertas también pueden generar diversas condiciones de estrés para el establecimiento; como mayor competencia con herbáceas, desecación por altas temperaturas, y mayor herbívora. Las especies sucesionalmente intermedias y tardías se pueden ver afectadas por la alta exposición lumínica en ambientes sin cobertura, ya que las altas temperaturas también afectarían su ecofisiología al incrementar la probabilidad de desecación (Muñiz-Castro, 2008; Muñiz-Castro *et al.*, 2015). Por ello se ha recomendado utilizar la facilitación con especies pioneras para asegurar el establecimiento de especies intermedias y tardías. La facilitación es una interacción ecológica que se produce entre una planta nodriza, con capacidad de

colonizar un ambiente severo y modificar el microambiente bajo su copa, permitiendo el establecimiento de sus especies beneficiarias, que son menos tolerantes al estrés ambiental. Avendaño-Yáñez *et al.*, (2014) reportaron la relación positiva de especies de sucesión temprana (*Alnus acuminata* y *Trema micrantha*) como facilitadoras en el establecimiento de especies de sucesión intermedia (*Juglans pyriformis* y *Quercus insignis*) y especies de sucesión tardía (*Oreomunnea mexicana*). Sugieren que sembrar primero especies pioneras pueden facilitar el establecimiento posterior de árboles de sucesión tardía, por lo que su implementación resulta una estrategia importante en la restauración del bosque de niebla en potreros abandonados.

La dominancia de gramíneas, así como la composición del estrato herbáceo son factores limitantes muy importantes cuando se quieren restaurar potreros abandonados. Algunas especies de gramíneas de comportamiento invasor pueden afectar el establecimiento de plántulas y el desempeño de especies nativas al formar parches densos y dar sombra o causar daño mecánico. Se ha reportado que en parcelas dominadas por pastos exóticos en donde este no es removido durante los primeros años, se reduce la sobrevivencia de las plántulas de especies nativas en comparación con parcelas de pasto nativo (Ortega-Pieck *et al.*, 2011), mientras que el crecimiento en altura se ve favorecido en las parcelas dominadas por pasto exótico ya que las plántulas asignan más recursos al incremento de altura en su tallo para competir por la luz disponible (Hoffman y Haridasan, 2008).

Ortega-Pieck *et al.*, (2011) evaluaron el efecto del pasto nativo vs. el pasto exótico en el establecimiento de dos especies nativas de árboles (*Alnus acuminata* y *Quercus xalapensis*) en un pastizal recién abandonado. Reportaron que la sobrevivencia fue mayor en presencia de pasto nativo (*Panicum glutinosum*) en comparación con el pasto exótico (*Cynodon plectostachyus*) (92 vs 48% respectivamente), y que la causa de mortalidad fue distinta entre especies, para *Q. xalapensis* la herbivoría por ratones en los parches de pastos exóticos fue la causa principal y para *A. acuminata* la competencia con gramíneas y la desecación. El crecimiento en altura de *Q. xalapensis* fue mayor en presencia de pasto nativo, sin embargo, el crecimiento en diámetro no se vio afectado por la presencia de pasto

exótico vs nativo. Además, reportaron una correlación entre la cobertura del estrato herbáceo y la incidencia de luz disponible a nivel del suelo.

La compactación del suelo por la dominancia de gramíneas y la presencia de ganado también afecta la recuperación del bosque de niebla. Los potreros de acuerdo con su edad e intensidad de uso pueden tener suelos con una alta compactación que afecta la regeneración arbórea. Pedraza y Williams-Linera (2003) evaluaron la compactación del suelo de plantaciones con diferentes niveles de perturbación en comparación con bosques cercanos; reportaron que la plantación con mayor sobrevivencia y crecimiento de plántulas correspondió a un campo antiguo con regeneración natural avanzada y aunque el suelo era significativamente más compactado que el suelo del bosque cercano, la presencia del estrato arbóreo moduló la variación en el microclima, minimizando los efectos de la alta irradiación.

La herbivoría en áreas abiertas en conjunto con la dominancia de gramíneas puede afectar la sobrevivencia de especies nativas en potreros heterogéneos. Para el caso de *Quercus insignis*, una especie nativa del bosque de niebla catalogada como críticamente amenazada de acuerdo con la Lista Roja de la IUCN (González-Espinosa *et al.*, 2011), se monitoreó el establecimiento a lo largo de cuatro años en un potrero abandonado. Se reportó una baja sobrevivencia de la plantación (26%), debido a varios factores entre ellos la herbivoría causada por tuzas y la desecación. Sin embargo, la sobrevivencia y el crecimiento aumentaron significativamente cuando las plantas fueron sembradas bajo la sombra parcial generada por el dosel de árboles aislados (Montes-Hernández y López-Barrera, 2013). Esto muestra que diferentes factores de mortalidad pueden actuar en forma sinérgica en un mismo sitio degradado.

El microclima en los pastizales abandonados puede tener altas fluctuaciones en humedad y temperatura lo que puede limitar el establecimiento de algunas especies de árboles de sucesión tardía, por lo que algunas especies no pioneras que se establecen en pastizales abandonados pueden experimentar estrés en estas primeras etapas de sucesión (Muñiz-Castro 2008; Muñiz-Castro *et al.*, 2015).

Álvarez-Aquino *et al.*, (2004) evaluaron la influencia de los diferentes factores de microhábitat (temperatura del aire y del suelo, humedad relativa, contenido gravimétrico de agua del suelo, apertura del dosel y radiación fotosintéticamente activa) en la sobrevivencia y crecimiento de especies arbóreas nativas (*Fagus grandifolia* var. *mexicana*, *Carpinus caroliniana*, *Symplocos coccinea* y *Quercus acutifolia*) bajo distintas condiciones de perturbación (dentro del bosque vs. áreas agrícolas adyacentes). Reportaron que las temperaturas del aire y suelo fueron consistentemente más altas fuera que dentro de fragmentos de bosque, la humedad relativa del aire fue más alta dentro del bosque lo cual explica una mayor sobrevivencia dentro del bosque que en áreas abiertas (excepto para *Quercus* quien presentó el mayor y el mismo porcentaje de sobrevivencia en ambos sitios). La causa más importante de mortalidad fue la desecación que se produjo principalmente en las áreas abiertas, sin embargo, el crecimiento se vio favorecido en estos ambientes con respecto al crecimiento dentro del bosque. Sugieren que el género *Quercus* tiene un gran potencial para establecerse en sitios agrícolas abandonados.

Por su parte, Muñiz-Castro *et al.*, (2015) evaluaron el establecimiento (sobrevivencia, crecimiento y herbivoría) de especies de distintas fases sucesionales (*Fagus grandifolia*, *Quercus germana* y *Q. xalapensis*) de acuerdo con las condiciones microclimáticas en dos ambientes contrastantes: pastizal abandonado y bosque secundario. Reportaron que las variables microambientales (temperatura del aire, humedad relativa, cobertura del dosel, temperatura del suelo, contenido de agua del suelo, radiación fotosintéticamente activa, propiedades físicas y químicas del suelo) fueron distintas entre el pastizal abandonado y el bosque secundario, a excepción de las propiedades físicas y químicas del suelo; el aire, la temperatura y la radiación fotosintéticamente activa fueron mayores en los pastizales que en los bosques y la cobertura del dosel fue significativamente menor en los pastizales abandonados que en el bosque secundario. Reportaron que para *F. grandifolia* y *Q. germana* la sobrevivencia de las plántulas fue mayor en bosque secundario que en pastizales abandonados. La herbivoría causada por topos fue la causa principal de mortalidad. El crecimiento en altura y diámetro fueron mayores en pastizales abandonados que en los bosques secundarios para todas las

especies. Sugieren que las tres especies de la familia Fagaceae utilizadas pueden sobrevivir y crecer en pastizales abandonados a pesar de la herbivoría y las condiciones ambientales más severas en las áreas abiertas.

Estos estudios también sugieren que plantar especies nativas de sucesión media o tardía puede acelerar la recuperación del bosque de niebla en pastizales abandonados y que las plántulas de algunas especies de bosques primarios se adaptan bien a las condiciones microclimáticas de sitios abiertos (Álvarez-Aquino *et al.*, 2004; Muñiz-Castro *et al.*, 2015).

La altura y edad de las plantas al momento de ser introducidas en plantaciones de restauración también afecta su sobrevivencia y desempeño. Plantas que tienen mayor altura al momento de su introducción pueden competir mejor con pastos más densos y altos. Williams-Linera *et al.*, (2016) evaluaron si la edad inicial afecta el desempeño y establecimiento temprano de 12 especies de árboles nativos del bosque de niebla con distinto estatus sucesional. Encontraron que la supervivencia de las especies pioneras es alta en plántulas de 3 y 4 meses de edad, mientras que, para las especies tardías, la sobrevivencia incrementa conforme aumenta la edad y tamaño de las plantas. Sin embargo, el crecimiento no estuvo relacionado con estos factores. También reportaron que la principal causa de mortalidad fue ocasionada por la desecación y el daño por tuzas.

Todos los estudios de la ecología de la regeneración de especies arbóreas del bosque de niebla muestran la importancia de conocer los factores que afectan su desempeño a nivel del micrositio de siembra, así como otras características asociadas a la edad de las plántulas (Williams-Linera, 2012). Este tipo de estudios serán fundamentales para hacer más eficientes las prácticas de restauración ecológica. Por ello, este proyecto de investigación tiene el objetivo de evaluar el establecimiento temprano de una plantación mixta y determinar cómo los factores del micrositio de siembra afectan el establecimiento de las plántulas sembradas en un potrero abandonado donde existía un bosque de niebla ribereño. Esta evaluación es una oportunidad para documentar formalmente la respuesta de las diferentes especies utilizadas en las técnicas de restauración.

Además, al encontrarse la mayoría de las especies sembradas, en alguna categoría de riesgo, el monitoreo representa una fuente importante de información para conducir el mejoramiento de las técnicas de restauración del bosque y de las poblaciones de árboles en riesgo.

3. OBJETIVOS

3.1 General

Evaluar el establecimiento temprano (sobrevivencia y crecimiento) de especies arbóreas nativas en una plantación para restauración del bosque de niebla ribereño, en el centro del estado de Veracruz, México.

3.2 Específicos

- Documentar el avance de acciones de restauración, evaluando 18 especies sembradas bajo diferentes condiciones (senderos, ribereña y parcelas núcleo).
- Evaluar la sobrevivencia de 8 especies arbóreas en función de la altura inicial al momento de la siembra, así como de factores del micrositio al momento de la siembra (cobertura de dosel, altura del estrato herbáceo, cobertura del piso forestal: proporción de ocupación de pastos, hierbas, hojarasca, piedra de río y suelo desnudo) en 20 parcelas núcleo.
- Evaluar el crecimiento relativo (altura y diámetro) de 8 especies en función de los factores del micrositio al momento de la siembra (cobertura de dosel, altura del estrato herbáceo, proporción de ocupación de pastos, hierbas, hojarasca, piedra de río y suelo desnudo) en 20 parcelas núcleo.

4. HIPÓTESIS

Si el establecimiento temprano (sobrevivencia y crecimiento) de las especies arbóreas está determinado por las condiciones de microhábitat iniciales y la altura de las plántulas al momento de ser sembradas, se espera que, en un potrero abandonado, el crecimiento y sobrevivencia de una plantación de restauración se vean afectados por las diferentes condiciones de microhábitat a pesar de las diferencias que pudiera haber entre especies. Además, se espera que la sobrevivencia de las plántulas sembradas con mayor altura se vea favorecida.

5. MÉTODOS

5.1 Sitio de Estudio

5.1.1 Características generales del municipio de Coatepec

Coatepec es un municipio que se encuentra ubicado en la zona central montañosa del Estado de Veracruz (Figura 1), sobre las estribaciones del Cofre de Perote. Se localiza entre los paralelos 19° 21' y 19° 32' de latitud norte; y meridianos 96° 47' y 97° 06' de longitud oeste, con una superficie total de 735 km² y una altitud entre los 500 y 2,900 m s.n.m. Los suelos son fundamentalmente volcánicos, principalmente andosoles. El clima es semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano (42%), semicálido húmedo con lluvias todo el año (35%), templado húmedo con lluvias todo el año (16%), cálido subhúmedo con lluvias en verano (6%) y semifrío húmedo con abundantes lluvias en verano (1%). El rango de temperatura anual va de 10 - 24°C y la precipitación media anual varía de 1,100 – 2,100 mm. Las corrientes de agua permanentes que atraviesan el municipio son el río Pixquiac y el río La Funda. Más de la mitad del territorio (61%) es destinado para la agricultura, la zona urbana corresponde al 8%, los pastizales al 18% y sólo el 13% a bosques (INEGI, 2020; Ángel, *et al.*, 2006; Williams-Linera, *et al.*, 2016).

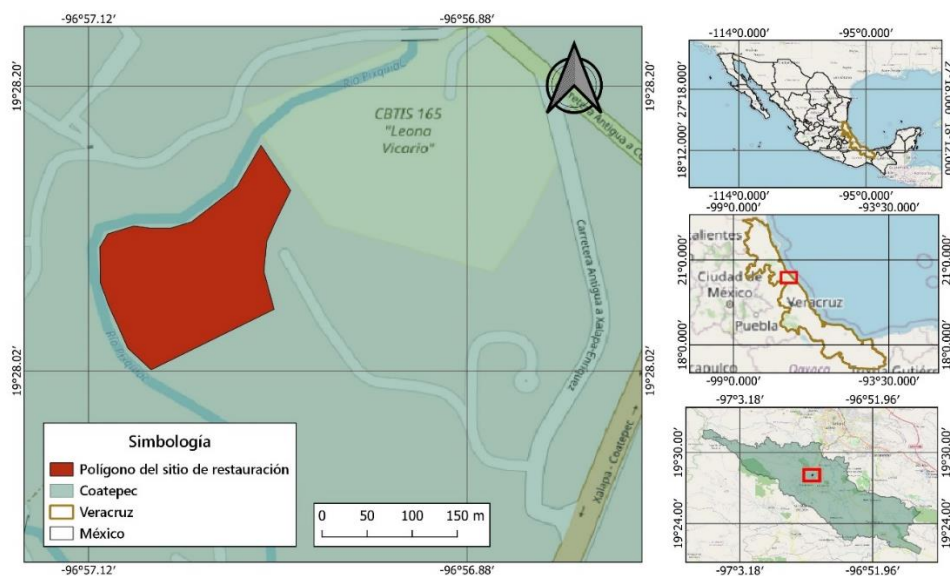


Figura 1. Mapa de localización del municipio de Coatepec, Veracruz, México y ubicación espacial del polígono del sitio de restauración.

5.1.2 Sitio de restauración

El sitio de estudio es un potrero abandonado de propiedad privada y tiene un área de 2.5 hectáreas de extensión, se localiza a una altitud aproximada de 1,200 m s.n.m. en el municipio de Coatepec, Veracruz (Figura 1). Al noreste se delimita por el cauce del río Pixquiac, perteneciente a la Cuenca Alta del río La Antigua, proveniente del Cofre de Perote (Cortés, 2010), y al sur se localiza un manantial que provee agua dulce de forma permanente.

