BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

MONITOREO DEL CRECIMIENTO Y SOBREVIVENCIA DEL COMPONENTE ARBÓREO EN TRES PLANTACIONES MIXTAS CON DIFERENTES CONTEXTOS SOCIOECOLÓGICOS EN VERACRUZ, MÉXICO.

Tesis que para obtener el título de

LICENCIADA EN BIÓLOGIA

PRESENTA
MARIANA DÍAZ LÓPEZ

DIRECTORA: FABIOLA LÓPEZ BARRERA

ABRIL 2025

AGRADECIMIETOS

A la Dra. Fabiola López Barrera por guiarme en este proceso, por sus enriquecedoras revisiones y por todo el su apoyo brindado durante la realización de mi proyecto de tesis.

A la finca Trebolillos por las facilidades otorgadas para la realización de este trabajo.

A los trabajadores del Jardín Botánico del Instituto de Ecología, A.C. “Francisco Javier Clavijero” y al M. en C. Carlos Iglesias por su apoyo en el trabajo de campo y por la coordinación del mantenimiento de las plantaciones.

A los hermanos Néstor y Manuel Ortiz Hernández por su gran apoyo en el trabajo de campo, por su guía en campo y por todo el aprendizaje recibido.

Agradezco a todos mis profesores de la BUAP por sus enseñanzas en esta etapa tan importante para mí.

Quiero agradecer a mi familia, principalmente a mi papá Javier Díaz por su amor y su cariño incondicional en todas las etapas de mi vida, más por todo su apoyo durante mi educación universitaria. A mi hermano Jesús por tratarme con ternura y por su compañía en cada momento, a mi gran amiga Luz por siempre tener los brazos abiertos para mí en momentos difíciles y agradezco la vida mi perrito Sam quien es mi ángel y mi regalo de vida. Finalmente, siempre voy a estar agradecida con mi mamá, quien estoy segura que a pesar de ya no estar conmigo, me sigue amando con tanta fuerza como lo hacía en vida, guía mi camino y siempre me escucha, estoy profundamente agradecida por que seas mi mamá, por hacerme la persona que soy y por compartirme tu respeto por la naturaleza.

ÍNDICE

RESUMEN 4

INTRODUCCIÓN 5

OBJETIVO GENERAL 9

OBJETIVOS ESPECÍFICOS 9

HIPÓTESIS 10

METODOLOGÍA 11

Área de estudio 11

Sitios de restauración 12

Especies evaluadas 13

Plantaciones mixtas para la restauración 16

Monitoreo de la sobrevivencia y crecimiento 19

Características del microambiente de siembra 20

Análisis de datos 20

RESULTADOS 22

Generalidades de las plantaciones 22

Caracterización del microambiente de siembra 22

Sobrevivencia 25

Crecimiento 32

DISCUSIÓN 38

CONCLUSIÓN 47

REFERENCIAS 49

APÉNDICE 59

RESUMEN

El bosque mesófilo de montaña (BMM) es uno de los ecosistemas terrestres más amenazados a nivel nacional e internacional. El paisaje del BMM del centro de Veracruz actualmente se compone de una matriz de fragmentos de bosque secundario, potreros y cafetales. El reconocimiento de los contextos socioecológicos en plantaciones de enriquecimiento como técnicas de restauración serán de utilidad para establecer recomendaciones de futuras prácticas de restauración. El objetivo de este trabajo fue evaluar el desempeño (sobrevivencia y crecimiento) de especies arbóreas del BMM en tres plantaciones en propiedades privadas con fines de restauración y diferentes contextos socioecológicos en Veracruz, México. Se establecieron tres plantaciones mixtas en donde se introdujeron un total de 19 especies arbóreas del BMM en el periodo de diciembre de 2019 a febrero de 2022. La siembra estuvo a cargo de diferentes actores sociales en los tres sitios, por lo que los criterios de siembra (espaciado y densidad), así como el número y las especies por cada plantación difieren entre sí. Se registró la sobrevivencia y crecimiento (altura total y diámetro de la base) entre los meses de mayo y junio de 2023. También se estimó en cada planta el porcentaje de cobertura del dosel y el tipo, porcentaje de cobertura de la vegetación herbácea en un área de 1 m^2. Para determinar el efecto de las variables del microambiente de siembra (porcentaje de cobertura de dosel y tipo de cobertura de vegetación herbácea) sobre la sobrevivencia de las plantas se realizaron modelos lineales generalizados y se realizaron correlaciones de Spearman entre las variables de crecimiento y las variables microambientales. Cada uno de los sitios de estudio presentó diferencias en la implementación de la restauración forestal. En el sitio 1 las variables altura inicial de la planta y porcentaje de suelo desnudo tuvieron un efecto positivo sobre la sobrevivencia, mientras que la cobertura de dosel afectó negativamente el crecimiento. En el sitio 2 la sobrevivencia y el crecimiento disminuyó conforme el porcentaje de dosel se incrementó. Los resultados sugieren que las prácticas de restauración pueden ser altamente heterogéneas a pesar de hablar de una escala geográfica pequeña, cada sitio tiene características microambientales determinadas que influyeron en el establecimiento.

INTRODUCCIÓN

Los bosques del mundo cubren un área total de 4 060 millones de hectáreas lo que representa aproximadamente una tercera parte de la superficie terrestre mundial (FAO, 2020). Son ecosistemas altamente biodiversos, brindan servicios ecosistémicos y forman parte esencial de las soluciones para mitigar los efectos del cambio climático (FAO, 2016).

El bosque mesófilo de montaña (BMM) o bosque de niebla resalta por su importancia ecológica debido a los servicios hidrológicos que desempeña, además de su alto nivel de endemismo y diversidad biológica (Aldrich et al. 1997). En México, el BMM es considerado como el ecosistema más diverso por unidad de área albergando un gran número de especies y endemismo, su flora se compone por un aproximado de 3 000 especies de plantas, lo que equivale al 10% del total de plantas registradas para el país (Rzedowski, 1996). Sin embargo, es uno de los ecosistemas terrestres más amenazado a nivel nacional e internacional por factores que lo amenazan como actividades de ganadería y agricultura, densidad poblacional, cambio climático (CONABIO, 2010; Still et al. 1999) y el uso intensivo de su suelo forestal que ha reducido la superficie original reportada en los años 60, donde cubrían el 1.55% del área del país a tan solo cubrir el 0.84% de la superficie original en 2007 (Sánchez-Ramos y Dirzo, 2014).

El BMM del centro de Veracruz ha experimentado un proceso de cambio en su cobertura, en el periodo de 1989 a 2003 la superficie del BMM de la región se redujo en un 10.2% y para el periodo de 2003 a 2015 un 5.4%, debido a cambios de usos de suelo de origen antropogénico como el establecimiento de café bajo sombra, cultivos agroforestales, pastizal inducido y la construcción de viviendas urbanas (Hernández-Pérez et al. 2022; Muñoz-Villers y López-Blanco, 2008). El bosque en esta región resulta como una matriz de fragmentos de bosque secundario, potreros y cafetales (CONABIO, 2010; Williams-Linera, 2012).

Después de un disturbio de moderado a intermedio, la recuperación del bosque puede iniciar a través de la sucesión secundaria en donde ocurre un cambio progresivo en la composición y estructura de la vegetación a lo largo del tiempo (Walker, 2007). El proceso de sucesión secundaria puede llevarse periodos de tiempo muy largos que no podría compensar los niveles de degradación y pérdida de los BMM en la actualidad (Palmer, 1997; Lamb y Gilmour, 2003).

Para acelerar el proceso de sucesión o regeneración natural se puede implementar la restauración ecológica como una estrategia urgente (Palmer et al. 1997; Walker, 2007). La restauración ecológica es una actividad intencional que ayuda a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004), mientras que la ecología de la restauración es la disciplina que guía las prácticas de restauración, establece los conceptos, modelos, metodologías y herramientas para llevar a cabo actividades de restauración ecológica (Ceccon, 2013; López-Barrera et al. 2017; SER, 2004). El objetivo de la restauración a nivel paisaje, además de estar relacionado con la recuperación de procesos ecológicos, estructura, función y diversidad con respecto a ecosistemas de referencia, también busca el bienestar humano (Higgs, 1997; Ramírez-Marcial, 2014).

Se ha promovido que las estrategias de restauración sean más inclusivas e involucren a la comunidad local, por lo que la restauración ecológica ha adquirido una visión transdiciplinaria que incluye a las ciencias naturales, sociales y humanidades, y así se incentiva la participación de la sociedad local y de actores sociales interesados en la restauración (Ceccon, 2013; Ramírez-Marcial et al. 2014). Con el fin de identificar las necesidades, intereses y realidades de los actores sociales involucrados, es necesario el reconocimiento de los contextos socioecológicos donde las estrategias de restauración tienen lugar y relacionar dichos contextos con el avance o éxito de la restauración (Manuel-Navarrete et al. 2006).

Las intervenciones empleadas en la restauración varían dependiendo del nivel de deterioro del sitio a restaurar y de la meta u objetivo establecido (SER, 2004). Entre las actividades de restauración más comunes se encuentran la eliminación de la fuente de perturbación, plantación de especies nativas, eliminación de especies exóticas, enriquecimiento con plantaciones mixtas, nucleación, dispositivos para atraer de fauna y dispersores, inoculación con suelo, entre otras (Holl et al. 2000; Lamb y Gilmour, 2003).

El establecimiento de plantaciones mixtas es una técnica ampliamente utilizada en bosques que, si bien han sido degradados, mantienen algunas características de la vegetación original (Ceccon, 2013). En ocasiones, el enriquecimiento se lleva a cabo en sitios donde se establecieron cultivos bajo sombra o tala selectiva. El interés de los propietarios se puede dar por políticas públicas que dan incentivos económicos o por un cambio en los objetivos de manejo y producción en donde ahora se busca un equilibrio entre la producción y la conservación, por requerimientos en las certificaciones de sus productos o cuando la meta final es la restauración del bosque nativo por el simple interés de recuperar lo perdido (Lamb y Gilmour, 2003; Williams-Linera, 2007).

El establecimiento (sobrevivencia y crecimiento) de especies arbóreas en etapas tempranas de la sucesión están modulados por factores bióticos, como la depredación, herbívora, la competencia con vegetación herbácea, y abióticos, como características del suelo y condiciones ambientales; así como de las características propias de cada especie (Holl 2000; Loik y Holl, 1999). Uno de los factores que afectan el establecimiento de las plántulas es la cobertura de dosel existente. Las condiciones microambientales en áreas abiertas difieren de aquellas encontradas bajo el dosel arbóreo, en general, hay un aumento en la temperatura del aire, del suelo y una disminución de la humedad relativa (Guevara et al. 2004). De esta manera, la cobertura de dosel intermedia proporciona condiciones favorables para el crecimiento y sobrevivencia de las plántulas (Holl, 1999; Loik y Holl, 1999). Sin embargo, la respuesta a la disponibilidad de luz en las plantas también está

influenciada por la tolerancia a la sombra de las especies (Swaine y Whitmore, 1988).