La vegetación original fue bosque mesófilo de montaña, durante los años 60's y 70's el sitio fue utilizado para días de campo familiares y posteriormente como potrero, actualmente se encuentra en un evidente estado de degradación, el sitio presenta distintos niveles de degradación y contiene un mosaico de vegetación secundaria compuesto principalmente por áreas dominadas por pastos y en menor medida árboles de algunas especies pioneras, entre las que destacan *Vachellia pennatula*, *Vernonia patens* y *Vernonanthura sp.*; y arbustos como *Triunfetta bogotensis*, además de especies del género *Solanum* y *Xylosma*. La heterogeneidad del sitio permite una dominancia de pastos exóticos como *Cynodon dactylon*, *Paspalum sp.* y *Urochloa maxima* (López-Barrera *et al.*, 2020).

La heterogeneidad en el sitio implica considerar diversas estrategias por unidades de intervención, pues se requiere implementar diferentes prácticas de restauración y así alcanzar la recuperación por procesos de regeneración natural (restauración pasiva) y de restauración activa (plantaciones; López-Barrera *et al.*, 2020).

5.2 Diseño experimental y fase de campo

5.2.1 Distribución de las plantaciones

Entre los meses de junio a diciembre de 2019 se realizó una plantación mixta la cual consistió en sembrar 845 plántulas de 18 especies arbóreas nativas del bosque de niebla con diferente estatus sucesional (pionera, intermedia y tardía), la mayoría de las especies bajo alguna categoría de riesgo. La edad de las plántulas varió entre zonas de intervención: ribereña, parcelas núcleo y senderos

(Tabla 2; Figura 2). Antes del trasplante se eliminó el componente herbáceo entre 50-80 cm alrededor de la plántula, las piedras de río que se extrajeron por la misma intervención se dejaron en el mismo lugar para proteger los sitios de la erosión, permitiendo a la vez el crecimiento de los árboles. La selección de las especies para cada zona de intervención fue determinada por el estatus sucesional y por las características de las especies.

- 1) Ribereña: consistió en realizar una plantación lineal al borde del río Pixquiach, sembrando 133 plántulas entre 1 y 4 años de edad, correspondientes a 10 especies arbóreas nativas del bosque de niebla con diferente estatus sucesional (Tabla 2). Se cubrió un total de 400 m lineales de ribera, las plántulas se sembraron a una distancia aproximada de 1.5 m entre ellas.
- 2) Parcelas núcleo: consistió en delimitar 20 parcelas de 15 x 15 m distribuidas en todo el sitio de estudio. En cada parcela se sembraron 32 plántulas entre 1 y 4 años de edad, correspondientes a 8 especies arbóreas nativas del bosque de niebla con diferente estatus sucesional (Tabla 2). En cada parcela se sembraron 4 plantas por especie, dando un total de 640 plántulas sembradas en esta zona. La siembra se realizó siguiendo un arreglo de tres bolillo, el cual consistió en sembrar las plántulas a 1.5 m de distancia entre sí.
- 3) Senderos: consistió en realizar una plantación lineal en el sendero principal que da acceso al sitio de restauración. Se sembraron 72 plantas de más de 3 años de edad, correspondientes a 7 especies arbóreas nativas del bosque de niebla con diferente estatus sucesional (Tabla 3). Las plántulas se sembraron a una distancia aproximada de 1.5 m entre ellas.

La representatividad y uniformidad de la siembra en las parcelas núcleo permitió evaluar el establecimiento de las plántulas en función de las condiciones de micrositio de siembra (objetivos particulares 2 y 3), en el resto (zona ribereña y senderos) sólo se evaluó la sobrevivencia y crecimiento por individuo (objetivo particular 1).

A todas las plántulas se les colocó una etiqueta metálica indicando la clave por especie y número de individuo; la etiqueta se sujetó a la base de la plántula con un hilo de cobre. En marzo de 2020 se realizó una resiembra de 46 plántulas de 11 especies en la zona ribereña y parcelas núcleo. Para términos estadísticos estas plántulas no fueron consideradas porque no se trasplantaron en la misma fecha.



Figura 2. Mapa de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. Se muestra la distribución espacial de las tres zonas de intervención: línea blanca: ribereña, plantación lineal bordeando el río; 20 cuadros numerados en amarillo: parcelas núcleo; línea naranja: plantación lineal en senderos.

5.3 Mediciones de las plantaciones

5.3.1 Supervivencia

Durante el mes de septiembre de 2020, nueve meses después de la siembra, se registraron todos los individuos vivos y muertos. Cuando se pudo, se determinaron las posibles causas de mortalidad clasificando a las plantas en: 1) no encontrada, 2) herbivoría (cortada desde la base, arrancada de raíz) y 3) desecación. Para corroborar el tipo de herbivoría nos apoyamos en un registro fotográfico y del conocimiento empírico de los trabajadores del Jardín Botánico del INECOL. Al tiempo final cada plántula se acompañó de un registro fotográfico (Anexo 1).

Tabla 2. Características de las plantas utilizadas en una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México.

Nombre común	Especie	Estatus internacional conservación	Distribución	Hábitat	Estatus sucesional	Altitud (m s.n.m.)	Tipo de fruto	Ubicación de siembra
Azahar De Monte	<i>Styrax glabrescens</i> Benth.	Vulnerable (VU)	México (Tam., S.L.P., Qro., Hgo., Pue., Gro., Oax., Chis. y Ver.).	Bosques de niebla, pino-encino y vegetación secundaria.	Intermedia	500-2600	Drupa	Ribereña y Parcelas
Aguacatillo	<i>Persea longipes</i> (Schltdl.) Meisn.	En Peligro de Extinción (EN)	México (Chis. y Ver.).	Bosque de niebla, roble y semi perenne.	Tardía	650-1400	Drupa	Ribereña y Parcelas
Encino	<i>Quercus sartorii</i> Liebm.	En Peligro de Extinción (EN)	México (N.L., Tam., S.L.P., Qro., Hgo., Pue., Oax. y Ver.).	Bosque de niebla y encino.	Intermedia	1300-2000	Bellota	Ribereña y Parcelas
Nogal	<i>Juglans pyriformis</i> Liebm.	En Peligro de Extinción (EN)	México (Tam., Hgo., Oax., Chis. y Ver.).	Bosques de niebla, pinar y ribereño.	Intermedia	1000-1900	Drupa	Ribereña
Encino	<i>Quercus germana</i> Schltdl. & Cham.	En Peligro Crítico (CR)	México (Tam., S.L.P., Jal., Pue., Qro., Hgo., Oax y Ver.).	Bosques de niebla y encino.	Intermedia	800-1800	Bellota	Ribereña y Parcelas
Palo Blanco	<i>Meliosma alba</i> (Schltdl.) Walp.	En Peligro de Extinción (EN)	México (N.L., Tam., S.L.P., Qro., Hgo., Pue. y Ver.) y Guatemala.	Bosques de niebla, encino y tropical semi perenne.	Intermedia	700-1900	Drupa	Ribereña y Parcelas

Olmo	<i>Ulmus mexicana</i> (Liebm.) Planch.	En Peligro de Extinción (EN)	México (S.L.P., Pue., Qro., Hgo., Gro., Tab., Chis., Oax. y Ver.).	Bosque de niebla, encino, trópico semi perenne y trópico.	Intermedia	150-2150	Sámara	Ribereña
Pipinque	<i>Carpinus caroliniana</i> Walter	Casi Amenazado (NT)	México (N.L., Tam., Nay., Jal., Hgo., Mex., Gro., Oax., Chis. Y Ver.), Canadá, Estados Unidos, El Salvador, Honduras y Nicaragua.	Bosque de niebla, encino, pino-encino y pino.	Intermedia	1200-2200	Nuez	Ribereña y Senderos
Encino	<i>Quercus pinnativenulosa</i> C.H.Mull	En Peligro Crítico (CR)	México (N.L., Tam., S.L.P., Qro. y Ver.).	Bosque de niebla (hábitats riparios)	Intermedia	800-1600	Bellota	Ribereña y Parcelas
Haya	<i>Platanus mexicana</i> Moric.	Casi Amenazado (NT)	México (N.L., Tam., S.L.P., Qro., Hgo., Mex., DF., Pue., Oax., Chis. y Ver.).	Zonas riparias	Intermedia	700-2400	Nuez	Ribereña
Encino	<i>Quercus insignis</i> M. Martens & Galeotti	En Peligro Crítico (CR)	México (Oax., Chis. y Ver.), Guatemala, Belice, Honduras y Costa Rica.	Bosque de niebla.	Intermedia	1500-2160	Bellota	Parcelas
Huevo De Gato	<i>Turpinia insignis</i> (Kunth) Tul.	En Peligro de Extinción (EN)	México (Hgo., Pue., Gro., Oax., Chis. y Ver.) y Guatemala.	Bosque de niebla.	Intermedia	1000-2750	Baya	Senderos
Liquidambar	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	Preocupación Menor (LC)	México (N.L., Tam., S.L.P., Qro., Hgo., Mich., DF., Mor., Pue., Oax., Chis. Y Ver.),	Bosque de niebla, encino, pino-encino y pino-	Intermedia	450-2100	Capsula	Senderos

			Estados Unidos, Guatemala, Belize, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica y Panamá.	encino-liquidambar.					
Amajuastle	<i>Clethra mexicana</i> DC.	Preocupación Menor (LC)	México (Gto., Qro., Mich., Mex., DF., Pue., Gro. y Oax.)	Bosque de niebla y bosques de pino-encino-abeto.	Intermedia	1800-3300	Capsula	Senderos	
Anonillo	<i>Talauma mexicana</i> (DC.)	Vulnerable (VU)	México (Jal., Hgo., Col., Mich., Mex., Mor., Pue., Gro., Oax., Chis. Y Ver.)	Bosque de niebla, formaciones boscosas en elevaciones bajas.	Tardía	150-2000	Multifolículo dehiscente	Senderos	
Canaco	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	Preocupación menor (LC)	México (N.L., Tam., Nay., S.L.P., Gto., Qro., Hgo., Col., Pue., Gro., Oax., Tab., Chis., Roo. y Ver.)	Bosque de niebla, tropical seco, manglares, áreas abiertas y hábitats riparios)	Pionera	40-1700	Capsula	Senderos	
Encino	<i>Quercus xalapensis</i> Bonpl.	En Peligro Crítico (CR)	México (Tam., S.L.P., Hgo., Pue. y Ver.)	Bosque de niebla	Intermedia	1400-2300	Bellota	Senderos	
Olivo Americano	<i>Osmanthus americanus</i>	Preocupación menor (LC)	EU, México (NL, Oax. Ver.)	Bosque de niebla	Intermedia	800-1600	Drupa	Parcelas	

Los datos del estatus de conservación provienen de: González-Espinosa, M., Meave, J. A., Lorea-Hernández, F. G., Ibarra-Manríquez, G., & Newton, A. C. (2011). The red list of Mexican cloud forest trees. Fauna & Flora International. Los datos del estatus sucesional provienen de Williams-Linera (2012).

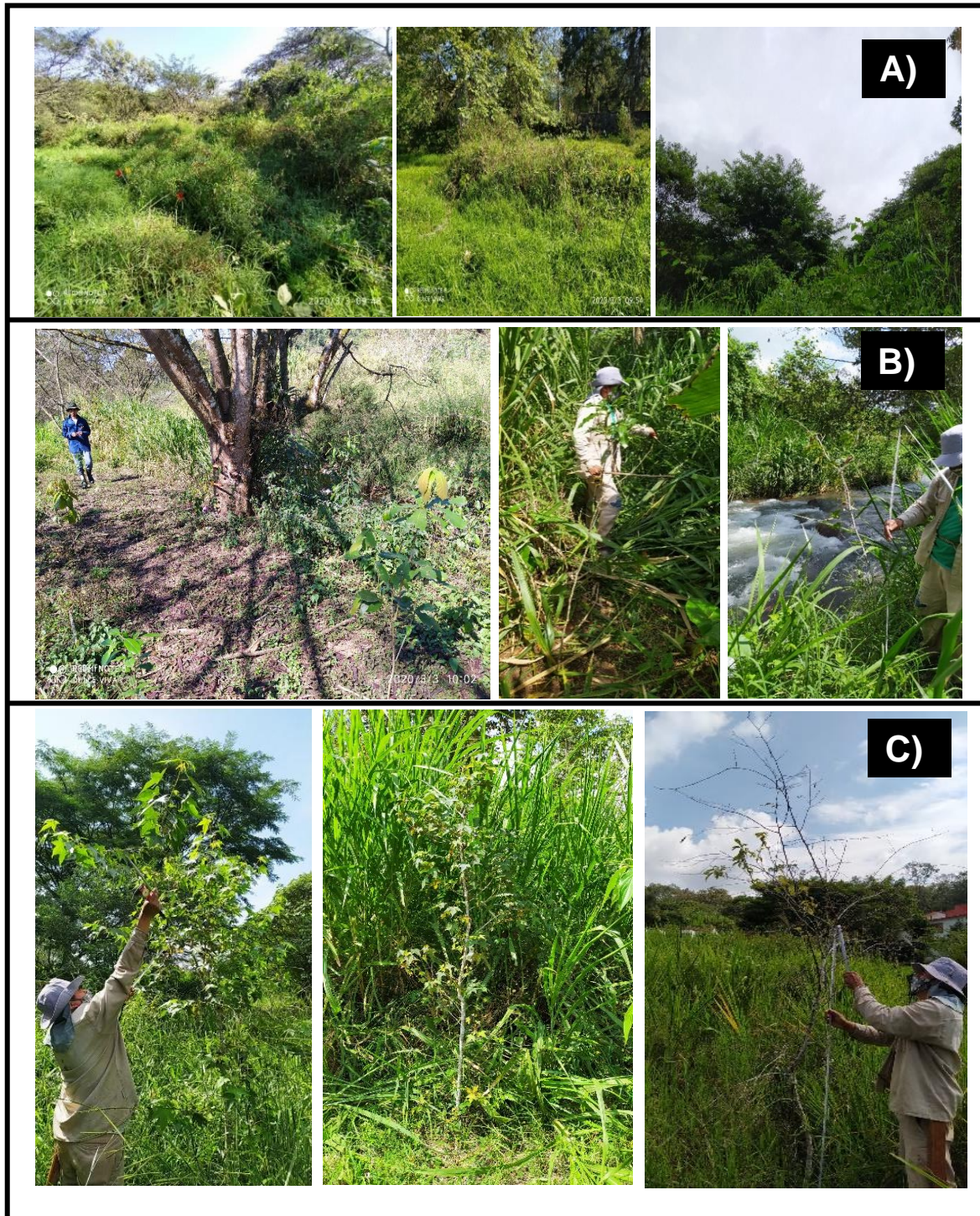


Figura 3. Fotografías que muestran las condiciones de las tres zonas de intervención de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. A) heterogeneidad de la cobertura vegetal en las parcelas núcleo. B) condiciones de microhábitat en la zona ribereña y C) zona de senderos.

5.3.2 Crecimiento

Se realizaron dos mediciones comparativas de crecimiento. En febrero de 2020 se realizó la medición inicial de las plántulas, altura y diámetro, dos meses después de la siembra. La altura se midió desde la base de la plántula a la punta del ápice, con ayuda de un flexómetro. El diámetro inicial se midió con un vernier utilizando dos criterios de medición: en individuos menores a 1.50 m, se midió el diámetro a la base; en individuos mayores a 1.50 m se midió el diámetro a la altura del pecho (1.30 m). Para estandarizar la posición en la que se midió el diámetro durante la medición inicial y final se dejó un agitador de plástico enterrado en la base de la planta como marca y así medir el diámetro a la base en la misma posición. En septiembre de 2020 se realizó la medición final siguiendo el procedimiento antes mencionado.