Las especies intolerantes a la sombra o pioneras requieren un aumento en la disponibilidad de luz para poder germinar y establecerse, mientras que las especies tolerantes a la sombra, al presentarse en estados avanzados de la sucesión, toleran las condiciones debajo del dosel arbóreo (Swaine y Whitmore, 1988). Otro de los factores que modula el establecimiento es la competencia con la vegetación herbácea exótica (Holl et al. 2000), ya que muchas especies exóticas de hierbas, pastos o arbustos que son las primeras en colonizar después de un disturbio, tienen un crecimiento rápido y forman parches en poco tiempo que pueden generar sombra densa y debido a su crecimiento causar daños mecánicos a las especies arbóreas que recién se establecen, o producir sustancias alelopáticas que limitan la regeneración (Zimmerman et al. 2000; D'Antonio y Meyerson, 2002). En condiciones abiertas con alta competencia con hierbas, pastos y arbustos, la altura inicial de las plantas a introducir tiene un efecto positivo sobre el establecimiento, las plántulas con una mayor altura inicial posiblemente pueden competir mejor contra la vegetación herbácea (Ramírez-Contreras y Rodríguez-Trejo, 2004).

Las plantaciones de enriquecimiento, al igual que otras estrategias de restauración, deben incluir un plan de monitoreo en el que se evalúa el establecimiento, sobrevivencia y crecimiento de las plántulas introducidas (SER, 2004; Ceccon, 2013; Lamb y Gilmour, 2003) y posteriormente los indicadores de recuperación a nivel ecosistémico. La identificación del avance de las estrategias de restauración y el reconocimiento de los contextos socioecológicos serán de utilidad para establecer recomendaciones de futuras prácticas de restauración, en particular para el paisaje del bosque de Niebla en el Centro de Veracruz.

OBJETIVO

Objetivo general

Evaluar el desempeño (supervivencia y crecimiento) de especies arbóreas del BMM en tres plantaciones mixtas con fines de restauración en propiedades privadas con diferentes contextos socioecológicos en Veracruz, México.

Objetivos específicos

- Evaluar el desempeño (supervivencia y crecimiento) de especies arbóreas del BMM en tres plantaciones mixtas en proceso de restauración.
- Relacionar el desempeño de las especies arbóreas introducidas en función de la altura inicial al momento de la siembra.
- Relacionar el desempeño de las especies arbóreas plantadas con las condiciones del microambiente de siembra (cobertura de vegetación herbácea y dosel).
- Discutir sobre el avance de la restauración con respecto a los diferentes actores sociales que implementan técnicas de restauración en la región.

HIPÓTESIS

1. La variación en las condiciones del microambiente de siembra como la cobertura de dosel y el tipo de porcentaje de cobertura de vegetación herbácea influyen en el establecimiento de las especies introducidas, siendo las condiciones de siembra intermedia las más favorables para el establecimiento temprano.

2. La altura inicial de las plántulas al momento de la siembra favorece su establecimiento final al ayudar a hacer frente a algunas barreras y factores de mortalidad en los primeros años, por lo que las plántulas con una mayor altura inicial tendrán mayores valores de sobrevivencia y crecimiento.

3. Las diferencias en el tiempo de implementación de la restauración forestal y la variación en las características microambientales de los sitios influyen en el establecimiento de los individuos, generando diferencias incluso dentro de las mismas especies sembradas en los diferentes sitios.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El estudio se realizó en el municipio de Coatepec, el cual se encuentra en la región montañosa del centro de Veracruz a una altitud de entre 500 y 2900 m s.n.m, el clima predominante es semicálido húmedo con abundantes lluvias todo el año (Castillo-Campos y Monterrojo, 2009). El uso de suelo con mayor representación en el municipio es el suelo destinado a la agricultura con un 66.33%, mientras que la vegetación secundaria está presente en un 22% (INEGI, 2020).

El tipo de vegetación del área corresponde al bosque mesófilo de montaña (BMM) o bosque de niebla, en el dosel se presentan árboles tanto caducifolios como perennifolios de géneros como *Quercus*, *Juglans*, *Liquidambar*, *Persea, Cinnamomum, Fraxinus, Clethra,* entre otros (Gual-Diaz y González-Medrano, 2014; Rzedowski, 2006). La forma biológica mejor representada en el BMM son las epífitas, pertenecientes a las familias Orchidaceae, Bromeliaceae, Piperaceae, entre otras (Espejo-Serna, 2014; Rzedowski, 1996).

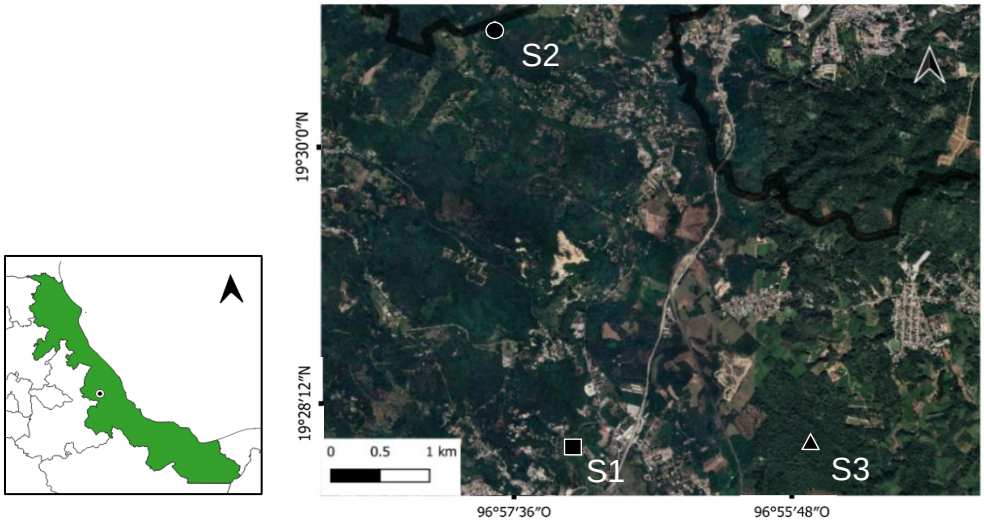

Figura 1. Área de estudio y ubicación de los tres sitios en proceso de restauración en Coatepec, Veracruz. El cuadrado representa el sitio 1 (Restauración ribereña partiendo de un potrero), el circulo el sitio 2 (Bosque secundario periurbano) y el triángulo el sitio 3 (enriquecimiento asociado al manejo de café).

Sitios de restauración

El trabajo de investigación consistió en el monitoreo de tres propiedades privadas con diferentes contextos socioecológicos en donde se establecieron plantaciones mixtas en el periodo de diciembre de 2019 a febrero de 2022 (Figura 1).

El sitio 1 es una propiedad privada vinculada a una colaboración entre una empresa y una institución académica. Tiene un área de 2.5 hectáreas y se encuentra a una altitud de 1200 m s.n.m al noroeste de la cuenca del río Pixquiac que forma parte de los ríos que componen el río La Antigua (Paré y Gerez, 2012). El sitio de restauración colinda con asentamientos urbanos y potreros activos. Anteriormente, el sitio albergaba BMM ribereño y en la actualidad la vegetación es un mosaico de vegetación secundaria, predominan áreas dominadas por pasto de las especies *Cynodon dactilon*, *Paspalum sp*. y *Urochloa maxima*, la vegetación arbórea y arbustiva está representada por especies como *Vachellia pennatula*, *Vernonia patens*, *Heliocarpus sp.*, *Vernonanthura sp.*, *Cnidoscolus multilobus*, *Cestrum tomentosum*, *Triunfetta bogotensis*, *Xylosma sp.*, *Piper nudum*, entre otros (López-Barrera et al., 2020). En este sitio la plantación se estableció con una meta de recuperar el BMM y aumentar la población de especies amenazadas.

El sitio 2 corresponde a una propiedad privada en una zona periurbana, se localiza a una altitud aproximada de 1400 m s.n.m. El propietario buscó el apoyo del Jardín Botánico “Francisco Javier Clavijero” del Instituto de Ecología, A.C. (JB) para iniciar actividades de restauración. El sitio corresponde a vegetación secundaria tras el abandono después de haber sido usado como potrero. Este estudio representa uno de los primeros realizados en el sitio por lo que no se cuenta con una descripción general de la vegetación.

El sitio 3 corresponde a una propiedad privada dedicada al cultivo de café con un área aproximada de 100 ha ubicada en una meseta plana a una altitud de 1220 m s.n.m en la Orduña, Coatepec. La finca se estableció hace más de 200 años cuando

la zona fue destinada a la agricultura, en un principio para el monocultivo de cítricos periodo en el que el área fue tratada fuertemente con agroquímicos que suspendieron su uso en el año 2016 (com. pers). La vegetación del sitio está conformada por áreas abandonadas dominadas por pastos con vegetación arbórea aislada y áreas de cultivo de café de sombra. En el sitio predominan especies de árboles como *Inga sp.* (Fabaceae), *Citrus sp.* (Rutaceae), *Lonchocarpus guatemalensis* (Fabaceae), *Enterolobium cyclocarpum* (Mimosaceae) y *Trema micrantha* (Ulmaceae) que actualmente forman un dosel de 14 m de alto. Las plantas de café sembradas son de la especie *Coffea arabica* de 8 variedades entre las que destacan las variedades típica y geisha, son sembradas a una densidad de 1700 plantas por hectárea, otros cultivos presentes en la finca son el cultivo de nuez de macadamia (*Macadamia* sp), plátano (*Musa* sp) y cítricos en menor medida (Holwerda et al., 2016). En este sitio la plantación se estableció con una meta de conciliar zonas productivas con el establecimiento de especies valiosas para la conservación, pero también para el posible aprovechamiento forestal.

Especies evaluadas

En las tres plantaciones mixtas se introdujeron un total de 19 especies del BMM, seis se encuentran bajo alguna categoría de riesgo. Las características en cuanto a estado de conservación, estado sucesional, intervalo altitudinal y tolerancia a la sombra se enlistan en el Cuadro 1 (se enlistan las especies con un número de individuos igual o mayor a 30, especies con menos individuos se reportan en el Apéndice 1). Las especies introducidas en los tres sitios de restauración se seleccionaron de acuerdo con la disponibilidad de plántulas al momento de siembra en el vivero de procedencia. Las plántulas provinieron principalmente del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero del INECOL, A.C., y otras fueron donadas por el vivero de la SEDEMA.

Cuadro 1. Especies arbóreas sembradas y sus características en los tres sitios en proceso de restauración en Coatepec, Veracruz. El estado de conservación se consultó en la página de la IUCN (https://www.iucnredlist.org/).