5.4 Caracterización del micrositio de siembra

Con la finalidad de identificar las condiciones del microhábitat o micrositio (febrero 2020), se determinaron variables a nivel de cada plántula. Se estimó la cobertura de dosel con una fotografía digital tomada a 1.20 m desde la base de la plántula sembrada con un lente gran angular, la cual se procesó posteriormente con el Software Image J, versión 1.52p. (Korhonen *et al.*, 2006; Díaz-García *et al.*, 2020).

En un cuadrante de 50 x 50 cm alrededor de las plántulas se estimó visualmente la cobertura (%) de diferentes elementos en el piso forestal: suelo desnudo (SD), hierbas (H), pastos (P), piedra de río (PR) y hojarasca (HR). Se midió la altura promedio del estrato herbáceo, realizando cuatro mediciones de forma aleatoria dentro del cuadrante que posteriormente se promediaron.

Después de la medición inicial se realizaron cuatro intervenciones de mantenimiento, estas consistieron en chapeos selectivos a un metro de radio de la planta (Tabla 3). También se abrió un sendero para hacer más eficiente el tránsito entre las parcelas (Anexo 2).

Tabla 3. Intervenciones de mantenimiento en el año 2020 de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México.

Meses después de la siembra	Fechas de Chapeo
2	04 de febrero
5	20 de mayo
7	28 de julio
10	21 de octubre

Las intervenciones fueron realizadas en coordinación con el personal del Jardín Botánico, INECOL, A.C.

5.5 Características de las especies sembradas

Las 17 especies arbóreas utilizadas en la plantación de restauración son especies nativas del bosque de niebla, debido a la pérdida y fragmentación del hábitat 14 de ellas se encuentran catalogadas en alguna categoría de riesgo, de acuerdo con la Lista Roja de la IUCN (González-Espinosa *et al.*, 2011). En la Tabla 2 se muestra la información de cada especie.

5.5.1 Edad estimada de las plántulas sembradas

Se recopiló la información disponible sobre la fuente y edad de las plantas sembradas. El Santuario del Bosque de Niebla fue la fuente semillera de la mayor parte de las especies. La mayor parte de las plantas utilizadas se germinaron en las instalaciones del Jardín Botánico (JB) Francisco Javier Clavijero del INECOL, A.C, siguiendo los protocolos de germinación estándar, cada una tiene distintas fechas de germinación. La edad estimada de las plantas de cada especie se muestra en la tabla 4. Otras especies fueron donadas por el vivero de la SEDEMA, en este caso se desconoce la fuente semillera y la edad exacta de las plantas (p- ej. *Quercus pinnnativenulosa* y *Persea longipes*).

Tabla 4. Información de las plántulas utilizadas en una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. Se indica la edad de las plántulas al momento de la siembra por ND= Información no disponible

Nombre común	Especie	Fecha de siembra	Edad estimada en años
Azahar de monte	<i>Styrax glabrescens</i> Benth.	1° Lote 26/10/2016	3
		2° Lote 13/09/2017	2
Aguacatillo	<i>Persea longipes</i> (Schltdl.) Meisn.	ND	ND
Encino	<i>Quercus sartorii</i> Liebm.	ND	ND
Nogal	<i>Juglans pyriformis</i> Liebm.	1° Lote 08/10/2015	4
		2° Lote 18/12/2015	
Encino	<i>Quercus germana</i> Schltdl. & Cham.	ND	ND
Palo blanco	<i>Meliosma alba</i> (Schltdl.) Walp.	19/ 09/2018	1
		26/09/2018	
Olmo	<i>Ulmus mexicana</i> (Liebm.) Planch.	ND	ND
Pipinque	<i>Carpinus caroliniana</i> Walter	19/09/2018	1
Encino	<i>Quercus pinnativenulosa</i> C.H.Mull	ND	ND
Haya	<i>Platanus mexicana</i> Moric.	ND	ND
Encino	<i>Quercus insignis</i> M. Martens & Galeotti	21/11/2018	1
Huevo de gato	<i>Turpinia insignis</i> (Kunth) Tul.	ND	ND
Liquidambar	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	ND	ND
Amajuastle	<i>Clethra mexicana</i> DC.	ND	ND
Anonillo	<i>Talauma mexicana</i> (DC.)	ND	ND
Canaco	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	ND	ND
Encino	<i>Quercus xalapensis</i> Bonpl.	ND	ND
Olivo Americano	<i>Osmanthus americanus</i> (L.) A. Gray	ND	ND

Los datos fueron proporcionados por los trabajadores del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero-INECOL, A.C.

5.6 Análisis estadísticos

Para los análisis de crecimiento se excluyeron las plantas trozadas por alguna situación extraordinaria (inundaciones, herbivoría, chapeo accidental o daño mecánico por el derribe de árboles por fuertes vientos). Ajustando con estos criterios de exclusión, el tamaño de la muestra para fines estadísticos se indica en la Tabla 5.

Tabla 5. Número de plantas consideradas en los análisis. Inicial: se refiere al número de plantas sembradas, sobrevivencia: al número de plantas que sobrevivieron después de 7 meses y crecimiento al número de plantas que se consideraron en el análisis de crecimiento en altura y diámetro.

Zona	Inicial	Sobrevivencia	Crecimiento
Ribereña	133	106	78
Parcelas	640	620	565
Senderos	72	70	58
TOTAL	845	796	701

5.6.1 Sobrevivencia

Con la finalidad de determinar las variables de microhábitat que estuvieran altamente correlacionadas se realizaron pruebas de Spearman para datos no paramétricos, para ello se utilizó un criterio de exclusión de $r > 0.8$. De acuerdo con los resultados y bajo este supuesto, se consideraron todas las variables de micrositio en el modelo de sobrevivencia. Las variables consideradas fueron cobertura de dosel, altura del estrato herbáceo, porcentaje de ocupación de hierbas, pasto, hojarasca, piedra de río y suelo desnudo.

Se realizó un Modelo Lineal Generalizado (glm) con error de distribución binomial como modelo saturado en el que se analizó la sobrevivencia (vivo 1, muerto

0) en función de las variables de micrositio y se consideró a la altura inicial de la planta como covariable. A este modelo saturado se le aplicó el método “stepwise regression” con la librería “MASS”, y el mejor modelo se seleccionó utilizando el criterio AIC (Criterio de información de Akaike). Las variables significativas se graficaron con la librería “Effects”, todos los análisis fueron realizados con el Software estadístico de R (R Core Team, 2020).

5.6.2 Tasa de crecimiento

Las tasas de crecimiento en altura y diámetro se calcularon con la siguiente ecuación (Hunt, 1990):

$$R = \ln(h_2) - \ln(h_1) / t_2 - t_1$$

Donde R es la tasa de crecimiento, ln es logaritmo natural, h2 es la altura (o diámetro) final, h1 es la altura (o diámetro) inicial, t2 es el tiempo final y t1 el tiempo inicial. Las unidades reportadas para el crecimiento en altura fueron $\text{cm cm}^{-1} \text{mes}^{-1}$ y para el diámetro $\text{mm mm}^{-1} \text{mes}^{-1}$.

Los datos no cumplieron con los criterios de normalidad (<0.05 , prueba Shapiro-Wilks). Se hizo una transformación de los datos de altura y diámetro aplicando raíz cuadrada. Se realizó un modelo lineal generalizado (glm) con error de distribución gaussiana, en donde se analizaron las tasas de crecimiento en altura y diámetro en función de las variables de micrositio. A este modelo saturado se le aplicó el método “stepwise regression” con la librería “MASS”, y el mejor modelo se seleccionó utilizando el criterio AIC (Criterio de información de Akaike). Las variables significativas se graficaron con la librería “Effects”, todos los análisis fueron realizados con el Software estadístico de R (R Core Team, 2020).

6. RESULTADOS

6.1 Desempeño general de la plantación de restauración

De manera general, la sobrevivencia para toda la plantación de restauración fue de 88.8% nueve meses después de la siembra. Sin embargo, esta varió entre zonas de intervención, siendo senderos la que presentó mayor sobrevivencia (92.90%), seguida de parcelas núcleo (92.3%) y por último zona ribereña (81.13%).

La tasa de crecimiento relativo en altura (media \pm error estándar) para toda la plantación fue de 0.04 ± 0.00 cm cm⁻¹ me⁻¹ y para el diámetro 0.04 ± 0.00 mm mm⁻¹ me⁻¹, variando entre zonas de intervención (Tabla 6). Más adelante se detalla el crecimiento por especie.

Tabla 6. Desempeño general después de 7 meses de monitoreo de una plantación de restauración de 17 especies arbóreas nativas del bosque de niebla, en Coatepec, Veracruz, México. Media \pm error estándar. RGR Altura: tasa de crecimiento relativo en altura; RGR Diámetro: tasa de crecimiento relativo en diámetro.

Factor	Ribereña	Senderos	Parcelas núcleo
Altura inicial (cm)	100.52 \pm 4.41	223.05 \pm 9.50	85.52 \pm 1.41
Sobrevivencia (%)	81.13	92.90	92.30
RGR Altura (cm cm ⁻¹ mes ⁻¹)	0.05 \pm 0.00	0.02 \pm 0.00	0.20 \pm 0.00
RGR Diámetro (mm mm ⁻¹ mes ⁻¹)	0.03 \pm 0.00	0.05 \pm 0.00	0.19 \pm 0.00

6.2 Caracterización de los micrositios de siembra

El sitio de estudio presenta distintos niveles de degradación y contiene un mosaico de vegetación secundaria compuesto principalmente por áreas dominadas por pastos y en menor medida por árboles de algunas especies como *Vachellia pennatula*, *Vernonia patens* y *Vernonanthura sp.*; y arbustos como *Triunfetta bogotensis*, además de especies del género *Solanum* y *Xylosma* teniendo como resultado una variabilidad en la cobertura de dosel (media \pm error estándar; $34.8 \pm 0.8\%$) afectando por consiguiente la altura inicial del estrato herbáceo (17.6 ± 0.4 cm), la dominancia de pastos ($37.2 \pm 1.5\%$), hierbas ($20.2 \pm 1.0\%$), y suelo desnudo ($37.6 \pm 1.3\%$). Esta heterogeneidad provee condiciones diferentes y cambiantes a nivel de micrositio de cada plántula, aún dentro de la misma parcela (Tabla 7).

Las correlaciones de Spearman de las variables de micrositio (Figura 4) arrojaron que la altura del estrato herbáceo ($r = -0.38$) y la proporción de ocupación de tres variables del piso forestal: hierbas ($r = 0.49$), pasto ($r = -0.67$) y suelo desnudo ($r = 0.52$) estuvieron relacionadas directamente con la cobertura de dosel.

Cuando la cobertura de dosel disminuyó, la altura del estrato herbáceo aumentó igual que la proporción de ocupación de hierbas y pastos, y por consiguiente la ocupación del suelo desnudo disminuyó.

Tabla 7. Características de micrositio de siembra por parcela, de una plantación de restauración del bosque de niebla, en Coatepec, Veracruz, México. Media \pm error estándar (min-max). AltEH: altura promedio del estrato herbáceo; Dosel: cobertura de dosel.

Parcela	AltEH	Dosel	Piso forestal				
			Hierbas	Hojarasca	Pasto	Piedras	Suelo
1	18.9 \pm 1.2 (7.8-38)	19 \pm 2.5 (0-46.3)	0.3 \pm 0.3 (0-10)	0.2 \pm 0.2 (0-5)	64.3 \pm 3.6 (11-88)	0.3 \pm 0.2 (0-5)	35.3 \pm 3.6 (5-89)
2	16.1 \pm 1.3 (4.8-34.8)	24.9 \pm 3.3 (0.4-59.6)	3.5 \pm 0.9 (0-25)	8 \pm 2.3 (0-50)	49.2 \pm 5.4 (7-95)	0.8 \pm 0.3 (0-5)	36.9 \pm 5.1 (5-80)
3	23.7 \pm 1.4 (9.5-43.3)	8.1 \pm 2.1 (0-45.4)	2 \pm 0.7 (0-15)	2.2 \pm 0.6 (0-10)	77.6 \pm 4 (10-97)	1.5 \pm 0.8 (0-20)	17.1 \pm 3 (3-80)
4	14.7 \pm 0.8 (7.8-26.3)	20.4 \pm 2.9 (0-56.9)	1.2 \pm 0.3 (0-5)	18.9 \pm 3.4 (5-77)	66.5 \pm 3.9 (20-95)	1.8 \pm 0.8 (0-20)	12.4 \pm 2.5 (2-60)
5	10.5 \pm 0.5 (5.5-16.8)	0 \pm 0 (0-0)	2.4 \pm 0.7 (0-15)	3 \pm 1.2 (0-35)	57.2 \pm 4.2 (15-95)	2.9 \pm 0.9 (0-20)	34.5 \pm 3.6 (5-80)
6	11.7 \pm 1.8 (2.7-42.8)	45.1 \pm 2.1 (18.6-61.7)	13 \pm 2.6 (0-48)	7 \pm 1.1 (0-20)	21.4 \pm 6.1 (0-97)	1.8 \pm 0.7 (0-15)	56.7 \pm 4.9 (3-90)
7	20.7 \pm 1.9 (5-45)	33.3 \pm 3.6 (3.3-66)	16.2 \pm 3.3 (0-70)	0.7 \pm 0.3 (0-5)	54.6 \pm 7.6 (0-97)	0.2 \pm 0.2 (0-5)	27.9 \pm 5.4 (3-90)
8	11.5 \pm 1.1 (3.8-24.3)	43.7 \pm 1.5 (26.1-54.8)	20.8 \pm 3.5 (0-85)	0.1 \pm 0.1 (0-2)	13.9 \pm 3.1 (0-75)	0 \pm 0 (0-0)	66 \pm 4.8 (2-95)
9	29.4 \pm 2.3 (7.8-52.3)	43.3 \pm 2 (19.3-63)	29 \pm 4.5 (0-90)	0 \pm 0 (0-0)	46 \pm 7.5 (0-100)	0 \pm 0 (0-0)	25 \pm 5.9 (0-80)
10	19.1 \pm 2.6 (4.5-57.8)	31.2 \pm 3 (6-63.6)	42.2 \pm 5.7 (0-90)	0.3 \pm 0.2 (0-5)	36.2 \pm 7.8 (0-100)	1.7 \pm 0.8 (0-20)	18.8 \pm 4.6 (0-75)
11	19.8 \pm 1 (9.8-35.3)	35.7 \pm 2.8 (9.2-64.4)	12.7 \pm 4 (0-80)	0 \pm 0 (0-0)	41.7 \pm 6.1 (0-100)	9.2 \pm 2.3 (0-40)	36.8 \pm 5.4 (0-98)
12	14.8 \pm 1.4 (5.3-37.3)	46.5 \pm 1.6 (26.4-61.2)	44.8 \pm 5 (0-90)	0.8 \pm 0.5 (0-10)	15.3 \pm 4.9 (0-97)	0.1 \pm 0.1 (0-3)	39 \pm 5.2 (3-90)
13	16.9 \pm 1.5 (3.6-42.5)	36.7 \pm 2.1 (12.5-57.1)	68.5 \pm 4.6 (10-100)	0 \pm 0 (0-0)	19.7 \pm 5.2 (0-90)	0 \pm 0 (0-0)	11.5 \pm 2.5 (0-45)
14	20.6 \pm 2.4 (2.5-51.8)	44 \pm 3.8 (5-68)	20 \pm 4.2 (0-90)	0 \pm 0 (0-0)	33.9 \pm 7.5 (0-100)	2 \pm 1.4 (0-35)	44.1 \pm 6.4 (0-90)
15	22.7 \pm 1.8 (8.3-46.5)	42.9 \pm 3.1 (8.3-70.9)	18.2 \pm 3.7 (0-70)	0 \pm 0 (0-0)	41.3 \pm 6.6 (0-95)	6.1 \pm 3 (0-80)	33.1 \pm 6.1 (0-90)
16	13 \pm 1.7 (4.5-57)	54.8 \pm 1 (43.5-63.9)	24.2 \pm 4.1 (0-80)	0 \pm 0 (0-0)	5 \pm 1.6 (0-40)	8.9 \pm 2.5 (0-60)	61.8 \pm 4.8 (10-95)
17	33.8 \pm 1.8 (10.5-54)	17 \pm 2.5 (0-54.2)	6 \pm 1.8 (0-30)	0 \pm 0 (0-0)	82.5 \pm 5.3 (0-100)	0.7 \pm 0.7 (0-20)	11.8 \pm 4.4 (0-80)
18	13 \pm 1.1 (5.3-32.5)	45.3 \pm 2.2 (8.9-77.5)	21.9 \pm 3.4 (0-80)	0 \pm 0 (0-0)	14 \pm 4.8 (0-100)	2.3 \pm 1 (0-20)	61.8 \pm 5 (0-90)
19	11 \pm 1.1 (4.5-34.3)	54.5 \pm 1.5 (41.3-74.9)	24 \pm 4.2 (2-80)	1 \pm 0.7 (0-17)	2.2 \pm 1.2 (0-30)	2.8 \pm 1.3 (0-30)	70 \pm 4.1 (10-95)
20	9.3 \pm 0.6 (5.3-20)	51.6 \pm 2.2 (15.4-78)	32.9 \pm 3.5 (0-80)	1.7 \pm 1.3 (0-35)	0.6 \pm 0.4 (0-10)	11.4 \pm 2.7 (0-40)	52.9 \pm 3.7 (20-90)

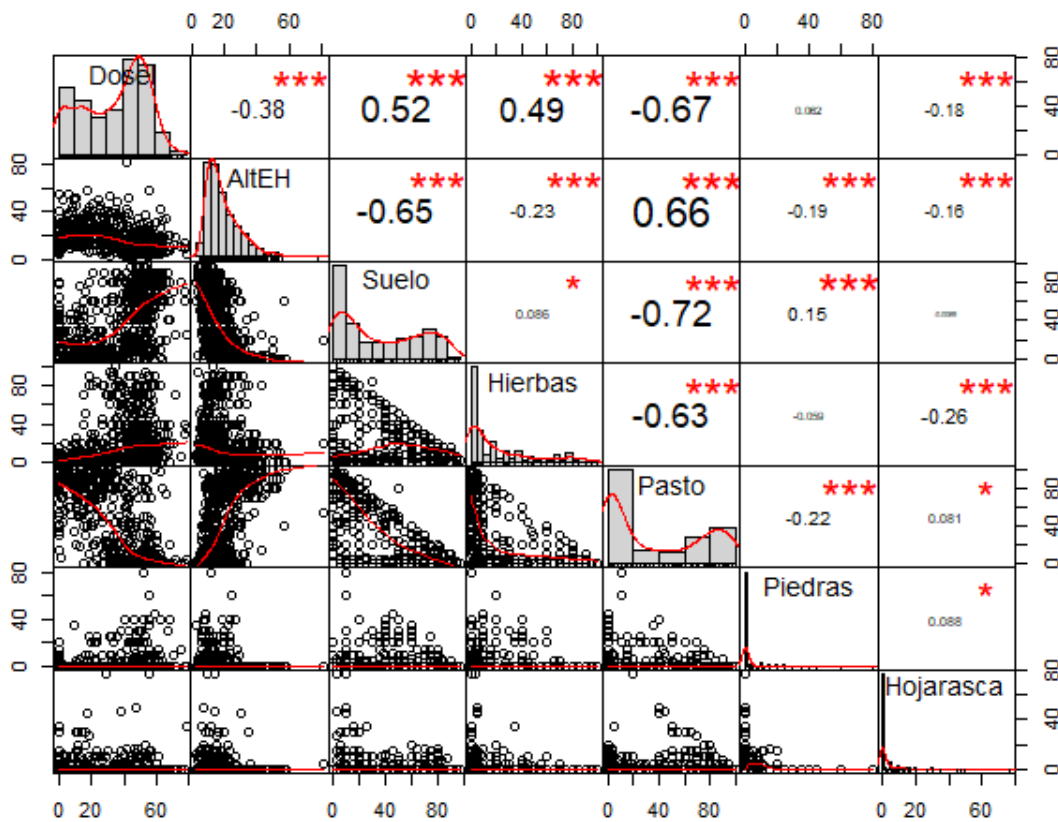


Figura 4. Gráfica de correlaciones de Spearman de las variables ambientales medidas en los micrositios de siembra de una plantación de restauración en Coatepec, Veracruz, México (Dosel: cobertura de dosel, AltEH: altura promedio del estrato herbáceo; el piso forestal está caracterizado por el porcentaje de ocupación de: suelo desnudo, hierbas, pasto, piedra de río y hojarasca). La diagonal que parte a las cuadrículas representa la distribución de datos de cada variable en histogramas y su respectiva curva de densidad. Las cuadrículas en la parte inferior de la diagonal de variables representan gráficas de dispersión de la relación entre variables. Las cuadrículas por encima de la diagonal de variables representan en números los valores de r de las correlaciones de Spearman, cuando los números tienen tamaño de fuentes más grandes representan una mayor correlación y cuando es menor, el valor de r es pequeña; valores negativos implican una correlación negativa; los asteriscos en color rojo representan la significancia obtenida por los valores de probabilidad P (* <0.05 , ** <0.01 , *** <0.001).

6.3 Acciones de resiembra

La resiembra fue una de las acciones que se realizaron para el mantenimiento de las plantaciones. Dos meses después de haber realizado la plantación inicial se monitoreó la supervivencia de las plántulas, y se realizó una intervención de resiembra para sustituir 46 plantas de 11 especies en la plantación ribereña y parcelas núcleo (Tabla 8). La fecha de resiembra fue el 18 de marzo 2020.

Tabla 8. Resiembras en una plantación de restauración del bosque de niebla. La intervención fue realizada en coordinación con el personal del Jardín Botánico-INECOL.

Especie	Ribereña	Parcelas	TOTAL
<i>C. caroliniana</i>	10	-	10
<i>J. pyriformis</i>	3	-	3
<i>M. alba</i>	5	1	6
<i>P. longipes</i>	2	3	5
<i>P. mexicana</i>	2	-	2
<i>Q. germana</i>	1	3	4
<i>Q. pinnativenulosa</i>	3	3	6
<i>O. americanus</i>	-	2	2
<i>Q. insignis</i>	-	2	2
<i>S. glabrescens</i>	-	4	4
<i>Q. sartorii</i>	-	2	2
TOTAL	26	20	46

6.4 Sobrevivencia

Para las parcelas núcleo, cuando se analiza por especie encontramos variabilidad en la respuesta. La especie con mayor porcentaje de sobrevivencia fue *Osmathus americanus* (96%) y la que presentó menor sobrevivencia fue *Quercus insignis* (78%; Figura 5).

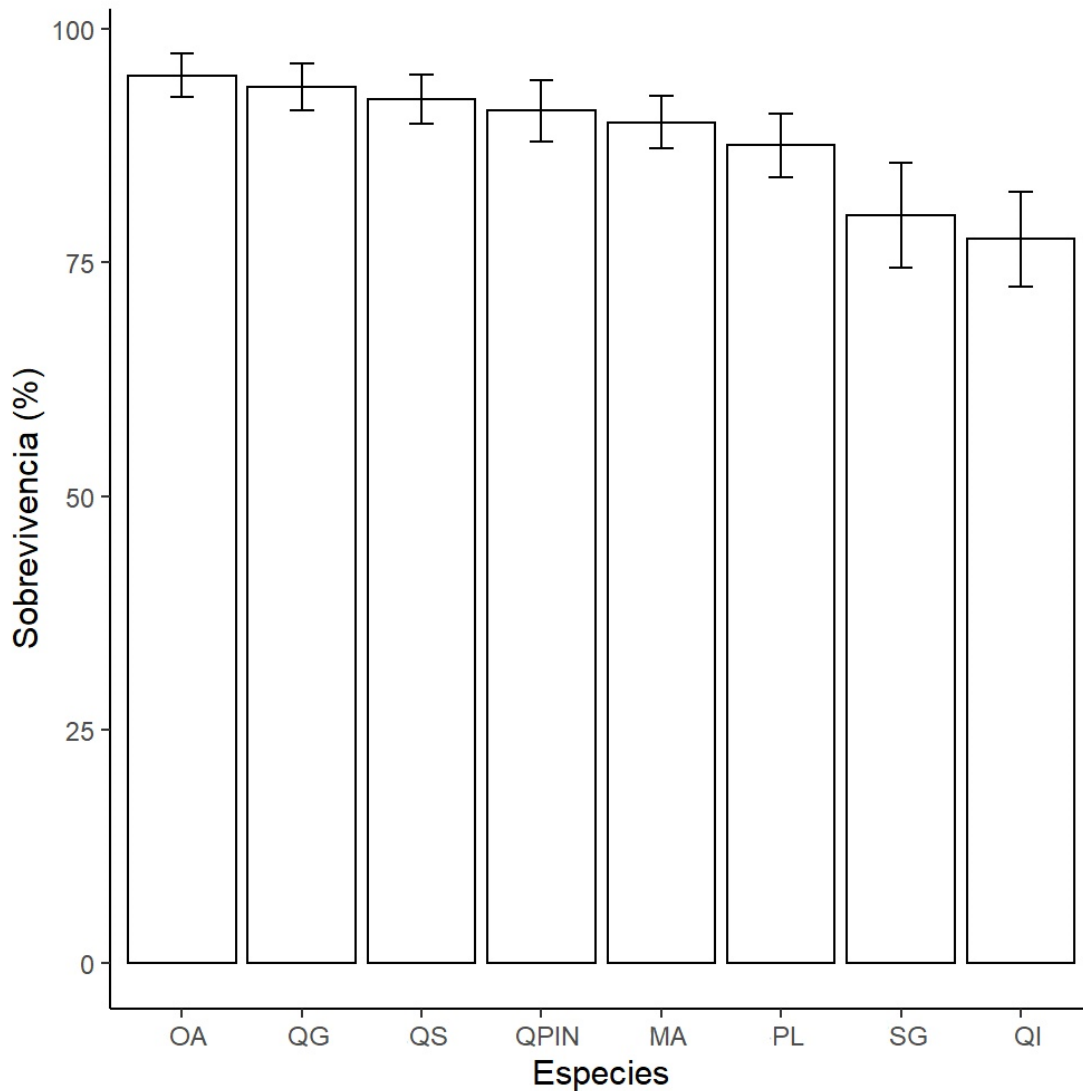


Figura 5. Porcentaje de sobrevivencia de ocho especies arbóreas nativas de las parcelas núcleo de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. Las barras de variación representan un error estándar. *Meliosma alba* (MA); *Osmathus americanus* (OA); *Persea longipes* (PL); *Quercus germana* (QG); *Quercus insignis* (QI); *Quercus pinnativenulosa* (QPIN); *Quercus sartorii* (QS) y *Styrax glabrescens* (SG).

Los resultados del modelo GLM (seleccionado usando el step AIC; Tabla 9) indican que la sobrevivencia de las plantas sembradas en parcelas núcleo se ve mayormente influenciada por la altura inicial de la planta (Figura 6-A) y la altura inicial del estrato herbáceo (Figura 6-B) con respecto a las demás variables de micrositio.

Las plántulas sembradas en parcelas núcleo que presentaron mayor altura (>60 cm) al momento de la siembra tuvieron mayor probabilidad de sobrevivir. Cuando la altura del estrato herbáceo en el micrositio de siembra era mayor (>20 cm) la probabilidad de sobrevivir fue mayor para todas las especies.

Tabla 9. Resultados del modelo lineal generalizado (GLM) para las condiciones de micrositio de siembra que intervienen en la sobrevivencia de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. gl= grados de libertad, χ^2 = Chi cuadrada, p= valor de probabilidad, %= valor de significancia, Altura= altura inicial de la plántula al momento de la siembra, Alt EH= altura inicial del estrato herbáceo.

Factor	gl	χ^2	p	%
Altura inicial	1	17.278	3.229e ⁻⁰⁵	5.206255
Alt EH	1	8.597	0.003367	2.591
Error	610	305.84		
Total	612	331.71		

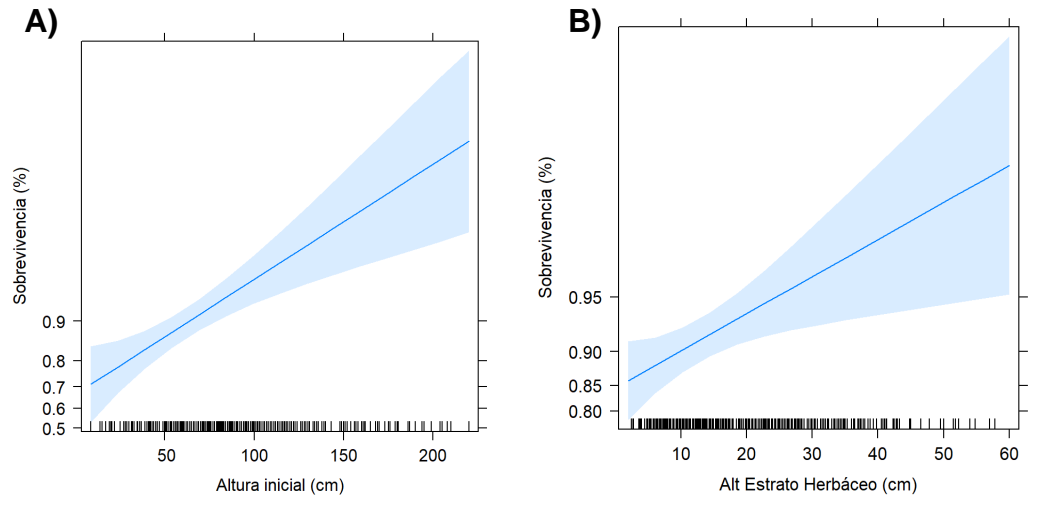


Figura 6. Factores que intervienen en la sobrevivencia de ocho especies arbóreas nativas de las parcelas núcleo de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. **A)** Sobrevivencia en función de la altura inicial de la planta. **B)** Sobrevivencia en función de la altura del estrato herbáceo al momento de la siembra.