Especie	**Nombre común**	**Estado de conservación (IUCN)**	**Estado sucesional**	**Intervalo de elevación (m s.n.m)** [b]	**Tolerancia a la sombra**
Meliosma alba (Schltdl.) Walp.	Palo blanco	Preocupación menor (LC)	Intermedia [a]	700–1900	Intermedia [a]
Ocotea disjucnta Lorea-Hern.	Vara negra	Vulnerable (VU)	Tardía [f]	1700–2500	Tolerante [c]
Osmanthus americanus (L.) Benth. y Hook.f. ex A. Gray	Huesillo	Casi amenazado (NT)	Intermedia	200-2500	Tolerante
Persea longipes (Schltdl.) Meisn.	Aguacatillo	En peligro (EN)	Tardía [a]	650–1400	Intermedia [a]
Quercus germana Schltdl. y Cham.	Encino roble	Preocupación menor (LC)	Intermedia [a]	800–1800	Intermedia [a]
Quercus insignis M. Martens y Galeotti	Encino chicalaba	En peligro (EN)	Intermedia [e]	1500–2160	Intermedia [e]
xQuercus pinnativenulosa C.H. Mull.	Encino	Casi amenazado (NT)	Intermedia	800–1600	Intermedia

Quercus sartorii Liebm.	Encino blanco	Casi amenazado (NT)	Pionera [a]	1300–2000	Intermedia [a]
Quercus xalapensis Bonpl.	Barrilillo	Preocupación menor (LC)	Intermedia [a]	1400–2300	Intermedia [a]
Styrax glabrescens Benth.	Azahar de monte	Preocupación menor (LC)	Tardía [a]	500-2600	Intermedia [a]
Ulmus mexicana (Liebm.) Planch.	Olmo mexicano	Preocupación menor (LC)	Tardía [d]	150–2150	Intermedia [c]

[a] Muñiz-Castro (2008); [b] González-Espinosa et al., (2011); [c] Landero-Lozada et al., (2019); [d] Osorio-Salomón et al., (2021); [e] Avendaño-Yáñez et al., (2014); [f] Toledo-Aceves et al., (2017).

Plantaciones mixtas para la restauración

En los tres sitios, la siembra estuvo a cargo de diferentes actores sociales por lo que los criterios de siembra (espaciado y densidad), así como el número y las especies por cada plantación difieren entre sí. Todas las plantas en los tres sitios fueron etiquetadas con piezas metálicas que indicaban el número y la clave de las especies para su posterior identificación.

En el sitio 1, la siembra se realizó entre los meses de noviembre y diciembre de 2019. Dado que fue una institución académica quien diseño y ejecutó la plantación, se establecieron 20 parcelas de 15 x 15 m distribuidas en todo el sitio, en cada parcela se sembraron 32 plántulas, 4 por cada una de las 8 especies: *Meliosma alba*, *Persea longipes*, *Osmanthus americana*, *Styrax glabrescens*, *Quercus sartorii*, *Q. germana*, *Q. pinnativenulosa* y *Q. insignis* dando un total de 640 individuos. Adicionalmente, se realizó otra siembra en otras dos zonas de intervención llamadas: ribereña y senderos (Figura 2).

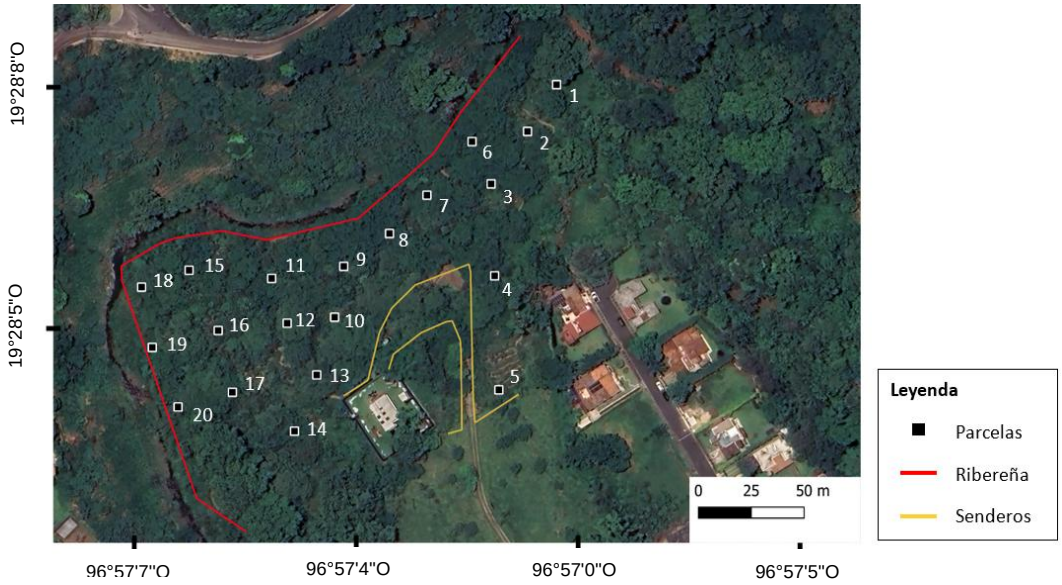

Figura 2. Parcelas de una plantación mixta en proceso de restauración del Sitio 1, en Coatepec, Veracruz. Se indican las tres zonas de intervención: ribereña (en rojo), senderos (en amarillo) y las parcelas núcleo (cuadrados).

En la zona ribereña se estableció una siembra lineal de 133 árboles de 10 especies a una distancia de 1.5 m a lo largo del borde del río Pixquiac cubriendo un total de 399 m. Se estableció un sendero principal en el que sembraron 72 árboles de más de 3 años de 11 especies. Las plántulas de la zona ribereña y del sendero se midieron, sin embargo, no se tomaron en cuenta para los análisis estadísticos, los datos se muestran en el Apéndice 1. Tomando en cuenta las tres zonas de intervención (parcelas núcleo, ribereña y senderos) se sembraron un total de 845 plántulas de 17 especies en el sitio.

En el sitio 2, la siembra se realizó en un predio privado en coordinación con el personal del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero del INECOL, A.C., en el mes de febrero de 2022, se sembraron un total de 504 plántulas de 14 especies en 4 zonas del predio (Figura 3a). El número y especies variaron en cada zona dependiendo del área y el número de plantas disponibles al momento de la siembra, se sembraron a una distancia aproximada de 3 m y se distribuyeron de forma aleatoria.

En el sitio 3, se donaron para establecer la plantación un total de 894 árboles de 18 especies. El principal objetivo para llevar a cabo la plantación fue por el interés de los dueños de restablecer el bosque en su propiedad, además de hacer aprovechamiento forestal y llevar a cabo proyectos de educación ambiental (com. pers.). Las decisiones en cuanto al diseño de la plantación estuvieron a cargo de los dueños, por lo que el número y las especies sembradas se determinó de acuerdo con sus criterios y necesidades, pero con el apoyo de personal técnico y académico se planificó la siembra. A partir de la zonificación de la finca en áreas destinadas a la agricultura, áreas de conservación y restauración, se seleccionaron las zonas (definidas así por ellos mismos) para establecer las plantaciones, además se seleccionaron zonas que tuvieran áreas disponibles para la siembra de manera que no afectaran proyectos futuros, también se tomó en cuenta las oportunidades que podría brindar cada zona, por ejemplo, en el perímetro de la finca se buscó

establecer una cerca viva para la privacidad y seguridad. Con base en esto se seleccionaron 5 zonas de la finca para establecer las plantaciones.

Sin embargo, la siembra de las plántulas no se llevó a cabo como se había planeado y únicamente se sembraron un total de 450 plántulas de 14 especies en tres zonas de la finca (Figura 3b). En la zona 1 se sembraron 100 individuos de 4 especies, 25 plántulas de las especies *Ocotea disjunta*, *Carpinus caroliniana*, *Ulmus mexicana* y *Juglans pyriformis*, a una distancia de 10 x 10 m. En la zona 2 se sembraron 250 individuos de 10 especies sembrados a una distancia de 8 m distribuidas de forma aleatoria de las siguientes especies *O. disjunta* (25), *Q. insignis* (50), *Q. germana* (50), *Q. xalapensis* (25), *Ardisia compressa* (2), *P. longipes* (10), *U. mexicana* (10), *M. alba* (20), *Liquidambar styraciflua* (25) y *Tapirira mexicana* (15). En la zona 3 se estableció una plantación linear en una fracción del borde del límite del sitio. Se sembraron un total de 135 plántulas de 4 especies de manera aleatoria: 45 plántulas de *L. styraciflua*, 50 de *Turpinia insignis*, 20 de *Q. xalapensis* y 20 de *Q. insignis* a una distancia de 8 m entre cada planta. En el primer año posterior a la siembra se realizaron dos intervenciones de mantenimiento que consistieron en la remoción de hierba alrededor de la planta.

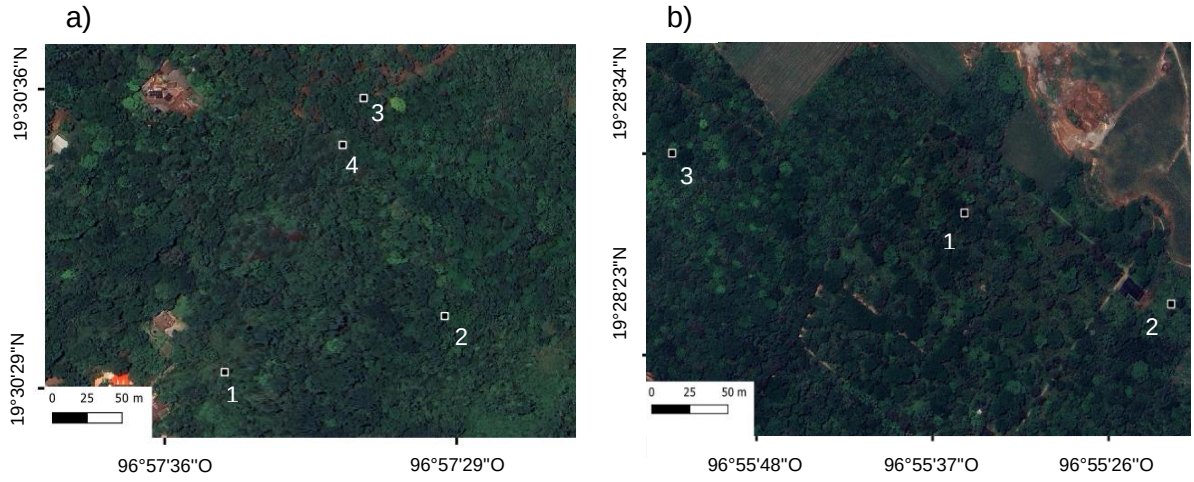

Figura 3. Zonas destinadas a la siembra en dos plantaciones en proceso de restauración en Coatepec, Veracruz. a) sitio 2 y b) sitio 3. Los símbolos cuadrados representan el centro de las zonas destinadas a la siembra.

Monitoreo de la sobrevivencia y crecimiento

Para evaluar el desempeño de las especies plantadas se llevó a cabo un registro de la sobrevivencia y crecimiento entre los meses de mayo y junio de 2023 (altura total, diámetro de la base y/o diámetro a la altura del pecho). Los datos referentes a la primera medición (tiempo 1) se obtuvieron de registros previos, para los sitios 2 y 3 se tomó el registro realizado en la siembra de altura y diámetro en febrero de 2022; mientras que para el sitio 1 se tomaron los datos de la última medición en campo en julio de 2022. Considerando lo anterior, el monitoreo realizado corresponde a los 10 meses después del último registro en el caso del sitio 1 (edad de plantación 41 meses) y para los sitios 2 y 3 la medición se realizó a los 15 meses después de la siembra (edad de plantación 15 meses).

Para registrar la sobrevivencia se identificó cada individuo como vivo o muerto y cuando fue posible se registró la causa de muerte (desecación, herbivoría, daño mecánico o no encontrado). Se consideró como muertos a aquellos individuos con el tallo completamente seco y sin hojas, además de los individuos no encontrados. Las plántulas que no se sembraron en el sitio 3 no se tomaron en cuenta para ningún análisis estadístico.

El crecimiento se registró midiendo la altura total desde la base de la planta hasta el ápice del tallo principal con un flexómetro, el diámetro de la base (DAB) se midió a 2 cm del suelo y el diámetro a la altura del pecho (DAP) se midió a 130 cm de la base cuando la planta alcanzó los 150 cm, de lo contrario únicamente se registró el DAB, ambas mediciones se realizaron con un vernier digital.

Características del microambiente de siembra

Para caracterizar el micrositio de siembra en los tres sitios de estudio, se estimó en cada planta en un área de 1 m^2, el porcentaje de cobertura del dosel, así como el tipo y porcentaje de cobertura de la vegetación herbácea. La cobertura de dosel (%) se midió por individuo tomando una fotografía a 130 cm de altura de cada planta y posteriormente se analizó con el software Image J (versión 1.54d). El tipo de variables de micrositio se determinó a partir de un cuadrante de 1 m^2 ubicando a la plántula en el centro del cuadrante y tomando una fotografía a 130 cm de altura, posteriormente las imágenes fueron analizadas visualmente y se asignó un valor (%) a cada una de las siguientes categorías: 1) suelo desnudo, 2) hojarasca, 3) pasto y 4) hierbas. La toma de fotografías para ambas variables se realizó a la par de la toma de datos de altura y diámetro en mayo de 2023 para los tres sitios.

Análisis de datos

Se determinó la tasa relativa de crecimiento (RGR por sus siglas en inglés) en altura (RGR altura) y diámetro (RGR DAB) de todas las plantas que expresa el crecimiento en términos del incremento de tamaño por unidad del tamaño final menos el tamaño inicial y se calculó con la siguiente formula:

$$RGR = \frac{\ln(H_2) - \ln(H_1)}{t_2 - t_1}$$

Donde H_2 y H_1 son los valores de la altura o diámetro (basal o a la altura del pecho) de las plantas en el tiempo t_2 y t_1 (Hunt, 1990). Además, se calculó el índice de esbeltez que es el producto de la altura entre el diámetro. El tamaño inicial para calcular las tasas corresponde en el caso del sitio 1 a plántulas con 31 meses de haber sido sembradas, con el fin de hacer comparable el periodo de crecimiento con los sitios 2 y 3.

Para los análisis estadísticos de sobrevivencia y crecimiento solo se tomaron en cuenta las especies con un número de individuos mayor a 30.

A fin de evaluar el efecto de las variables del micrositio de siembra sobre la sobrevivencia de las plantas sembradas, se realizó un modelo lineal generalizado (GLM) por sitio de estudio y para cada una de las especies por separado, se utilizó una distribución binomial y los valores se asignaron como 0 (aparentemente muerta) y 1 (viva), la función de liga utilizada fue *logit*. Se realizaron correlaciones de Spearman entre las variables del micrositio de siembra por cada sitio para determinar las variables a incluir en el modelo y se descartaron aquellas altamente correlacionadas. Con base en estos análisis, en los tres sitios se incluyó la variable altura inicial de la planta y la cobertura de dosel, para el sitio 1 se añadió la variable suelo desnudo y para los sitios 2 y 3 la variable pasto. Las variables seleccionadas se incluyeron tanto para el modelo de sobrevivencia como para el de crecimiento. Los resultados significativos en el modelo de sobrevivencia se graficaron con la librería “effects”.

Las plántulas muertas al final del experimento y aquellas que tuvieron una tasa relativa de crecimiento negativa posiblemente por daño y rebrote de tallos fueron eliminadas del análisis de crecimiento (424 plántulas eliminadas por los tres sitios). Dado que la RGR en altura y en diámetro estaban altamente correlacionadas, se excluyó a la RGR en diámetro y se utilizó el crecimiento relativo de la altura del tallo principal. Se realizaron correlaciones de Spearman entre las variables de crecimiento (RGR en altura y el índice de esbeltez) y las variables microambientales para determinar el efecto de estas sobre el crecimiento y se graficaron los resultados significativos. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el software R versión 4.3.1 (R Core Team, 2023)

RESULTADOS

Generalidades de las plantaciones

Cada uno de los sitios de estudio tiene diferencias en la implementación de la restauración forestal, en el Cuadro 2 se muestran dichas características. Se observa que la altura inicial de las plantas al momento de la siembra fue diferente para los tres sitios, siendo las plántulas en el sitio 3 las que presentaron una mayor altura inicial. La edad de la plantación define la altura final promedio de las plantas sembradas. La tasa absoluta de crecimiento mostró un crecimiento en altura que fue de 4.43 a 7.53 cm por mes. Es interesante que cuando se relativiza el crecimiento en altura y diámetro a incrementos mensuales en los últimos 10 a 15 meses, el sitio 2 y 3 presentaron mayores tasas que el sitio 1. Esto se puede deber a que las plantas del sitio 1 pudieron tener tasas de crecimiento igualmente altas los primeros 15 meses después de la siembra, pero durante este estudio, ya siendo una plantación con mayor edad, las tasas de crecimiento en los árboles establecidos van disminuyendo.

Caracterización del microambiente de siembra

En el sitio 1 la cobertura de dosel se correlacionó de forma positiva con la cobertura de hierbas, pero negativamente con los pastos (Figura 4a); en el caso del sitio 2 la cobertura de dosel se correlacionó positivamente con la hojarasca y negativamente con otras variables evaluadas, a excepción del pasto (Figura 4b); y en el sitio 3, la cobertura de dosel se correlacionó significativamente con suelo desnudo (de forma negativa), y presentó una correlación positiva con la cobertura de hierbas (Figura 4c).

Cuadro 2. Características generales de tres plantaciones en proceso de restauración en Coatepec, Veracruz. Se muestran el número de especies utilizadas en los análisis estadísticos, los valores promedio de la altura inicial y final (± 1 EE), tasas de crecimiento (media ± 1 EE), también se muestra el porcentaje de las variables del micrositio de siembra suelo desnudo y cobertura de dosel (media ± 1 EE, valor mínimo y máximo). RGR es la tasa relativa de crecimiento. TCA es la tasa de crecimiento absoluto. La altura y el diámetro inicial para los cálculos de la RGR del sitio 1 fueron los correspondientes a los 31 meses después la siembra.

Factor	**Sitio 1**	**Sitio 2**	**Sitio 3**
Edad plantación	41 meses	15 meses	15 meses
Número de especies	8	14	14
Altura inicial (cm)	84.96 ± 1.38	82.94 ± 2.64	93.25 ± 3.74
Altura final (cm)	302.04 ± 7.52	146.93 ± 4.04	180.75 ± 9.56
TCA altura (cm/mes)	7.53 ± 0.29	4.43 ± 0.21	6.03 ± 0.52
Monitoreo en este estudio	10 meses	15 meses	15 meses
RGR altura (cm cm-1 mes-1)	0.027 ± 0.00	0.043 ± 0.00	0.041 ± 0.00
RGR diámetro (mm mm-1 mes-1)	0.024 ± 0.00	0.041 ± 0.00	0.047 ± 0.00
Índice de esbeltez	8.74 ± 0.11	9.98 ± 0.16	9.22 ± 0.28
Suelo desnudo (%)	24.42 ± 1.21 (0-90)	4.78 ± 0.49(0-70)	2.61 ± 0.63 (0-90)
Dosel (%)	66.31 ± 0.87 (0-91.2)	80.41 ± 0.51 (54-95)	39.43 ± 0.49 (0-91)

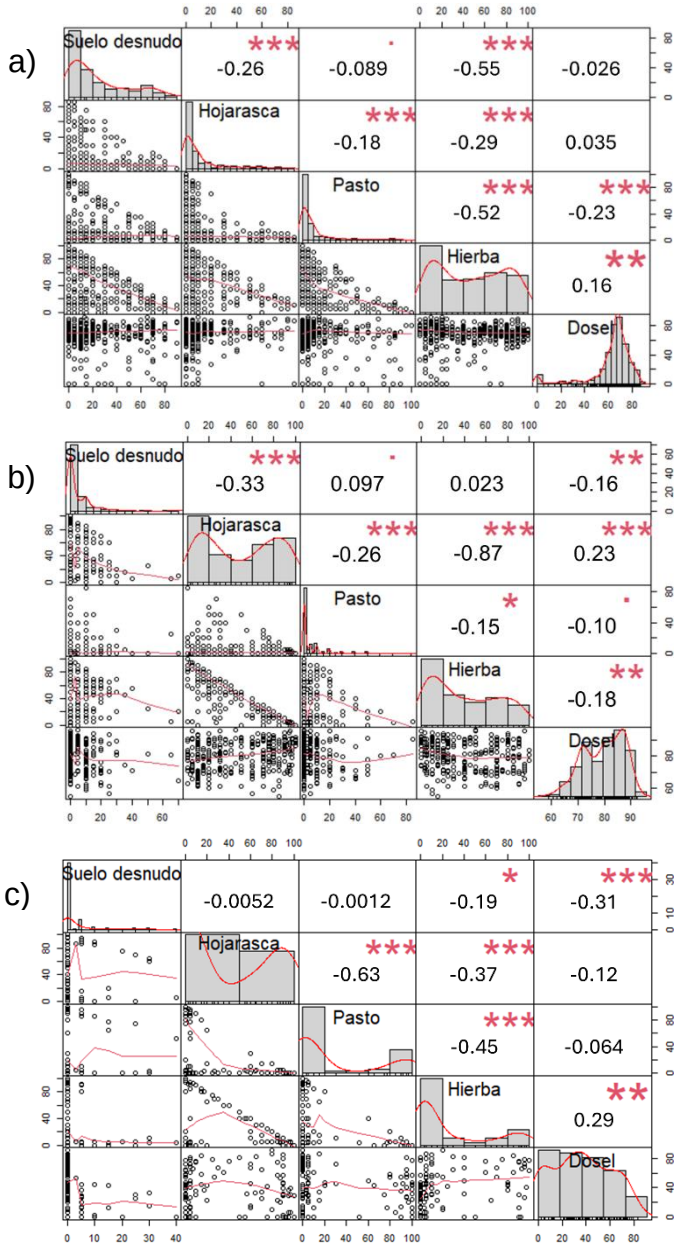

Figura 4. Matriz de correlación de Spearman para las variables del microambiente de siembra de tres plantaciones en proceso de restauración en Coatepec, Veracruz. a) sitio 1 (Restauración ribereña partiendo de un potrero), b) sitio 2 (Enriquecimiento en bosque secundario periurbano) y c) sitio 3 (Enriquecimiento asociado al manejo de café). Los histogramas indican la distribución de los datos de cada variable, también se muestran gráficos de dispersión de la relación entre las variables en la parte inferior de cada matriz y los valores del coeficiente de correlación (r) en la

parte superior. Los asteriscos en color rojo muestran el valor de significancia para los valores de P (*<0.05, **<0.01, ***<0.001).