6.5 Causas de mortalidad

La mortalidad fue diferente en las zonas de intervención: senderos 7.1%; parcelas núcleo 7.7% y ribereña 18.87%. La alta mortalidad en la zona ribereña pudo deberse a la presencia de un pasto africano más agresivo en dicha área.

Otra causa relacionada con la zona ribereña fue la erosión del suelo al borde del río provocadas por la creciente en la temporada de lluvias (junio-septiembre) llevándose algunas plántulas de la plantación lineal, además, las parcelas cercanas al río también sufrieron inundaciones y arrastre de plántulas. Las parcelas más afectadas fueron la 15 y 18 por su ubicación (Anexo 3). La desecación y la herbivoría de tallos por conejos y armadillos fueron las causas principales de mortalidad (Figura 7).



Figura 7. Causas de mortalidad en una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. **A)** Muerte por desecación. **B)** Plantas trozadas por herbivoría de conejos. **C)** Pérdida de plántulas en la plantación lineal ribereña, provocada por la erosión del borde del río en la temporada de lluvias (junio-septiembre).

6.6 Crecimiento

Después de un periodo de 7 meses de evaluación reportamos para toda la plantación una tasa de crecimiento relativo (media \pm error estándar) en altura de $0.04 \pm 0.00 \text{ cm cm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ y para el diámetro $0.04 \pm 0.00 \text{ mm mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$. El crecimiento varió entre zonas de intervención, las parcelas núcleo presentaron el mayor incremento en altura y diámetro ($0.20 \pm 0.00 \text{ cm cm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ y $0.19 \pm 0.00 \text{ mm mm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$; Tabla 6).

En las parcelas núcleo el crecimiento varió entre especies, las que presentaron mayor tasa de crecimiento relativo en diámetro fueron *Quercus sartorii*, seguida de *Meliosma alba* y *Q. germana*. El menor crecimiento se reportó para *Osmanthus americanus* y *Persea longipes* (Figura 8; Tabla 10).

El crecimiento en altura tuvo una tendencia similar al diámetro, las especies con mayor tasa de crecimiento relativo fueron *M. alba*, seguida de *Q. sartorii* y *Q. germana*. El menor crecimiento se registró en *O. americana*, *P. longipes* y *Q. pinnativenulosa* (Figura 9; Tabla 11).

Los resultados del modelo GLM aplicando "Stepwise Regression" indican que, la tasa de crecimiento relativo en altura de las especies en parcelas núcleo se vieron afectas únicamente por la proporción de suelo desnudo presente en el micrositio inicial de siembra (Tabla 12). Las plántulas incrementaron en altura cuando en el micrositio había menos suelo desnudo (Figura 10-A).

Para el caso de la tasa de crecimiento relativo en diámetro (RGR Diámetro), los resultados del modelo GLM aplicando "Stepwise Regression" indican que los factores de micrositio de siembra inicial que intervienen en el crecimiento en diámetro son: la altura del estrato herbáceo y el porcentaje de ocupación de hierbas y pasto en el piso forestal (Tabla 13; Figura 10-B, C y D respectivamente).

Cuando al momento de la siembra hubo una mayor altura del estrato herbáceo ($>25 \text{ cm}$; Figura 10-B), un alto porcentaje de cobertura de hierbas ($>40\%$; Figura 10-C) y pastos ($>60\%$; Figura 10-D), el crecimiento en diámetro incrementó.

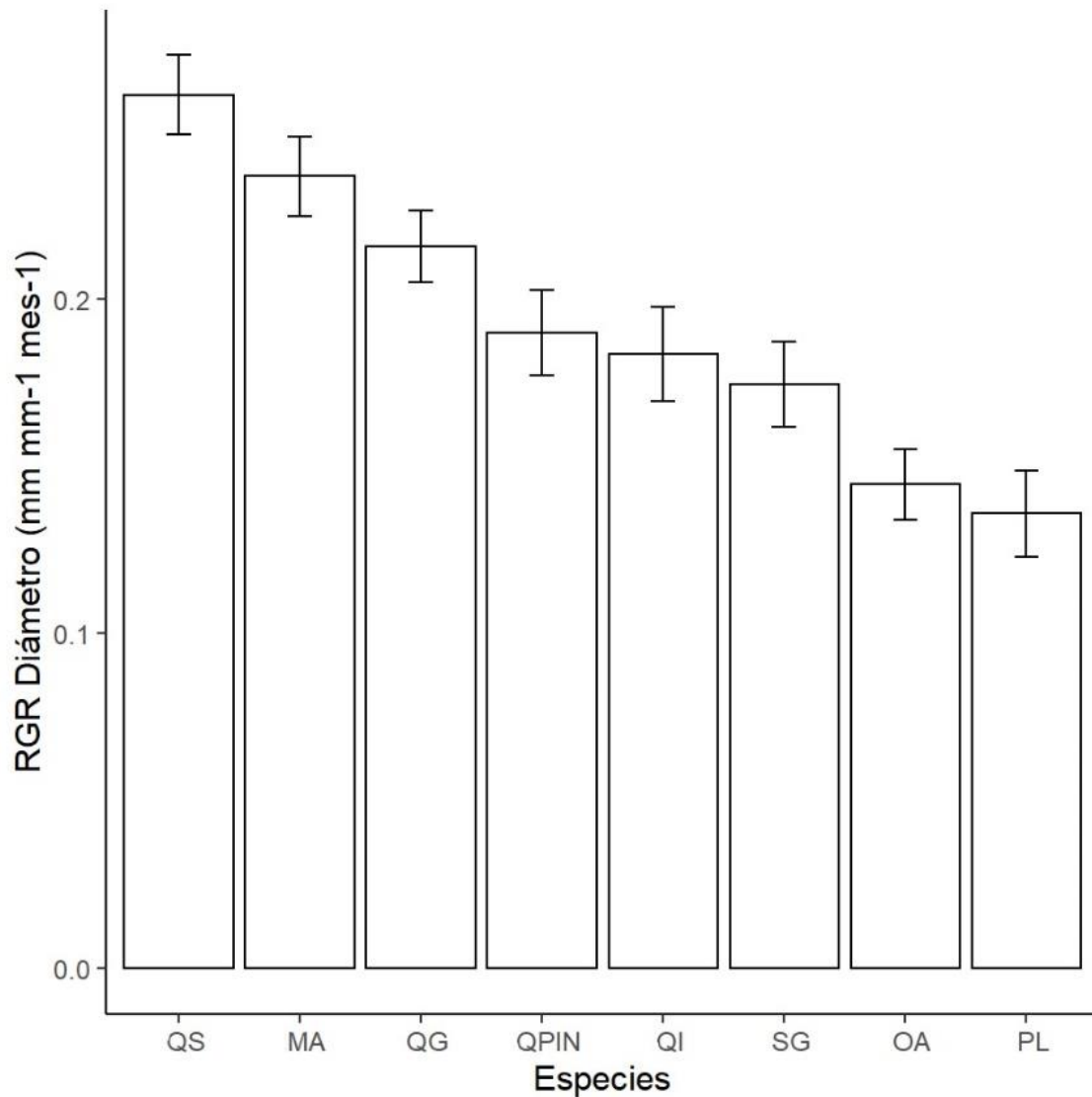


Figura 8. Tasa de crecimiento relativo en diámetro (RGR Diámetro mm mm⁻¹ mes⁻¹) de ocho especies arbóreas nativas de las parcelas núcleo de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. Las barras de variación representan un error estándar. *Quercus sartorii* (QS); *Meliosma alba* (MA); *Quercus germana* (QG); *Quercus pinnativenulosa* (QPIN); *Quercus insignis* (QI); *Styrax glabrescens* (SG), *Osmanthus americanus* (OA) y *Persea longipes* (PL).

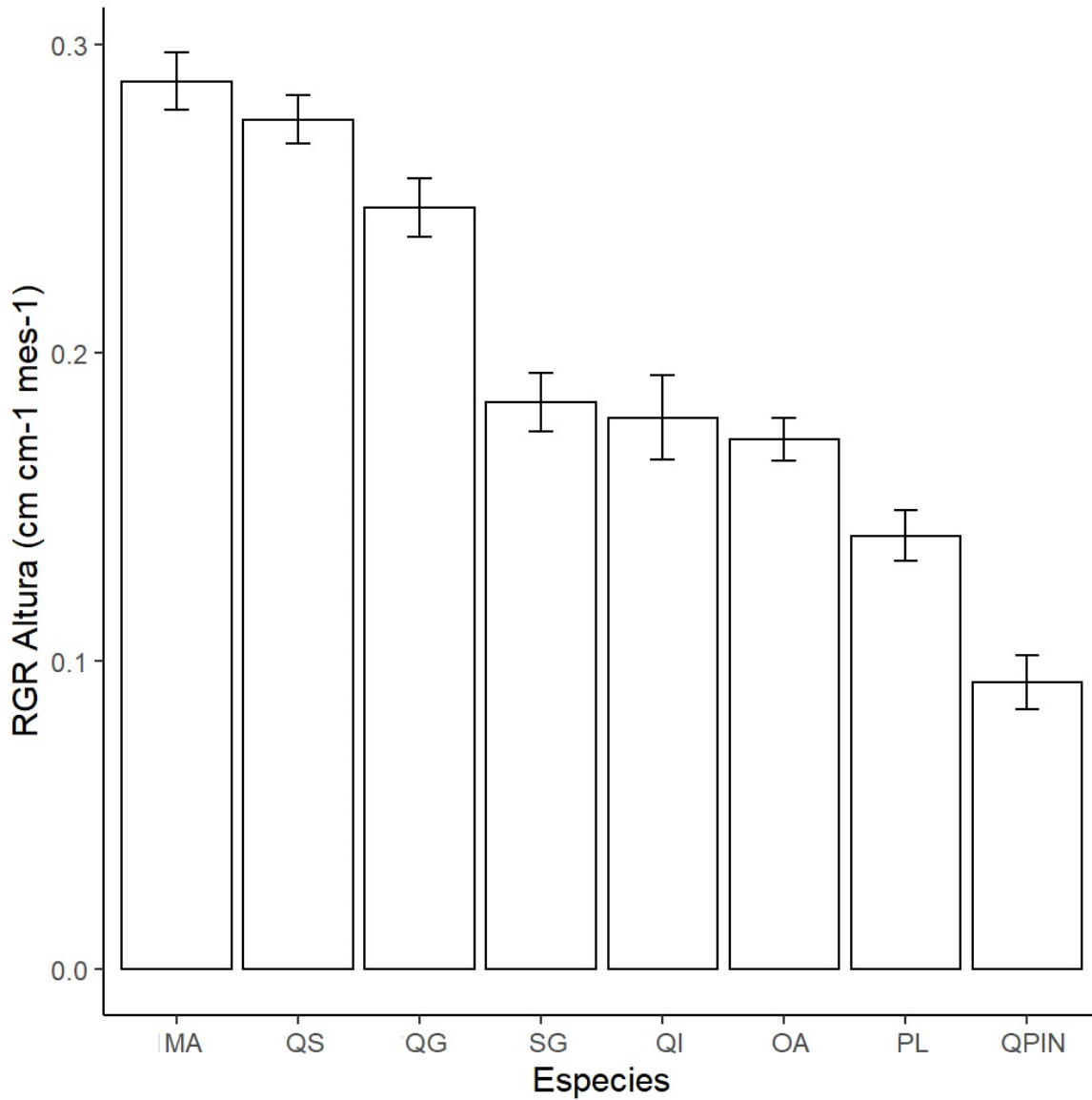


Figura 9. Tasa de crecimiento relativo en altura (RGR Altura $\text{cm cm}^{-1} \text{mes}^{-1}$) de ocho especies arbóreas nativas de las parcelas núcleo de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. Las barras de variación representan un error estándar. *Meliosma alba* (MA); *Quercus sartorii* (QS); *Quercus germana* (QG); *Styrax glabrescens* (SG); *Quercus insignis* (QI); *Osmanthus americanus* (OA); *Persea longipes* (PL) y *Quercus pinnativenulosa* (QPIN).

Tabla 10. Promedio de la tasa de crecimiento relativo en diámetro por especie y por parcelas (media \pm error estándar), de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. *Meliosma alba* (MA); *Osmanthus americanus* (OA); *Persea longipes* (PL); *Quercus germana* (QG); *Quercus insignis* (QI); *Quercus pinnativenulosa* (QPIN); *Quercus sartorii* (QS) y *Styrax glabrescens* (SG).

Parcela	MA	OA	PL	QG	QI	QPIN	QS	SG
1	0.18 (0.03)	0.11 (0.04)	0.10 (0.06)	0.23 (0.01)	0.23 (0.05)	0.21 (0.02)	0.35 (0.16)	0.20 (0.04)
2	0.26 (0.04)	0.15 (0.05)	0.00 (0.00)	0.24 (0.07)	0.15 (0.06)	0.00 (0.00)	0.31 (0.03)	0.25 (0.13)
3	0.17 (0.04)	0.17 (0.01)	0.07 (0.04)	0.17 (0.05)	0.11 NA	0.19 (0.03)	0.25 (0.03)	0.10 (0.06)
4	0.14 (0.07)	0.06 (0.06)	0.14 (0.03)	0.16 (0.02)	0.32 (0.08)	0.16 (0.06)	0.26 (0.05)	0.17 (0.01)
5	0.03 (0.03)	0.11 (0.04)	0.00 (0.00)	0.07 (0.07)	0.04 (0.04)	0.14 (0.03)	0.18 (0.04)	0.08 (0.08)
6	0.20 (0.06)	0.14 (0.02)	0.00 (0.00)	0.18 (0.06)	0.00 (0.00)	0.20 (0.08)	0.21 (0.07)	0.08 (0.08)
7	0.21 (0.03)	0.18 (0.04)	0.22 (0.06)	0.25 (0.03)	0.27 (0.01)	0.21 (0.03)	0.33 (0.01)	0.20 (0.04)
8	0.26 (0.02)	0.25 (0.12)	0.10 (0.04)	0.32 (0.09)	0.16 (0.06)	0.25 (0.06)	0.26 (0.02)	0.17 (0.01)
9	0.28 (0.01)	0.13 (0.04)	0.13 (0.06)	0.20 (0.03)	0.15 (0.02)	0.16 (0.05)	0.22 (0.02)	0.16 (0.04)
10	0.31 (0.02)	0.11 (0.04)	0.25 (0.03)	0.26 (0.02)	0.17 (0.02)	0.25 (0.01)	0.31 (0.03)	0.21 (0.02)
11	0.21 (0.04)	0.12 (0.01)	0.12 (0.06)	0.18 (0.05)	0.16 (0.01)	0.17 (0.03)	0.25 (0.03)	0.17 (0.01)
12	0.33 (0.05)	0.16 (0.01)	0.18 (0.03)	0.29 (0.06)	0.07 NA	0.19 (0.05)	0.25 (0.05)	0.15 (0.03)
13	0.38 (0.05)	0.19 (0.03)	0.25 (0.04)	0.23 (0.02)	0.28 (0.03)	0.12 (0.06)	0.34 (0.03)	0.24 (0.00)
14	0.32 (0.04)	0.16 (0.03)	0.08 (0.05)	0.24 (0.03)	0.30 (0.05)	0.24 (0.05)	0.31 (0.01)	0.18 (0.02)
15	0.30 (0.01)	0.17 (0.06)	0.19 (0.03)	0.27 (0.02)	0.20 (0.03)	0.27 (0.01)	0.29 (0.02)	0.23 (0.01)
16	0.22 (0.07)	0.08 (0.08)	0.13 (0.02)	0.21 (0.01)	0.19 (0.02)	0.18 (0.00)	0.22 (0.06)	0.00 NA
17	0.27 (0.02)	0.14 (0.05)	0.17 (0.03)	0.25 (0.02)	0.19 (0.05)	0.21 (0.21)	0.23 (0.04)	0.25 (0.04)
18	0.21 (0.03)	0.14 (0.05)	0.10 (0.06)	0.19 (0.04)	0.21 (0.05)	0.19 (0.03)	0.25 (0.02)	0.13 (0.06)
19	0.24 (0.03)	0.20 (0.02)	NA NA	0.19 (0.02)	0.10 NA	0.20 (0.11)	0.20 (0.04)	0.18 NA
20	0.18 (0.02)	0.12 (0.06)	0.24 (0.04)	0.15 (0.02)	0.11 (0.01)	0.20 (0.07)	0.21 (0.02)	0.15 (0.04)

Tabla 11. Promedio de la tasa de crecimiento relativo en altura por especie y por parcelas, (media \pm error estándar), de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. *Meliosma alba* (MA); *Osmanthus americanus* (OA); *Persea longipes* (PL); *Quercus germana* (QG); *Quercus insignis* (QI); *Quercus pinnativenulosa* (QPIN); *Quercus sartorii* (QS) y *Styrax glabrescens* (SG).