Sobrevivencia

En el Cuadro 3 se enlistan las especies sembradas en cada sitio con un número de individuos igual o mayor a 30, en el apéndice 1 se reportan las especies con menos de 30 individuos. Después de 41 meses de siembra, el porcentaje de sobrevivencia total en el sitio 1 fue del 70.7 %, las especies con mayor sobrevivencia fueron *Q. germana* y *M. alba* (91.2% y 87.5%, respectivamente), mientras que *S. glabrescens* presentó la sobrevivencia más baja (46.2%; Cuadro 3). En el sitio 2, después de 15 meses de siembra, la sobrevivencia promedio fue un 82.7%, las especies con mayor sobrevivencia fueron *Q. germana* y *U. mexicana* (100%), *O. disjuncta* tuvo la sobrevivencia más baja (75.6%). El sitio 3, después de 15 meses desde la siembra, registró la menor supervivencia entre sitios con un valor de 46.7%. *U. mexicana* presentó el valor más alto (100%), y *Q. xalapensis* tuvo el valor más bajo (33.3%; Cuadro 3). Estos valores de sobrevivencia corresponden a las plántulas que se reportaron como sembradas por los dueños.

Los valores de sobrevivencia específicos deben verse también a la luz del número de individuos sembrados por especie que varió desde 30 hasta 160 individuos en los tres sitios (Cuadro 3).

Cuadro 3. Características de las plantas sembradas en cada sitio en proceso de restauración en Coatepec, Veracruz. Se muestra los datos de altura iniciales (sitio 1: diciembre 2019, sitio 2 y 3: febrero 2022) y finales (mayo 2023) (media ± 1 EE). También se muestran los valores de sobrevivencia (%) general por especie.

Especie	N inicial	N final	Altura inicial (cm)	Altura final (cm)	Sobrevivencia (%)
		Sitio 1			
Meliosma alba	80	70	76.94 ± 1.67	376.89 ± 14.57	87.5
Osmanthus americanus	80	43	85.63 ± 3.49	178.12 ± 11.53	53.7
Persea longipes	80	55	88.25 ± 4.62	156.19 ± 11.06	68.7
Styrax glabrescens	80	37	88.55 ± 2.86	231.49 ± 15.81	46.2
Quercus germana	80	73	77.31 ± 2.47	364.83 ± 15.62	91.2
Quercus pinnativenulosa	80	59	143.85 ± 5.88	306.74 ± 14.96	73.7
Quercus sartorii	80	60	69.67 ± 2.32	416.98 ± 24.15	75.0
Quercus insignis	80	56	65.61 ± 3.34	259.11 ± 21.65	70.0
		Sitio 2			
Meliosma alba	60	49	37.92 ± 1.02	142.89 ± 9.97	81.6
Ocotea disjuncta	160	121	54.33 ± 1.21	91.48 ± 3.67	75.6
Quercus germana	40	40	103.42 ± 3.04	172.11 ± 9.18	100
Quercus sartorii	60	58	145.54 ± 4.22	214.46 ± 8.41	96.6
Quercus xalapensis	40	39	141.05 ± 4.21	183.31 ± 8.85	97.5
Ulmus mexicana	30	30	123.62 ± 3.19	233.71 ± 1545	100
		Sitio 3			
Ocotea disjuncta	50	18	60.91 ± 3.16	90.08 ± 5.13	36.0
Quercus germana	44	15	90.31 ± 4.28	159.51 ± 12.41	34.0
Quercus xalapensis	45	15	101.84 ± 6.65	145.46 ± 7.99	33.3
Ulmus mexicana	34	34	125.33 ± 5.88	310.93 17.09	100

El modelo (GLM) mostró efectos significativos de las variables microambientales analizadas sobre la sobrevivencia, y la identidad de las variables fueron diferentes entre los sitios de estudio (Cuadro 4). En el sitio 1, las variables altura inicial de la planta al momento de la siembra y porcentaje de suelo desnudo tuvieron un efecto positivo sobre la sobrevivencia, esta se incrementó conforme aumentó el suelo desnudo en el micrositio de siembra y conforme las plantas contaban con mayor altura (Figura 5a y b, respectivamente). En el sitio 2, la sobrevivencia disminuyó conforme el porcentaje de dosel se incrementó (Figura 5c). Opuesto a los resultados en el sitio 1 (restauración riparia), en el caso del sitio 3, la sobrevivencia disminuyó conforme las plantas contaron con mayor altura inicial (Figura 5d).

Cuando se analiza por especie, en el sitio 1, la altura inicial tuvo un efecto significativo sobre la sobrevivencia de *P. longipes*, *Q. insignis* y *Q. germana* (Cuadro 5), la sobrevivencia aumentó con una mayor altura inicial (Figura 6a, c y e respectivamente). La sobrevivencia de *P. longipes, Q. insignis* y *O. americanus* estuvo afectada positivamente por el suelo desnudo (Figura 6b, d y f), mientras que la cobertura de dosel tuvo un efecto significativo en la sobrevivencia de dos especies, este fue positivo para *P. longipes* y negativo para *Q. sartorii*.

En cuanto al sitio 2 y sitio 3 los análisis indicaron que ninguna de las variables evaluadas tuvo un efecto significativo a nivel de especie, los resultados de los modelos se muestran en el Apéndice 2.

Cuadro 4. Resultados de los modelos lineales generalizados (GLMs) por cada uno de los tres sitios para evaluar el efecto de las variables microambientales sobre la sobrevivencia de las plantas sembradas para la restauración del Bosque de Niebla. Sitio 1: Restauración ribereña partiendo de un potrero, Sitio 2: Enriquecimiento en bosque secundario periurbano, Sitio 3: Enriquecimiento asociado al manejo de café. *B*= Coeficiente ± EE. En negritas se muestran los efectos estadísticamente significativos (*P*≤0.05), (*D*= devianza, *AIC*= Criterio de Información de Akaike).

	B	**z**	***P***
a) Sitio 1 (*D* = 727.14, *AIC* = 735.14)			
Altura inicial	0.006 ± 0.002	2.302	**0.021**
Dosel	-0.009 ± 0.005	-1.701	0.088
Suelo desnudo	0.019 ± 0.004	4.257	**p<0.001**
b) Sitio 2 (*D* = 123.52, *AIC* = 131.52)			
Altura inicial	-0.0008 ± 0.006	-0.14	0.888
Dosel	-0.081 ± 0.039	-2.034	**0.041**
Pasto	0.024 ± 0.032	0.741	0.458
c) Sitio 3 (*D* = 81.46, *AIC* = 89.46)			
Altura inicial	-0.017 ± 0.006	-2.6	**0.009**
Dosel	0.001 ± 0.009	0.139	0.889
Pasto	0.025 ± 0.009	1.815	0.069

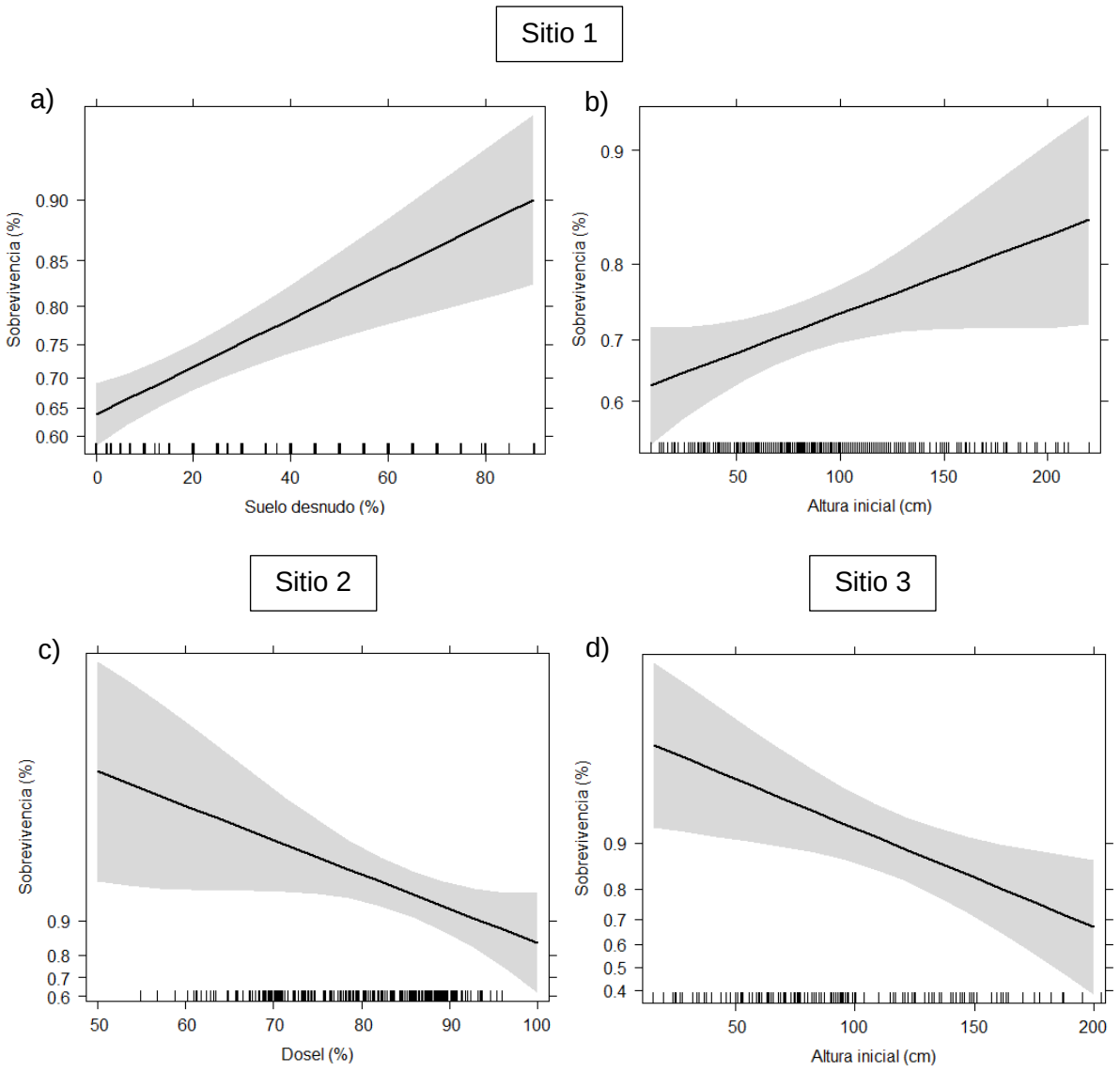

Figura 5. Factores del microambiente de siembra que intervienen en la sobrevivencia de las plantas de los tres sitios en proceso de restauración en Coatepec, Veracruz. a) Sobrevivencia en función del suelo desnudo en el sitio 1; b) en función de la altura inicial en el sitio 1; c) Sobrevivencia en función de la cobertura de dosel en el sitio 2; y d) Sobrevivencia en función de la altura inicial en el sitio 3.

Cuadro 5. Resultados de los modelos lineales generalizados (GLMs) por especie del sitio 1 (Restauración ribereña partiendo de un potrero) para evaluar la sobrevivencia de las plantas en función de las variables microambientales. *B*= Coeficiente ± EE. En negritas se muestran los efectos estadísticamente significativos (*P*≤0.05).

	Constante		**Altura inicial**		**Suelo desnudo**		**Dosel**	
	B	*P*	*B*	*P*	*B*	*P*	*B*	*P*
Meliosma alba	5.531 ± 3.997	0.166	0.002 ± 0.029	0.927	0.014 ± 0.018	0.430	-0.054 ± 0.039	0.169
Osmanthus americanus	0.887 ± 1.532	0.562	0.002 ± 0.012	0.842	0.032 ± 0.013	**0.013**	-0.021 ± 0.015	0.191
Persea longipes	-6.75 ± 2.113	0.001	0.057 ± 0.015	**<0.001**	0.034 ± 0.014	**0.015**	0.041 ± 0.018	**0.021**
Styrax glabrescens	-0.15 ± 1.548	0.918	0.009 ± 0.013	0.485	0.025 ± 0.013	0.051	-0.019 ± 0.015	0.208
Quercus germana	-1.85 ± 1.772	0.294	0.037 ± 0.019	**0.048**	-0.009 ± 0.015	0.535	0.029 ± 0.017	0.096
Quercus pinnativenulosa	1.781 ± 1.319	0.177	-0.002 ± 0.006	0.693	0.026 ± 0.016	0.106	-0.011 ± 0.014	0.416
Quercus sartorii	4.838 ± 2.625	0.065	0.018 ± 0.017	0.276	0.004 ± 0.013	0.74	-0.069 ± 0.031	**0.026**
Quercus insignis	-1.6 ± 1.386	0.245	0.399 ± 0.012	**<0.001**	0.028 ± 0.013	**0.038**	-0.005 ± 0.017	0.747

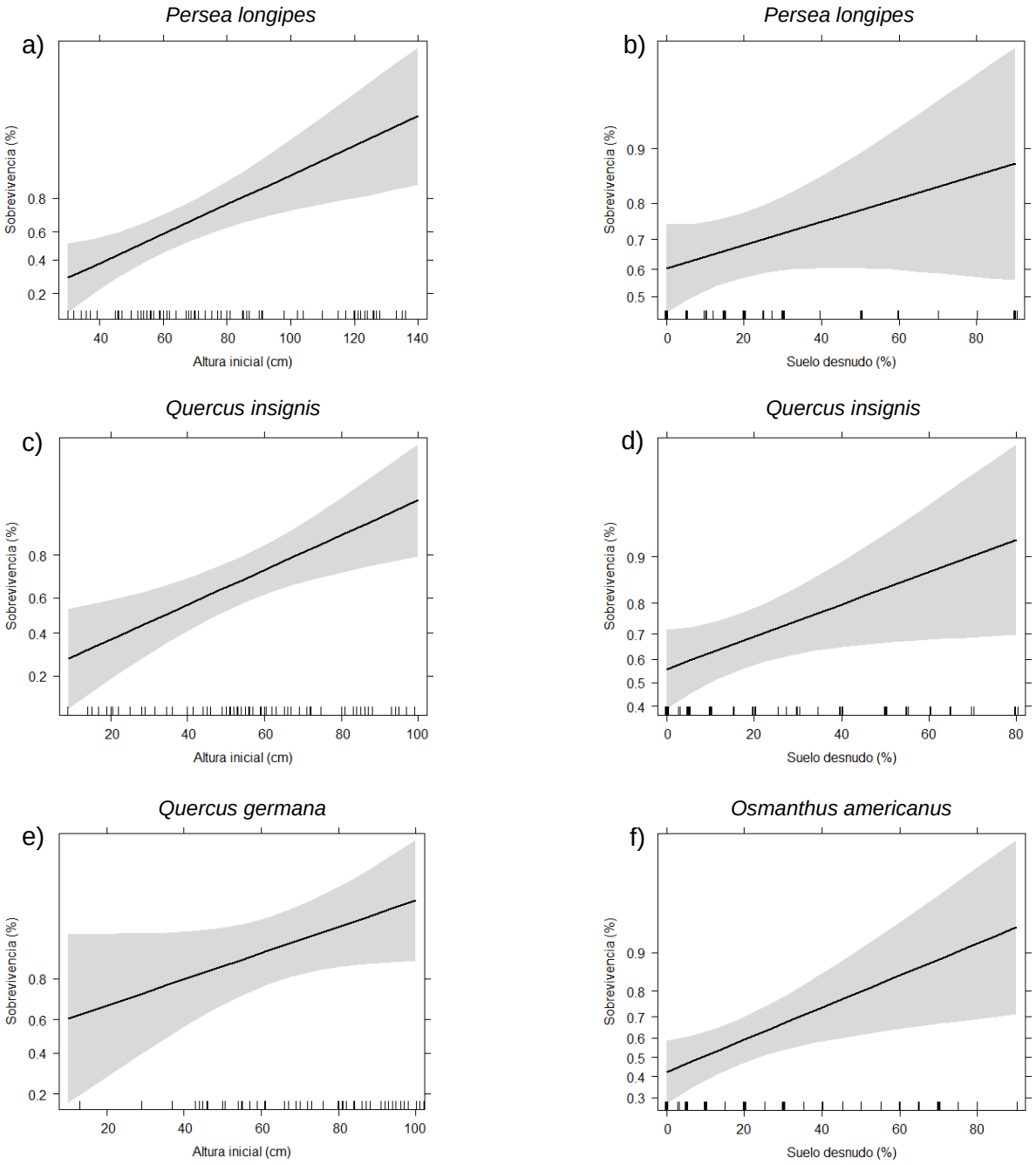

Figura 6. Factores del microambiente de siembra que intervienen en la sobrevivencia de las plantas en el sitio 1 en Coatepec, Veracruz. Sobrevivencia en función de la altura inicial en *P. longipes* (a), *Q. insignis* (c) y *Q. germana* (e). Sobrevivencia en función del suelo desnudo en *P. longipes* (b), *Q. insignis* (d) y *O. americanus* (f).

Crecimiento

En un periodo de 10 meses, en el sitio 1 los valores promedio más altos de la tasa de crecimiento en altura los presentaron *P. longipes* y *Q. germana*, esta última también presentó el valor de diámetro más alto, la especie con menor crecimiento tanto en altura como en diámetro fue *O. americanus* (Figura 7a y b). En un periodo de 15 meses, en el sitio 2, *M. alba* tuvo la mayor tasa de crecimiento tanto en altura como en diámetro mientras que *Q. xalapensis* presentó los valores más bajos (Figura 8a y b). *U. mexicana* fue la especie con los valores más altos en altura y diámetro en el sitio 3, *O. discjunta* presentó menos crecimiento en altura y *Q. germana* en diámetro (Figura 9a y b).

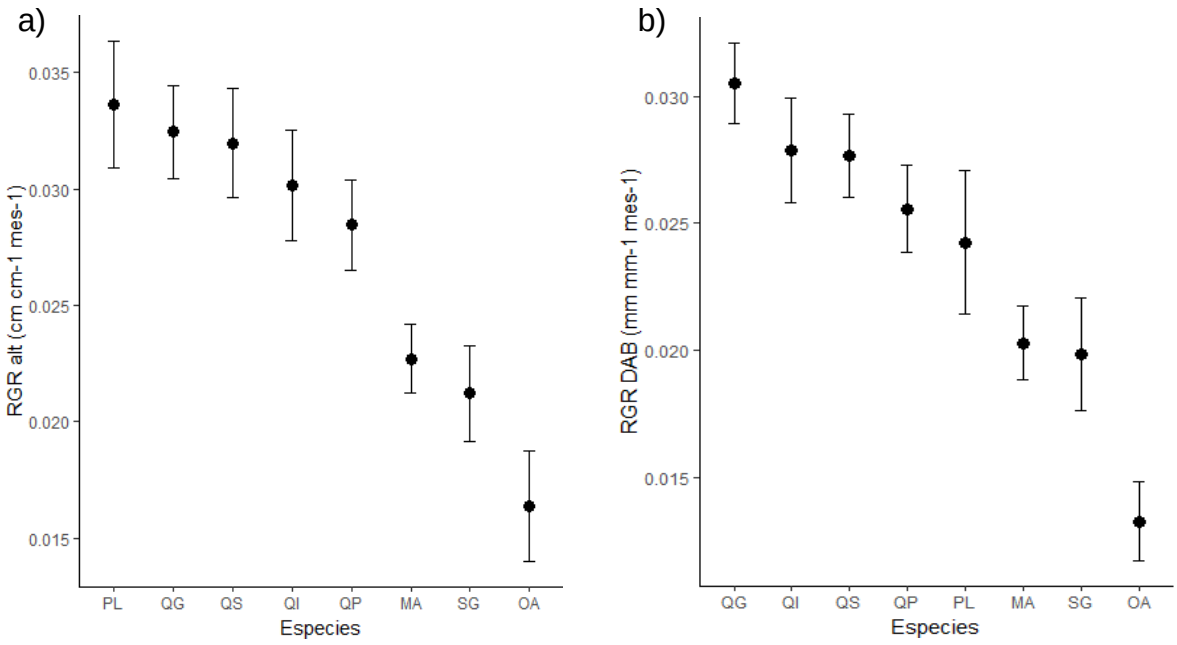

Figura 7. Tasas de crecimiento relativo por especie en el sitio 1 en un periodo de 10 meses (de julio del 2022 a mayo de 2023). a) Tasa de crecimiento en altura (RGR alt, cm cm $^{-1}$ mes $^{-1}$) y b) Tasa de crecimiento relativo en diámetro de la base (RGR DAB mm mm $^{-1}$ mes $^{-1}$). Los puntos representan los promedios ± 1 EE. MA = *Meliosma alba*, OA = *Osmanthus americanus*, PL = *Persea longipes*, SG = *Styrax glabrescens*, QG = *Quercus germana*, QI = *Quercus insignis,* QP = *Quercus pinnativenulosa*, QS = *Quercus sartorii.*

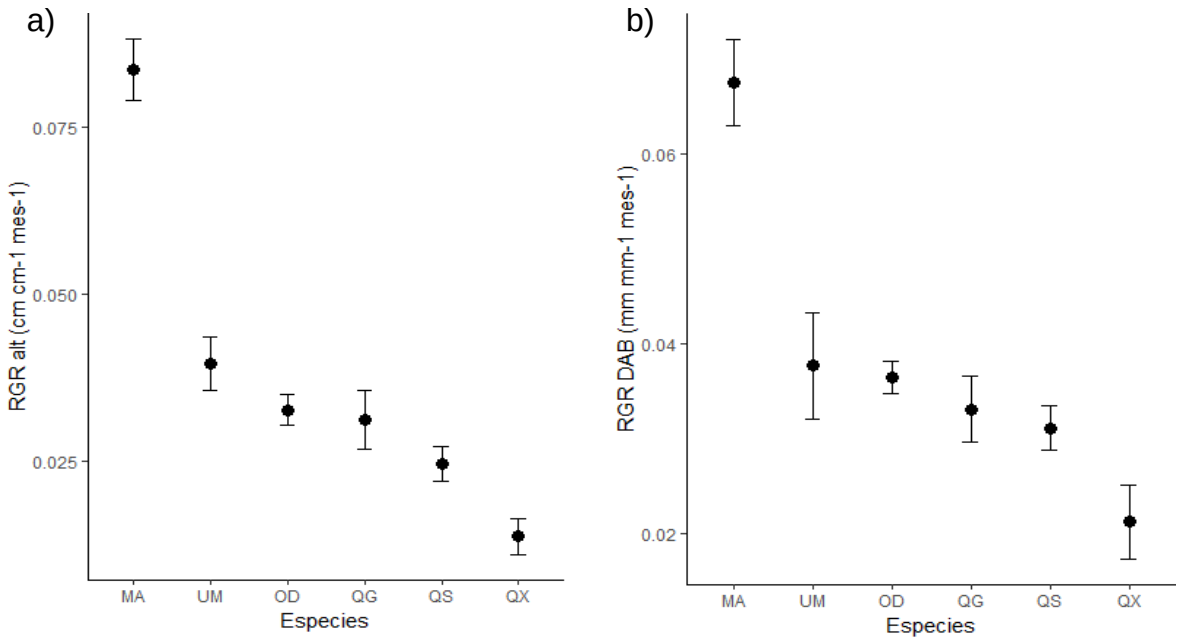

Figura 8. Tasas de crecimiento relativo por especie en el sitio 2 en un periodo de 15 meses (de febrero de 2022 a mayo de 2023). a) Tasa de crecimiento en altura (RGR alt, cm cm $^{-1}$ mes $^{-1}$) y b) Tasa de crecimiento relativo en diámetro de la base (RGR DAB mm mm $^{-1}$ mes $^{-1}$). Los puntos representan los promedios ± 1 EE. MA = *Meliosma alba*, UM = *Ulmus mexicana*, OD = *Ocotea disjuncta*, QG = *Quercus germana*, QS = *Quercus sartorii,* QX = *Quercus xalapensis*.