Parcela	MA	OA	PL	QG	QI	QPIN	QS	SG
1	0.27 (0.02)	0.19 (0.02)	0.12 (0.04)	0.27 (0.01)	0.21 (0.05)	0.17 (0.03)	0.27 (0.03)	0.20 (0.04)
2	0.34 (0.02)	0.26 (0.01)	0.13 (0.06)	0.39 (0.03)	0.21 (0.05)	0.11 (0.02)	0.30 (0.02)	0.21 (0.04)
3	0.27 (0.02)	0.15 (0.03)	0.12 (0.03)	0.22 (0.01)	0.25 NA	0.13 (0.04)	0.29 (0.05)	0.21 (0.05)
4	0.29 (0.01)	0.17 (0.02)	0.16 (0.04)	0.23 (0.04)	0.15 (0.06)	0.08 (0.05)	0.31 (0.02)	0.19 (0.03)
5	0.16 (0.03)	0.09 (0.02)	0.08 (0.01)	0.16 (0.06)	0.03 (0.03)	0.05 (0.01)	0.20 (0.05)	0.06 (0.02)
6	0.32 (0.03)	0.19 (0.05)	0.18 (0.03)	0.23 (0.04)	0.03 (0.03)	0.03 (0.02)	0.27 (0.03)	0.15 (0.04)
7	0.27 (0.02)	0.21 (0.04)	0.15 (0.02)	0.30 (0.03)	0.26 (0.04)	0.05 (0.02)	0.31 (0.03)	0.20 (0.03)
8	0.34 (0.03)	0.20 (0.01)	0.12 (0.03)	0.25 (0.04)	0.18 (0.03)	0.05 (0.02)	0.26 (0.02)	0.16 (0.02)
9	0.35 (0.01)	0.14 (0.02)	0.12 (0.01)	0.23 (0.02)	0.15 (0.04)	0.09 (0.02)	0.27 (0.06)	0.11 (0.06)
10	0.35 (0.03)	0.18 (0.03)	0.21 (0.01)	0.34 (0.03)	0.20 (0.06)	0.15 (0.02)	0.26 (0.06)	0.18 (0.04)
11	0.24 (0.05)	0.17 (0.02)	0.12 (0.06)	0.27 (0.04)	0.09 (0.05)	0.16 (0.04)	0.31 (0.01)	0.27 (0.01)
12	0.37 (0.03)	0.18 (0)	0.19 (0.02)	0.26 (0.02)	0.07 NA	0.07 (0.04)	0.27 (0.02)	0.15 (0.03)
13	0.34 (0.03)	0.15 (0.06)	0.21 (0.04)	0.26 (0.03)	0.31 (0.03)	0.09 (0.05)	0.35 (0.03)	0.22 (0.03)
14	0.32 (0.05)	0.15 (0.02)	0.05 (0.03)	0.28 (0.04)	0.28 (0.05)	0.05 (0.02)	0.26 (0.02)	0.26 (0.01)
15	0.33 (0.03)	0.18 (0.02)	0.20 (0.04)	0.22 (0.04)	0.20 (0.05)	0.23 (0.06)	0.32 (0.01)	0.19 (0.03)
16	0.15 (0.06)	0.11 (0.02)	0.14 (0.03)	0.21 (0.07)	0.17 (0.07)	0.11 (0.07)	0.27 (0.03)	0.10 NA
17	0.30 (0.01)	0.15 (0.02)	0.12 (0.02)	0.23 (0.04)	0.16 (0.07)	0.07 (0.07)	0.28 (0.02)	0.18 (0.02)
18	0.25 (0)	0.19 (0.02)	0.13 (0.01)	0.19 (0.07)	0.19 (0.05)	0.08 (0.01)	0.29 (0.04)	0.22 (0.03)
19	0.23 (0.06)	0.16 (0.01)	NA NA	0.20 (0.01)	0.08 NA	0.07 (0.03)	0.25 (0.03)	0.13 NA
20	0.25 (0.02)	0.22 (0.06)	0.15 (0.02)	0.19 (0.06)	0.14 (0.03)	0.06 (0.02)	0.21 (0.03)	0.18 (0.08)

Tabla 12. Resultados del modelo lineal generalizado (GLM) que indica las condiciones del micrositio de siembra inicial que intervinieron en el crecimiento en altura en una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. gl= grados de libertad, χ^2 = Chi cuadrada, p= valor de probabilidad, %= valor de significancia, Suelo= suelo desnudo.

Factor	gl	χ^2	p	%
Suelo	1	0.084434	0.002674	1.703397
Error	518	4.8502		
Total	521	4.9568		

Tabla 13. Resultados del modelo lineal generalizado (GLM) que indica las condiciones del micrositio de siembra inicial que intervinieron en el crecimiento en diámetro en una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. gl= grados de libertad, χ^2 = Chi cuadrada, p= valor de probabilidad, %= valor de significancia, Alt EH= altura inicial del estrato herbáceo.

Factor	gl	χ^2	p	%
Alt EH	1	0.259378	5.447e ⁻⁰⁷	4.510686
Hierbas	1	0.048031	0.031095	0.8349297
Pasto	1	0.082858	0.004632	1.440332
Error	517	5.3428		
Total	521	5.7503		

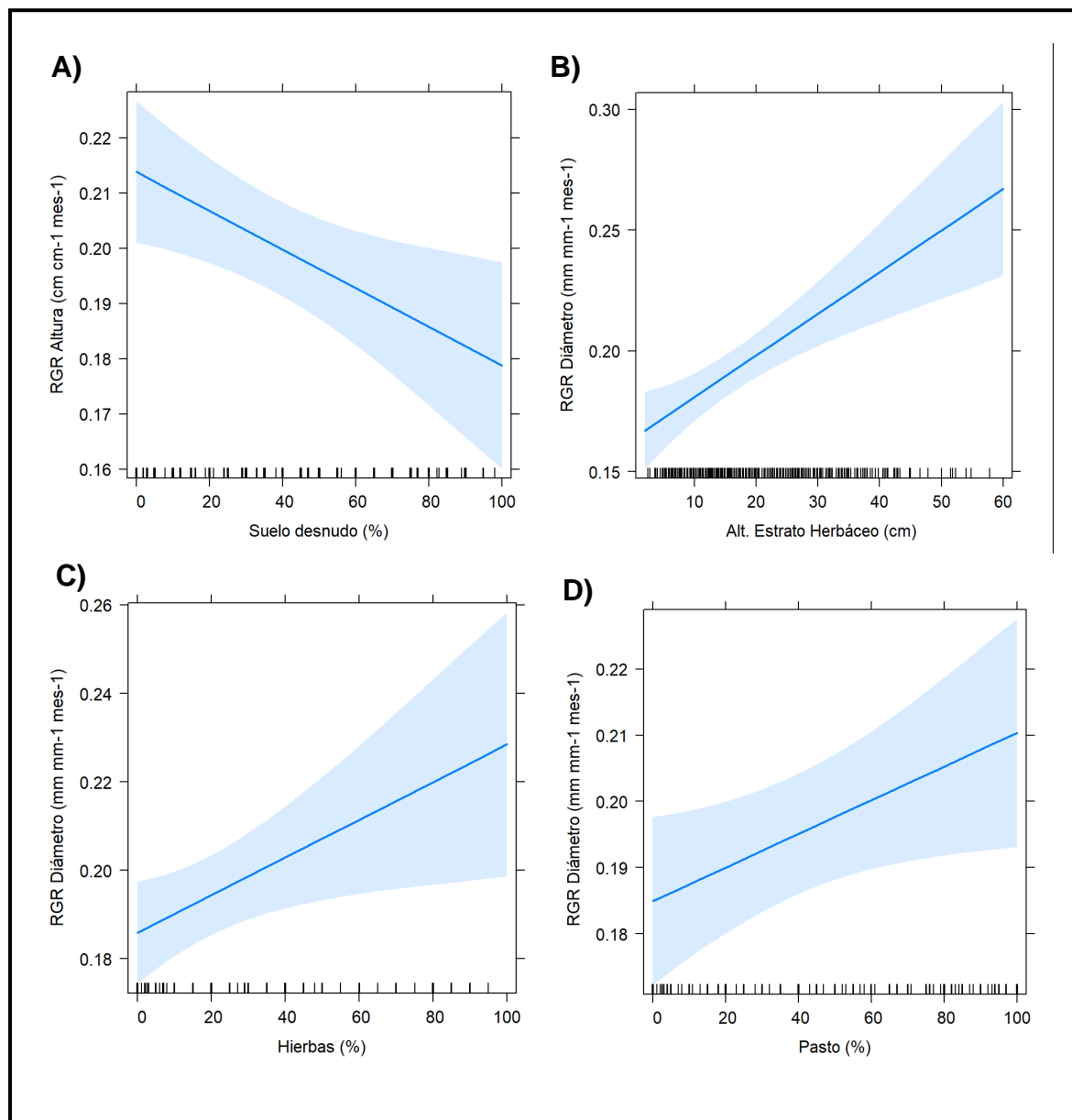


Figura 10. Factores del micrositio de siembra inicial que intervienen en la tasa de crecimiento relativo de ocho especies arbóreas nativas de las parcelas núcleo de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. **A)** Tasa de crecimiento relativo en altura (RGR Altura; cm cm⁻¹ mes⁻¹) en función del porcentaje de ocupación de suelo desnudo; **B)** Tasa de crecimiento relativo del diámetro (RGR diámetro; mm mm⁻¹ mes⁻¹) en función de la altura del estrato herbáceo (Alt. Estrato Herbáceo); **C)** RGR diámetro en función del porcentaje (%) de ocupación de hierbas; **D)** RGR diámetro en función del porcentaje (%) de ocupación de pastos.

7. DISCUSIÓN

En este estudio se muestra la importancia de factores tales como la altura de las plantas al momento de la siembra, las características del estrato herbáceo y la cobertura del suelo en el micrositio de siembra, estos factores afectaron la sobrevivencia y el crecimiento temprano de las especies nativas sembradas en plantaciones de restauración.

7.1 Sobrevivencia

De manera general, 7 meses después de la siembra reportamos distintos valores de sobrevivencia en las tres zonas de intervención: parcelas (92.3%), ribereña (81.13%) y senderos (92.90%). Estos valores son similares a los reportados por estudios anteriores realizados en el centro de Veracruz, para plántulas de árboles nativos del bosque de niebla; Landero-Lozada *et al.*, (2019) después de un año de monitoreo registraron para una plantación de restauración de 12 especies nativas del bosque de niebla, la sobrevivencia más baja para *Meliosma alba* con 81,1% y la más alta para *Sideroxylon contrerasii* de 99,4%. En este estudio se reportó una sobrevivencia del 90% para *Meliosma alba*. Álvarez-Aquino *et al.*, (2004), reportaron la sobrevivencia de árboles nativos del bosque de niebla después de 14 meses *Carpinus caroliniana* (70%), *Fagus grandifolia* (78%), *Quercus acutifolia* (78%) y *Symplocos coccinea* (91%). Además, Muñiz-Castro *et al.*, (2015) reportaron más del 80% de supervivencia de árboles después de un año en *Fagus grandifolia*, *Quercus germana* y *Q. xalapensis*. Sin embargo, cuando las plantaciones son monitoreadas por más años, este porcentaje puede disminuir ya que las especies siguen expuestas a diversos factores como la herbivoría y los eventos climáticos extremos (Montes-Hernández, *et al.*, 2004).

En general, las especies de encino tuvieron una alta sobrevivencia (95-92%; a excepción de *Quercus insignis*). Álvarez-Aquino (2004) reportó que el género *Quercus* tiene un alto potencial para establecerse en sitios agrícolas abandonados (83-98%) y además dentro de fragmentos de bosque (80-98%). Por ello, recomienda su uso en las prácticas de restauración. Muñiz-Castro *et al.*, (2015) también

sugieren que las especies de la familia Fagaceae pueden sobrevivir y crecer en pastizales abandonados a pesar de la herbivoría y las condiciones ambientales más severas de las áreas abiertas. Caso particular es el de *Q. insignis*, que en nuestros resultados es la especie con menor porcentaje de sobrevivencia (78%). Montés-Hernández y López-Barrera, (2013) reportaron para esta especie una tasa de sobrevivencia de 65% en áreas abiertas con algunos árboles aislados después de un año de monitoreo, sin embargo, cuatro años después se registró una sobrevivencia de 26%, lo que sugiere que es importante el seguimiento del establecimiento de las plantaciones, ya que no se descarta que la sobrevivencia disminuya en los próximos años.

7.1.1 Factores que afectan la sobrevivencia

El estrato herbáceo es un factor determinante en el establecimiento temprano de las plantaciones de restauración. Encontramos que, los micrositios de siembra en donde la cobertura de dosel fue menor, la altura del estrato herbáceo era mayor, con menor suelo desnudo y piedras presentes, fueron condiciones que favorecieron la sobrevivencia de las plántulas de todas las especies.

Es importante notar que en este estudio existieron cuatro eventos de reducción de la altura del estrato herbáceo durante el primer año, por lo que estos resultados se relacionan con la calidad del micrositio de siembra al inicio del experimento y no necesariamente con la variación de la altura del estrato herbáceo durante el periodo de intervención del estudio. Se sugiere que, para próximos estudios, se analice el componente herbáceo en relación con el establecimiento de las plántulas. La presencia de un alto estrato herbáceo podría indicar condiciones de un suelo desarrollado, ya que la alta pedregosidad en las zonas ribereñas puede ser una limitante para el desarrollo de una densa vegetación herbácea y arbustiva. Sin embargo, en potreros abandonados que no se encuentran en zonas riparias, un denso y alto estrato herbáceo y en particular compuesto por gramíneas exóticas se ha relacionado con una baja sobrevivencia de plantaciones de especies leñosas en proyectos de restauración (Ortega-Pieck *et al.*, 2011).

Otro de los factores que intervienen en el establecimiento temprano de las plántulas es la altura inicial al momento de la siembra; aquellas plántulas más altas tienen una mayor probabilidad de sobrevivir, ya que pueden ser más eficientes al competir por recursos (radiación fotosintéticamente activa, mayor diámetro a la base del cuello, sistema radicular, etc.) con el estrato herbáceo y las gramíneas. En las parcelas núcleo, las plántulas con una altura entre 60 y 100 cm sobrevivieron más que aquellas con menor tamaño. Además, la elevada sobrevivencia en los senderos (92.90%) donde se sembraron las plantas de mayor altura (media 227.25 cm) y edad, pone de manifiesto que las plantas de mayor edad y altura, también tienen un gran potencial para establecerse en las parcelas de restauración y, además, reducen la probabilidad de sufrir ataques de herbivoría.

Williams-Linera *et al.*, (2016) reportó para 12 especies de árboles nativos del bosque de niebla, con distinto estatus sucesional, que la supervivencia de las especies pioneras es alta en plántulas de 3 y 4 meses de edad, mientras que, para las especies tardías, la sobrevivencia incrementa conforme aumenta la edad y tamaño de las plantas.

La mortalidad para algunas especies pudo deberse a eventos de herbivoría. Algunos estudios han reportado este evento como una de las principales causas de mortalidad (Pedraza y Williams-Linera *et al.*, 2003; Muñiz-Castro *et al.*, 2015; Ortega-Pieck *et al.*, 2011; Landero-Lozada *et al.*, 2019; Montes-Hernández y López-Barrera, 2013 y Williams-Linera *et al.*, 2016).

En este estudio se observó herbivoría de tallos por conejos y armadillos. En algunas plantaciones de restauración del bosque de niebla se ha reportado que la herbivoría es causada principalmente por ratones (Ortega-Pieck *et al.*, 2011) y tuzas (Montes-Hernández y López-Barrera, 2013; Williams-Linera, 2016), sin embargo, casi no hay información documentada sobre herbivoría por conejos y armadillos en el área. No obstante, en otros lugares la herbivoría por liebres es un factor de mortalidad importante, ya que las plántulas pueden ser atacadas en las ramas laterales, en el ápice o desde la base (Jara, 2013).

Otra causa de mortalidad relacionada con la zona ribereña fue la pérdida de plantas por la erosión del borde del río. Meli y Carrasco-Carballido (2011) mencionan que cuando el río crece puede llevarse completamente la ribera y los árboles sembrados si no hay vegetación que sostenga el suelo, por lo que recomiendan; por un lado, que en las zonas ribereñas se deben plantar especies con raíces fuertes, capaces de tolerar las crecientes del río y la inundación, y por otro lado, considerar realizar la siembra casi a finales de la temporada de lluvia y de ser necesario, implementar estrategias adicionales para mitigar la erosión del suelo. Pese a que en este estudio la siembra se realizó considerando el final de la temporada de lluvias, la presencia de huracanes en la siguiente temporada (junio-septiembre), modificó el cauce y escurrimiento del agua, y pérdida de suelo, provocando daños a la plantación lineal ribereña, y a las parcelas cercanas al río, quienes también sufrieron inundación y arrastre de plántulas.

Por otro lado, los largos pastos presentes en esta zona también afectaron la sobrevivencia, ya que al doblarse también doblaban a los árboles sembrados y aunque muchos sobrevivían cambiaban su arquitectura de crecimiento, otros murieron por desecación y daño mecánico.

7.2 Crecimiento

De manera general reportamos altas tasas de crecimiento relativo en altura y diámetro para toda la plantación, variando entre sitios. Es importante mencionar que se mantiene la misma tendencia que en sobrevivencia, *Quercus sartorii*, *Q. germana* y *Meliosma alba* fueron las especies con mayor crecimiento en altura y diámetro, siendo estas tres especies las que mejor se establecieron (sobrevivieron más y crecieron más) durante los primeros siete meses de monitoreo. En comparación con *Persea longipes* que fue la especie con el menor crecimiento y también con baja sobrevivencia.

Landero-Lozada *et al.*, (2019) reportaron que, de las 12 especies analizadas en una parcela de restauración del bosque de niebla, la segunda especie con la mayor tasa de crecimiento relativo fue *Meliosma alba*, coincidiendo con nuestros

resultados para la especie, lo que sugiere, *M. alba* tiene gran potencial para establecerse en las parcelas de restauración de sitios degradados.

La buena respuesta de *Q. sartorii* y *Q. germana* coincide con lo reportado por Muñiz-Castro *et al.*, (2014) para la familia Fagaceae; ya que registraron altas tasas de crecimiento en altura y diámetro en pastizales abandonados. Similar a Álvarez-Aquino *et al.*, (2004), quienes encontraron altas tasas de crecimiento en *Q. acutifolia* en áreas abiertas como potreros abandonados. Por lo que recomiendan el uso de *Quercus* en las prácticas de restauración por su alta capacidad para establecerse. Sin embargo, en nuestro estudio no se cumple para *Q. insignis* y *Q. pinnativenulosa*, ya que en la primera encontramos baja sobrevivencia y bajo crecimiento, y en *Q. pinnativenulosa* una alta sobrevivencia, pero, fue la especie con menor tasa de crecimiento relativa en altura, lo que sugiere un compromiso o trade-off entre supervivencia y crecimiento. Solo algunas especies de encinos son capaces de crecer con mayores tasas sin sacrificar la sobrevivencia a nivel de la plantación.

Un caso muy particular es el de *Osmanthus americanus*; que tuvo una respuesta similar a *Q. pinnativenulosa*, pero más contrastada, ya que fue la especie con el mayor porcentaje de sobrevivencia (96%), pero con tasas de crecimiento muy bajas (RGRh 0.17 ± 0.00 cm cm⁻¹ mes⁻¹ y RGRd 0.14 ± 0.01 mm mm⁻¹ mes⁻¹). Lo que sugiere, que las plántulas, durante los primeros meses de establecimiento utilizaron su energía para sobrevivir más que para crecer (compromiso o trade-off entre supervivencia y crecimiento). Para la especie no hay otros estudios en los que se haya introducido en plantaciones de restauración, por lo tanto, nuestros hallazgos son importantes siendo de los primeros registros de sobrevivencia y crecimiento para la especie, sin embargo, hay que considerar que el tiempo de monitoreo fue corto, por lo que en un monitoreo más prolongado tendremos información más detallada de esta especie y en general de todas las especies utilizadas en la plantación.

7.2.1 Factores que afectan el crecimiento

Nuestro sitio de estudio presentó distintos niveles de degradación y un mosaico de vegetación secundaria compuesto principalmente por áreas dominadas por pastos exóticos como *Cynodon dactilon*, *Paspalum sp.* y *Urochloa maxima* y en menor medida por árboles de algunas especies pioneras, entre las que destacan *Vachellia pennatula*, *Vernonia patens* y *Vernonanthura sp.*; y arbustos como *Triunfetta bogotensis*, además de especies del género *Solanum* y *Xylosma*, provocando que las condiciones entre los micrositos cambiaran.

Para el caso de la tasa de crecimiento en diámetro, encontramos la misma tendencia que en sobrevivencia; el crecimiento en diámetro aumentó cuando la altura inicial del estrato herbáceo incrementó. Además, el crecimiento también se vio favorecido cuando el porcentaje de ocupación inicial de hierbas y pastos fue mayor.

Estos resultados nos llevan a sugerir que la presencia de hierbas y pastos pueden favorecer el establecimiento inicial de las plántulas, sin embargo, dado los eventos de reducción del estrato herbáceo, esto no refleja la respuesta de las plántulas al micrositio de siembra durante los siete meses de monitoreo. Por lo tanto, es probable que una mayor proporción de hierbas y pastos en el piso forestal sea un reflejo de la calidad del micrositio de siembra asociado a condiciones de suelo más desarrollados, sin tanta pedregosidad y en donde las raíces de las plántulas pudieron desarrollarse mejor de forma temprana.

De modo que, la presencia de hierbas y pastos es un indicador de la calidad del micrositio de siembra, pero si no se controlan con acciones de reducción de herbáceas pueden significar un agente importante de competencia por recursos e inclusive provocar un daño mecánico importante a las plántulas (Ortega-Pieck *et al.*, 2011).

El sitio de estudio presenta una mezcla de pastos nativos y pastos exóticos (*Cynodon dactilon*, *Paspalum sp.* y *Urochloa maxima*), con coberturas (95 - 30%) y alturas (110 – 45 cm) muy heterogéneas, y aunque el crecimiento no fue evaluado

de acuerdo con el tipo de pasto, es importante el monitoreo para dar un seguimiento al crecimiento de las hierbas y pastos, y la respuesta de las plántulas a estos una vez suspendidas las acciones de reducción del estrato herbáceo.

Ya que se ha reportado que el tipo de pasto (nativo vs. exótico) afecta el crecimiento de las plántulas. Los árboles crecen más en presencia de pastos nativos que en presencia de pastos exóticos (Ortega-Pieck *et al.*, 2011).

El crecimiento en altura para todas las especies ($0.04 \pm 0.00 \text{ cm cm}^{-1} \text{ mes}^{-1}$) se vio favorecido cuando hubo una menor proporción de suelo desnudo del piso forestal, asociado a una menor cobertura de dosel y una mayor presencia de hierbas y pastos.

Por una parte, hay que considerar que la cobertura de dosel está positivamente relacionada con la proporción de suelo desnudo presente en el micrositio de siembra: dado que, bajo condiciones de menor dosel, la cantidad y calidad lumínica es mayor, por lo que la dominancia y el crecimiento de hierbas y pastos al igual que el de las plántulas aumenta, a la par que disminuye la cantidad de suelo desnudo (Artavia *et al.*, 2004).

Sin embargo, hay que considerar nuevamente los eventos de chapeo, y que, la presencia de hierbas y pastos es un indicador de la calidad del micrositio de siembra. Y, además, que la presencia de suelo desnudo en el piso forestal puede deberse también, a la historia de uso de suelo del sitio; tratándose de un potrero abandonado el nivel de compactación es mayor que en los bosques (Pedraza y Williams-Linera, 2003), lo que puede inhibir el crecimiento de las plantas, y por otro lado, que la cercanía con el río le otorga al suelo un mayor nivel de pedregosidad (Meli y Carrasco-Carbadillo, 2011). Siendo estas características limitantes en el desarrollo de las raíces y, por tanto, en el crecimiento de las plántulas. Navarro-Cano y Goberna (2019) mencionan que la sobrevivencia y el crecimiento de las plántulas dependen de su capacidad para desarrollar raíces profundas.

8. CONCLUSIONES

1. Las plantaciones multiespecíficas han funcionado con relativo éxito considerando el tiempo de monitoreo de 7 meses, aunque este tiempo fue corto debido a las condiciones del estudio, el seguimiento a largo plazo nos arrojará resultados más completos. Por otro lado, utilizar plantaciones mixtas minimiza la probabilidad de fracasos ya que las especies muestran diferente supervivencia y tasas de crecimiento.
2. Las plántulas de mayor altura (60 -100 cm) tienen más probabilidad de sobrevivir que aquellas de menor tamaño (15 - 50 cm). Por lo que se recomienda sembrar plántulas mayores a los 60 cm de altura.
3. Algunas especies de encino tienen una alta capacidad de sobrevivir y crecer durante los primeros meses después de la siembra. Se recomienda particularmente el uso de *Quercus sartorii* y *Quercus germana*.
4. Buscar micrositios de siembra con un estrato herbáceo bien desarrollado y alto pueden significar buenos micrositios para las plántulas y se debe considerar un subsecuente chapeo selectivo. Se debe considerar que las prácticas de mantenimiento (chapeos selectivos) favorecen el desarrollo de las plántulas al reducir el estrato herbáceo y con ello la competencia con las plántulas, sin embargo, también pueden significar una causa de mortalidad o decrecimiento en las plántulas, aunque en menor medida, por los cortes accidentales.
5. La mortalidad por herbivoría de mamíferos podría ser considerable en el mediano plazo, pero conforme las plántulas crezcan podrían cruzar un umbral de riesgo.
6. Para la zona ribereña se sugiere considerar el aumento del cauce del río y la distancia al borde, así como evaluar la implementación de estrategias adicionales para mitigar la inundación y erosión del suelo.
7. Considerar estrategias de mejoramiento de suelo en los micrositios con un suelo pobre, como enriquecimiento con abonos o sustitución de materia.

9. REFERENCIAS

Ángel, A., Mendoza, M. y Rebolledo, A. (2006). Población y ambiente en Coatepec: valor social de la cubierta vegetal. *Espiral*, 21(36), 163-193.

Álvarez-Aquino, C., Williams-Linera, G. and Newton, A.C. (2004). Experimental Native Tree Seedling Establishment for the Restoration of a Mexican Cloud Forest. *Restoration Ecology*, 12(3), 412-418.

Artavia, G., Eckhardt, K. y Araujo, J. (2004). Efectos de la luz sobre la densidad y morfología de las plantas en un claro dominado por *Duroia hirsuta*, Estación Biológica Madre Selva. Rio Osora, Iquitos, Perú. *Rev. Reflexiones*, 83(1): 131-135.

Avendaño-Yáñez, Ma. De la L., Sánchez-Velásquez, L.R., Meave, J., Pineda-López, Ma. Del R. (2014). Is facilitation a promising strategy for cloud forest restoration? *Forest Ecology and Management*, (329), 328-333.

Carabias, J., Arriaga, V., & Cervantes-Gutiérrez, V. (2007). Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80(Suplemento), 85-100.

Calva, K. y Pavón, N. (2018). La restauración ecológica en México: una disciplina emergente en un país deteriorado. *Madera y Bosques*, 24(1), 1-11.

Camacho-Cruz, A., M. González-Espinosa, J. H. D. Wolf y De Jong, B. H. J. (2000). Germination and survival of tree species in disturbed forests of the highlands of Chiapas, Mexico. *Canadian Journal*.

Carabias, J., Arriaga, V. y Cervantes, V. (2007). Las políticas públicas de la restauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80 (Suplemento), 85-100.

Challenger, A. (1998). *Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro*. Comisión Nacional para el

Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México/Agrupación Sierra Madre, México, Distrito Federal, México.

Chazdon, R. (1987). Aspectos importantes para el estudio de los regímenes de luz en bosques tropicales. *Revista de Biología Tropical*, 35 191-196.

CONABIO. (2006). Capital natural y bienestar social. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

CONAFOR. (2005). Árboles de la Selva Lacandona útiles para la restauración ecológica. Comisión Nacional Forestal, México.

CONAFOR. (2020). *Estimación de la tasa de deforestación en México para el periodo 2001-2018 mediante el método de muestreo*. Documento Técnico. Jalisco, México. Recuperado de: <https://www.gob.mx/conafor/documentos/estimacion-de-la-tasa-de-deforestacion-bruta-en-mexico-para-el-periodo-2001-2018-mediante-el-metodo-de-muestreo?idiom=es>

Cortés, N. (2010). Diagnóstico de la calidad del agua del río Pixquiac en la congregación Zoncuantla, Municipio de Coatepec, Veracruz (Trabajo recepcional). Universidad Veracruzana, Xalapa, Ver. México.