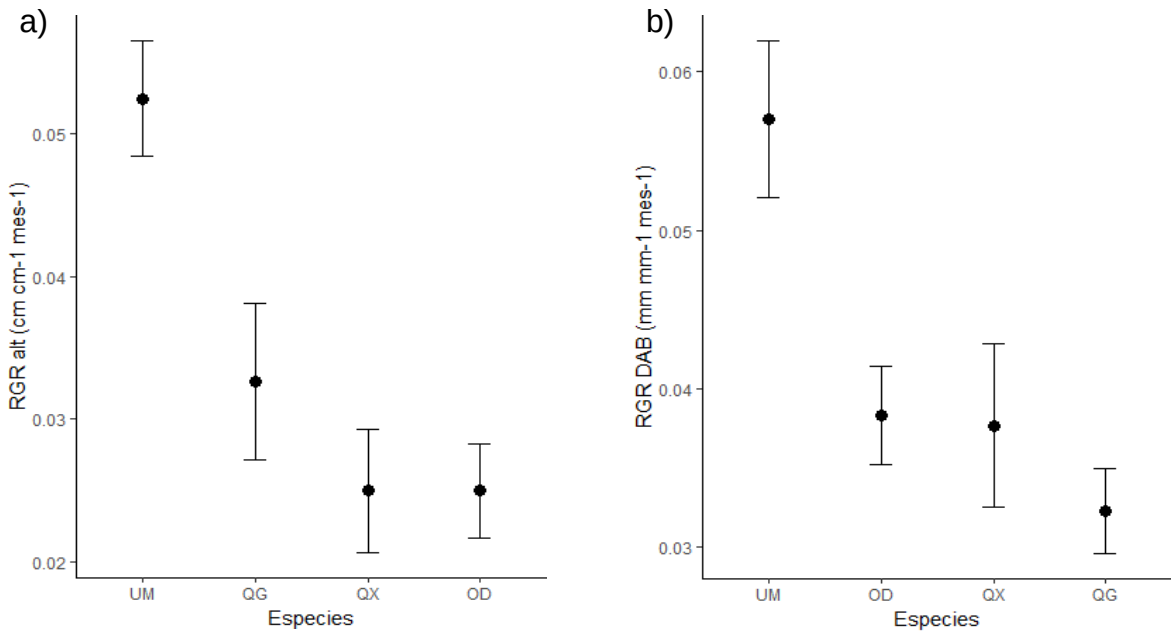

Figura 9. Tasas de crecimiento relativo por especie en el sitio 3 en un periodo de 15 meses (de febrero de 2022 a mayo de 2023). a) Tasa de crecimiento en altura (RGR alt, cm cm $^{-1}$ mes $^{-1}$) y b) Tasa de crecimiento relativo en diámetro de la base (RGR DAB mm mm $^{-1}$ mes $^{-1}$). Los puntos representan los promedios ± 1 EE. UM = *Ulmus mexicana*, OD = *Ocotea disjuncta*, QG = *Quercus germana*, QX = *Quercus xalapensis*.

Para las especies donde se tuvieron suficientes individuos se realizaron correlaciones entre la tasa de crecimiento relativo en altura (RGR altura) con las variables del micrositio de siembra (Cuadro 6). Entre estos casos se encuentra, en el sitio 1, *Q. pinnativenulosa* y *M. alba* que mostraron una correlación negativa con la cobertura de dosel (Figura 10a), mientras que la RGR en altura de *M. alba* y *Q. germana* se correlacionó positivamente con el suelo desnudo, aunque con un bajo valor de R (Figura 10b; Cuadro 6). En el sitio 2, la altura se correlacionó negativamente con la cobertura de dosel en todas las especies analizadas y con un valor relativamente más alto de R (Figura 11; Cuadro 6).

Cuadro 6. Coeficiente de correlación de Spearman entre los factores porcentaje de cobertura de dosel, suelo desnudo y la tasa de crecimiento relativo en altura (RGR altura) para cada especie en el sitio 1 y el sitio 2. *R* = Coeficiente de correlación de Spearman, en negritas se muestran los efectos estadísticamente significativos (*P*≤0.05).

			Cobertura del dosel		**Suelo desnudo**	
		n	*R*	*P*	*R*	*P*
Sitio						
1	*Meliosma alba*	66	-0.26	**0.034**	0.25	**0.046**
	Osmanthus americana	33	-0.23	0.21	0.26	0.14
	Persea longipes	47	-0.23	0.12	-0.09	0.55
	Styrax glabrescens	35	-0.42	**0.012**	-0.22	0.18
	Quercus germana	65	-0.04	0.69	-0.29	**0.02**
	Quercus pinnativenulosa	53	-0.4	**0.003**	0.01	0.93
	Quercus sartorii	50	-0.08	0.57	-0.11	0.42
	Quercus insignis	48	-0.2	0.18	-0.19	0.19
2	*Meliosma alba*	37	-0.55	**<0.001**		
	Ocotea disjuncta	66	-0.45	**<0.001**		
	Quercus germana	33	-0.5	**0.002**		
	Quercus sartorii	42	-0.41	**0.006**		

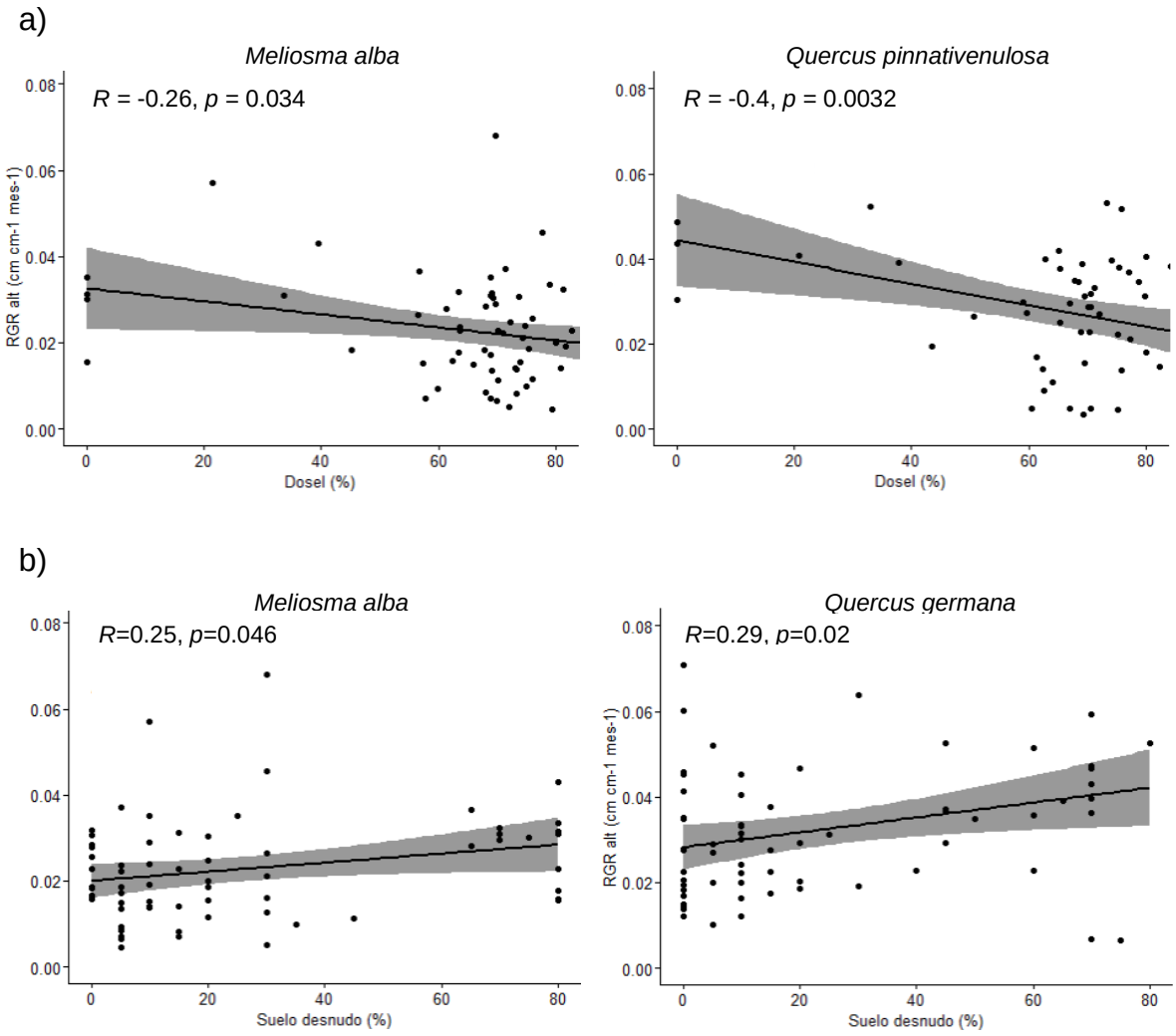

Figura 10. Correlaciones por especie entre la tasa relativa de crecimiento (RGR altura) y a) porcentaje de cobertura de dosel y b) porcentaje de suelo desnudo en los micrositios de siembra del sitio 1. *R* = Coeficiente de correlación de Spearman.