Díaz-García, J.M., López-Barrera, F., Pinera, E., Toledo-Aceves, T. y Andresen E. (2020). Comparing the success of active and passive restoration in a tropical cloud forest landscape: A multi-taxa fauna approach. *PLoS One*, 15(11), 1-17.

FAO. (2015). La deforestación a nivel mundial se ralentiza. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado de: <https://www.fao.org/news/story/es/item/327382/icode/>

FAO. (2019). Comisión forestal para América Latina y el Caribe. 31^a Reunión. Montevideo, Uruguay. 8.1.3 Restauración de bosques y paisajes. Nota de la Secretaría. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/ca5677es/ca5677es.pdf>

FAO. (2020). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020. Principales resultados. Roma. Recuperado de: <https://doi.org/10.4060/ca8753es>

FAO y PNUMA. (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. Recuperado de: <https://doi.org/10.4060/ca8642es>.

Flores-Villela, O. y Gerez, P. (1988). *Conservación en México: Síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso del suelo*. INIREB y Conservation International. México, D.F. 302.

Global Forest Watch. (2021). Deforestación en México. Recuperado de: <https://www.globalforestwatch.org/dashboards/country/MEX/>

González-Espinoza, M., Meave, J.A., Lorea-Hernández, F.G., Ibarra-Manríquez, G., and Newton, A.C. (Ed.). (2011). *The Red List of Mexican Cloud Forest Trees*. Mexico city, Mexico: Editorial Fauna & Flora international, BGCI, The Global Trees Campaign and The IUCN.

Gual-Díaz, M. y Rendón-Correa A. (comps.). (2014). Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 352 p.

Guariguata, M. y Ostertag R. (2002). Sucesión secundaria. Cap. 23. En: Guariguata, M. y G. Kattan (Eds.). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Ed. LUR. Cartago, Costa Rica, 691 pp.

Hernández-Ladrón de Guevara I., Rojas-Soto O.R., López-Barrera F., Puebla-Olivares F. y Díaz-Castelazo C. (2012). Dispersión de semillas por aves en un paisaje de bosque mesófilo en el centro de Veracruz, México: su papel en la restauración pasiva. *Revista Chilena de Historia Natural*. 85: 89-100.

Hoffman, W.A. y Haridasan, M., (2008). The invasive grass *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecol.* 33, 29–31.

Hunt R. (1990). Tasas de crecimiento relativas. En: Análisis básico de crecimiento. *Springer*, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-010-9117-6_3

INEGI. (2020). Sistema de Información Estadística y Geográfica del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave (SI EGVER). Cuadernillos municipales 2020. Coatepec. Recuperado de: http://ceieg.veracruz.gob.mx/wp-content/uploads/sites/21/2020/12/Coatepec_2020.pdf

Initiative 20x20. (2021). *Restaurando los paisajes de América Latina*. Recuperado de: <https://initiative20x20.org/about>

Jara, C.E., (2013). *Evaluación del crecimiento y del daño por herbivoría en una plantación inicial de Nothofagus antarctica (G. Forst.) Oerst. Y Nothofagus betuloides (Mirb.) Oerst En la provinciade Palena, X Región*. Tesis de grado. Santiago, Chile.

Korhonen, L., Korhonen, K.T., Rautiainen, M. and Stenberg, P. (2006). Estimation of Forest Canopy Cover: a Comparison of Fiel Measurement Techniques. *Silva Fennica*. 40(4), 577-588.

Landero-Lozada, S., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F., Sosa, V.J. y Ramírez-Marcial, N. (2019). Establecimiento temprano de especies de árboles amenazadas y valiosas en plantaciones de restauración en bosque mesófilo de montaña. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90, 1-12.

Lamb, D. and Gilmour, D. (2003). Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland. 100 -110 pp.

López-Barrera, F., Martínez-Garza, C. y Ceccon E. (2017). Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 97–112.

López-Barrera, F., Williams-Linera, G., Bonilla-Moheno, M., Toledo-Aceves, T., Alvarado, S., Iglesias, C., Díaz, J., Mota, C. y Vásquez, V. (2020). *Informe técnico de actividades. Proyecto: Restauración del bosque de niebla en un sitio degradado en Coatepec, Veracruz*. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México.

Martínez-Ramos, M. y García-Orth, X. (2007). Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Biol. Soc. Bot. Méx.* 80(Suplemento): 69-48 (2007).

Meli, P. y Carrasco-Carballido, V. (2011). Restauración ecológica de riberas. Manual para la recuperación de la vegetación ribereña en arroyos de la Selva Lacandona. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.

Montagnini, F. (2004). Plantaciones forestales con especies nativas: una alternativa para la producción de madera y la provisión de servicios ambientales. *Recursos Naturales y Ambiente* 43: 28-35.

Montes-Hernández, B. and López-Barrera, F. (2013), Seedling Establishment of *Quercus insignis*: A Critically Endangered Oak Tree Species in Southern Mexico, *Forest Ecology and Management*, 310, 927-934.

Muñiz-Castro, M-A. (2008). *Sucesión secundaria y establecimiento de especies arbóreas nativas para restauración de bosque mesófilo de montaña en potreros abandonados del centro de Veracruz*. (Tesis de doctorado). Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México.

Muñiz-Castro, M-A., Williams-Linera, G. and Benítez-Malvado, J. (2015). Restoring montane cloud forest: establishment of three Fagaceae species in the old fields of central Veracruz, Mexico. *Restoration Ecology*, 23(1), 26-33.

Navarro-Cano, J.A., Goberna, M., Verdú, M. (2019). La facilitación entre plantas como herramienta de restauración de diversidad y funciones ecosistémicas. *Ecosistemas*, 28(2), 20-31.

Ochoa-Ochoa, L.M., Mejía-Domínguez, N.R., Bezaury-Creel, J. (2017). Priorización para la Conservación de los Bosques de Niebla en México. *Ecosistemas*, 26(2), 27-37.

Ortega-Pieck, A., López-Barrera, F., Ramírez-Marcial, N. y García-Franco, J. G. (2011), Early Seedling Establishment of Two Tropical Montane Cloud Forest Tree Species: The Role of Native and Exotic Grasses, *Forest Ecology and Management*, 7(261), 1336-1343.

Parrotta, J., Turnbull, J.W. and Jones, N. (1997). Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99, 1-7.

Pedraza-Pérez, R.A. and Williams-Linera, G. (2003). Evaluation of native tree species for the rehabilitation of deforested areas in a Mexican cloud forest. *New Forest*, 26, 83-99.

R Core Team (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* 35:25-44.

SER (Society for Ecological Restoration International). (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International. Tucson.

Toledo-Aceves, T., Meave, J. A., González-Espinosa, M., and Ramírez-Marcial, N. (2011). Tropical montane cloud forests: Current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 974–981.

UICN Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (2020). <https://www.bonnchallenge.org/Initiative 20x20>. 2021. <https://initiative20x20.org/>

Vargas, O. (2011). Restauración Ecológica: Biodiversidad y Conservación. *Acta biol. Colomb.*, 16(2), 221-246.

Williams-Linera, G. (2012). El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. CONABIO – Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México. 208 pp. Recuperado de: <http://www.inecol.edu.mx/librobosquedeniebla.pdf>

Williams-Linera, G., Álvarez-Aquino, C., Muñoz-Castro, M.A. y Pedraza, R.A. (2016). Evaluación del éxito de la restauración del bosque nublado en la región de Xalapa, Veracruz. En Ceccon, E., y Martínez-Garzaa., C. (Ed.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 88-101). Cuernavaca, Morelos, México: Editorial UNAM, CONABIO, UAEM, CRIM.

WRI. (2021). La deforestación aumentó en todo el planeta en 2020. Recuperado de: <https://wrimexico.org/>

10. ANEXOS

Anexo 1. Registro fotográfico por especie

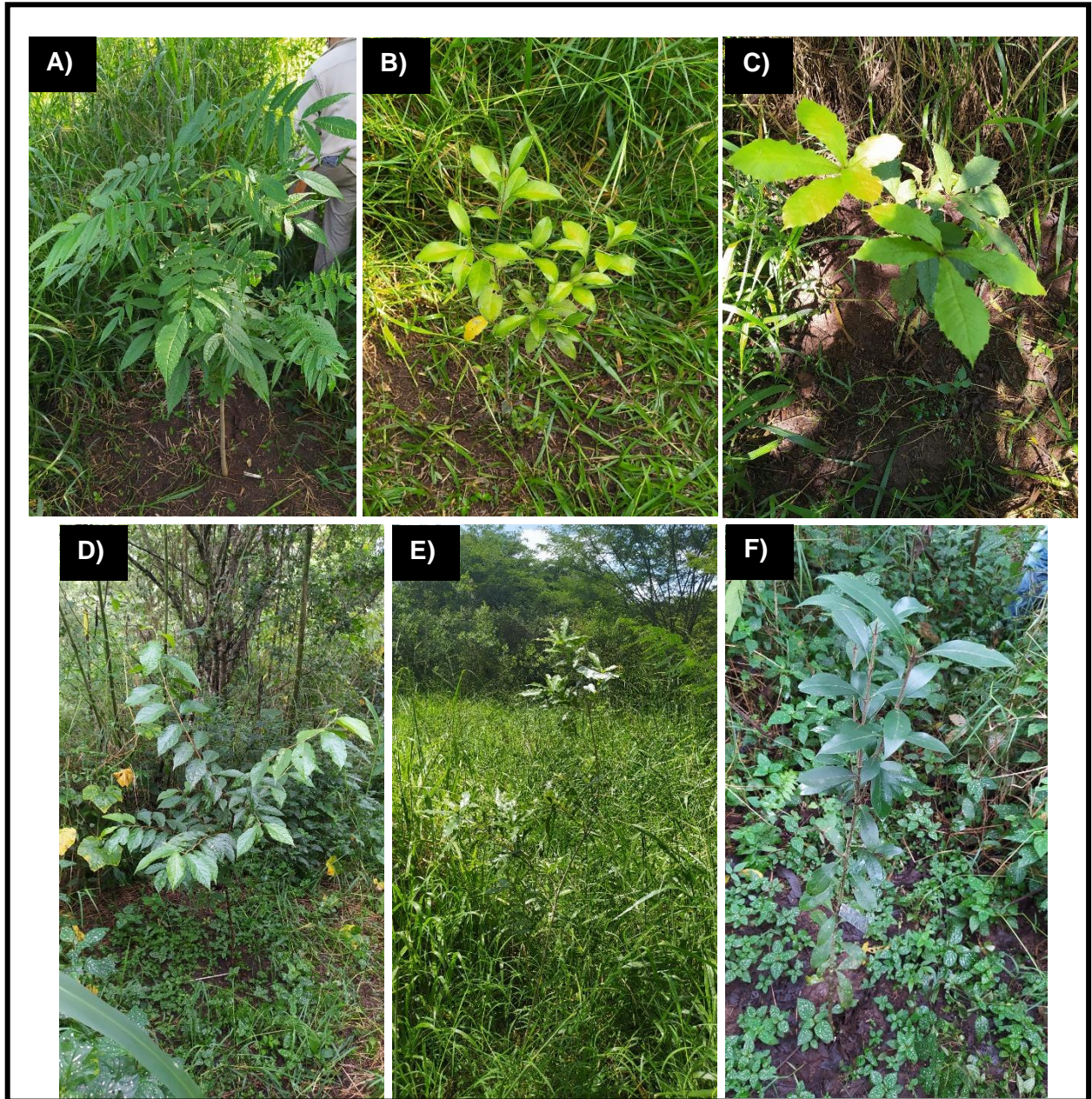


Figura 11. Especies arbóreas nativas del bosque de niebla utilizadas en una plantación de restauración en Coatepec, Veracruz, México: **A)** *Meliosma alba*; **B)** *Osmanthus americanus*; **C)** *Quercus insignis*; **D)** *Styrax glabrescens*; **E)** *Q. pinnativenulosa*; **F)** *Persea longipes*.



Figura 12. Especies arbóreas nativas del bosque de niebla utilizadas en una plantación de restauración en Coatepec, Veracruz, México: **A)** *Quercus germana*; **B)** *Quercus sartorii* **C)** Daños por herbivoría de algunas plántulas.

Anexo 2. Apertura de sendero

Como una estrategia para facilitar y limitar el tránsito entre parcelas se realizó un sendero con tres accesos principales que permiten el ingreso a las parcelas (Figura 11).



Figura 13. Sendero que delimita el tránsito entre parcelas de una plantación de restauración del bosque de niebla en Coatepec, Veracruz, México. Se indica el sendero principal, y los tres accesos principales.

Anexo 3. Zona de inundación

Se delimitó la zona de inundación alcanzada por el desborde del río en temporada de lluvias (julio a septiembre) y se muestra las parcelas que pueden ser afectadas por el arrastre de agua (Figura12).

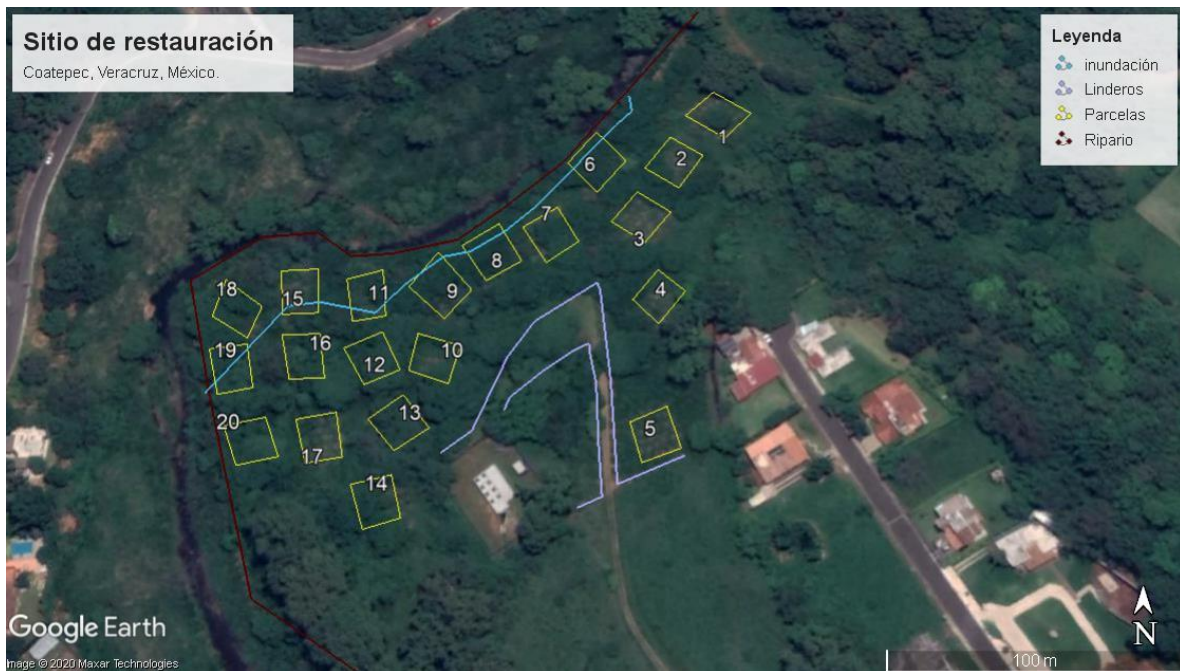


Figura 12. Delimitación de la zona de inundación: Línea azul.