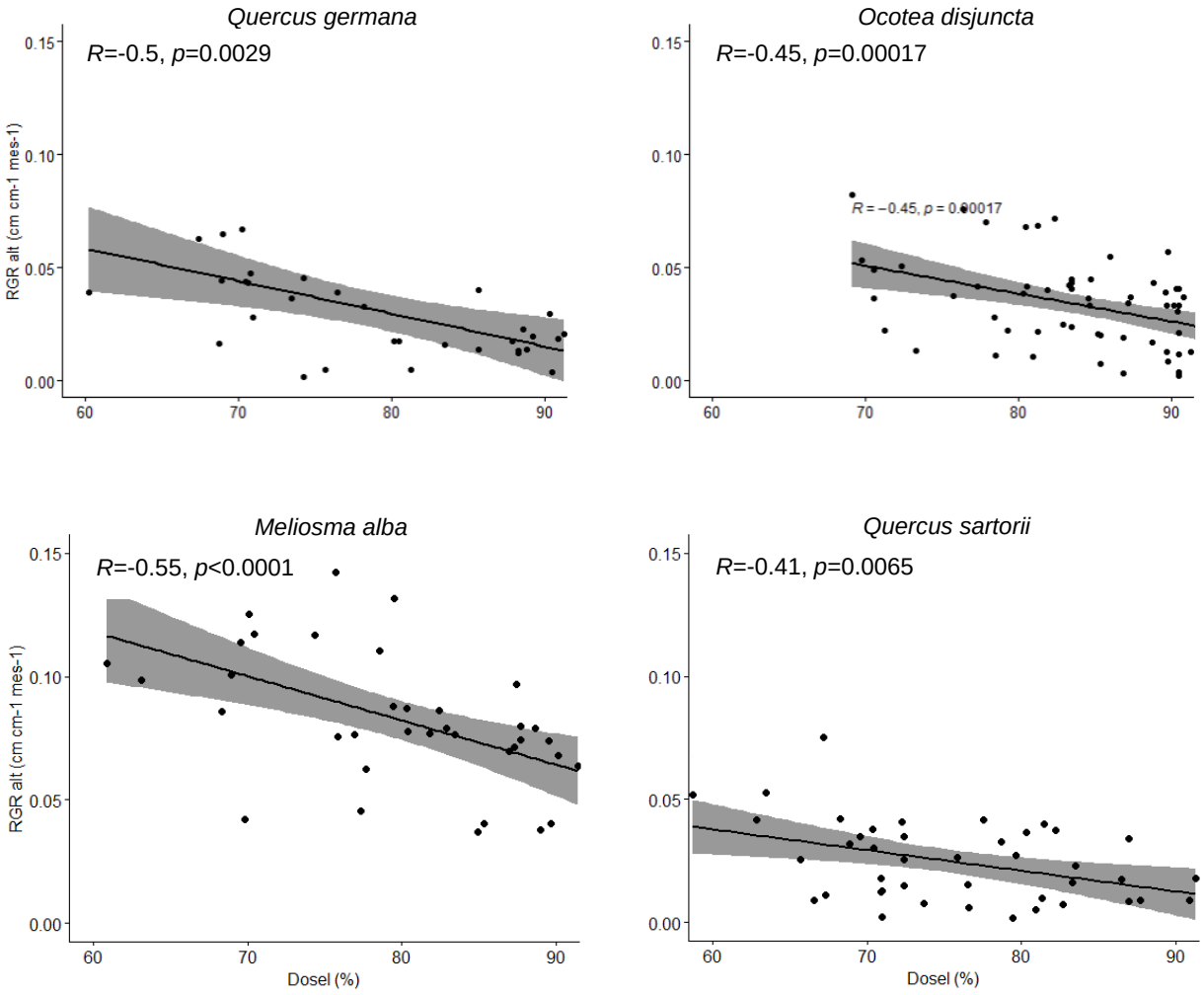

Figura 11. Correlaciones por especie entre la tasa relativa de crecimiento (RGR altura) y el porcentaje de cobertura de dosel en los micrositios de siembra del sitio 2. *R* = Coeficiente de correlación de Spearman.

DISCUSIÓN

En este estudio se ha documentado cómo las prácticas de restauración pueden ser altamente heterogéneas, no solo en las especies introducidas, el cuidado de las plantas antes de la siembra, la práctica de siembra como tal (dimensión de los hoyos, acolchados, etc.) y los criterios utilizados para los arreglos espaciales en la introducción de las plántulas, si no también que, a pesar de hablar de una escala geográfica pequeña, cada sitio tiene características microambientales particulares que influyeron en el establecimiento. Se documentó que una misma especie puede tener un comportamiento diferente dependiendo de las características y filtros ambientales a las que estén sometidas y que el éxito en su establecimiento va cambiando en el tiempo de acuerdo con la edad de la plantación.

Los tres sitios en proceso de restauración presentan diferencias en la implementación y en los actores sociales que llevaron a cabo la práctica de restauración, de esta manera encontramos un gradiente de condiciones socioecológicas. Por un lado, en el sitio 1 (restauración ribereña partiendo de un potrero abandonado) todo el proyecto de restauración (desde la planeación hasta la práctica) se llevó a cabo por una institución académica y personal técnico, lo que permitió que la práctica de restauración se llevara a cabo siguiendo una metodología, además posterior a la siembra, la plantación fue monitoreada y se dio mantenimiento a las plantaciones con regularidad.

En el sitio 2, la plantación se estableció en un predio privado ubicado en un bosque secundario periurbano, la planeación y la siembra se llevó a cabo en coordinación con personal técnico, por lo que también fue una siembra organizada. En el sitio 1 y 2, la intervención y participación de diferentes actores sociales como personal técnico, institución académica y los dueños de las propiedades en la planificación y la práctica, fueron elementos importantes que fortalecieron las prácticas de restauración dando resultados positivos en los proyectos.

El sitio 3 (enriquecimiento dentro del bosque secundario asociado al manejo de café), da cuenta de la dificultad de llevar a cabo en conjunto un proyecto con fines de restauración y una finca productiva, como resultado de esto, a pesar del interés de los dueños por restaurar el bosque en su propiedad y de haber planificado la siembra con el apoyo de personal técnico y académico, en la práctica se llevó a cabo una siembra desorganizada donde no se sembraron todas las plántulas donadas, ya que se dio prioridad a la siembra y mantenimiento en la plantación de café dejando de lado el proyecto con fines de restauración (com. pers.).

La sobrevivencia en función de variables microambientales

Como se esperaba, considerando las diferencias entre las tres prácticas de restauración en cuanto a los criterios para llevar a cabo la siembra, el tiempo de monitoreo y las diferencias en las variables microambientales evaluadas, la sobrevivencia difiere entre los tres sitios. Lo interesante es que aún las mismas especies en sitios cercanos presentan tendencias contrastantes en su respuesta a la introducción como parte de las prácticas de restauración.

Los valores de sobrevivencia se encuentran en el intervalo promedio reportado para otras plantaciones de edades similares. La mayor sobrevivencia se presentó en el sitio 2 (82.7%) y el menor valor lo tuvo el sitio 3 (46.79%), ambas después de 15 meses de ser plantadas. Álvarez-Aquino (2004) reportó para tres fragmentos de bosque en el centro de Veracruz una sobrevivencia de entre el 47 al 68% después de 14 meses. El sitio 1 tuvo una sobrevivencia del 70.78% después de 45 meses. Muñiz-Castro et al. (2015), reportaron una sobrevivencia del 63.03% en un pastizal abandonado y un 80.8% en un bosque secundario en Veracruz después de 42 meses desde la siembra. En estos casos atribuyen la mortalidad a la depredación por ganado, la herbivoría por insectos y mamíferos pequeños, además de la mortalidad por desecación y marchitamiento.

En este estudio los factores que afectaron la sobrevivencia, que se registraron mediante observaciones en los sitios en proceso de restauración, fueron la herbivoría por mamíferos pequeños (tuzas, ratones y conejos) que se identificó por la presencia de marcas de incisivos en la base del tallo de la planta y la desecación que afectó tanto la sobrevivencia como el crecimiento. Particularmente, en el sitio 1 se registró un evento de entrada de ganado en la plantación, ya que como se mencionó el sitio colinda con potreros activos, algunas plántulas presentaron daño, pero rebrotaron y otras se registraron como muertas. Estas causas de mortalidad se han registrado con anterioridad en la zona (Muñiz-Castro et al. 2015; Ortega-Pieck et al. 2011). Por ejemplo, Montes-Hernández y López-Barrera (2013), evaluaron la sobrevivencia y crecimiento de *Q. insignis* en la región montañosa del centro de Veracruz y registraron que las principales causas de mortalidad fueron la herbivoría por ratones y tuzas, también se reportó la desecación bajo temperaturas extremas. El registro de la mortalidad en algunas especies puede ser poco preciso, ya que el rebrote después de un tiempo de ser declarado como muerto puede ocurrir, principalmente para las especies del género *Quercus*.

Cuando analizamos la sobrevivencia a nivel de especie, en algunos casos mantiene una variabilidad dentro de los intervalos reportados por trabajos previos en plantaciones de enriquecimiento en el BMM. *Meliosma alba* presentó una sobrevivencia arriba del 80% tanto a corto plazo en el sitio 2 (bosque secundario periurbano a 15 meses de haber sido sembrada) como a largo plazo en el sitio 1 (vegetación ribereña a 45 meses de haber sido sembrada). *M. alba* se reporta como una especie intermedia, esta condición además de favorecer las primeras etapas de crecimiento (Muñiz-Castro, 2008), también le permite establecerse con éxito bajo sombra y en sitios con mayor disponibilidad de luz. Como muestra de esto se ha reportado que *M. alba* no se ve afectada por el cambio en las condiciones ambientales, por ejemplo, los cambios en la disponibilidad de luz, además de tolerar condiciones de estrés (Landero-Lozada et al. 2019; Toledo-Aceves et al. 2017).

Otras de las especies en que se registra una relativamente alta sobrevivencia son las especies de encino, destacan *Quercus xalapensis* (97.5% a 15 meses) y *Q. germana* (91.25% y 100% en 45 y 15 meses, respectivamente). Las especies de *Quercus* son exitosas cuando son introducidas en plantaciones de enriquecimiento en el BMM debido a su alta plasticidad fenotípica y su capacidad de adaptación a diferentes condiciones microambientales que le permite sobrevivir y crecer en condiciones de sombra y luz a pesar de ser consideradas como especies tardías (Valladares et al. 2002). Además, tienen rasgos particulares como una semilla de tamaño grande que proporciona reservas para el crecimiento y sobrevivencia a largo plazo (Walters y Reich, 1996). La alta sobrevivencia del género *Quercus* es reportada por diversos autores, por ejemplo, en una evaluación de la sobrevivencia en tratamientos de sombra en las montañas del Norte de Chiapas se reportó que los encinos fueron el grupo con mayor sobrevivencia (84%; Ramírez-Marcial et al. 2006). Considerando los tres sitios estudiados, las especies que tuvieron los valores más altos de sobrevivencia y crecimiento fueron *Q. germana*, *M. alba*, *Q. sartorii* y *U. mexicana*, además, especies consideradas en una categoría de riesgo importante como *Q. insignis* y *P. longipes* (en peligro) que presentaron altas tasas de crecimiento. Por lo que, estas especies se podrían introducir en prácticas de restauración (Muñiz-Castro et al. 2015; Osorio-Salomón et al. 2021; Montes-Hernández y López-Barrera 2013; Niembro-Rocas et al. 2010).

En cuanto a las variables ambientales que modulan la sobrevivencia, la relación que tiene la cobertura del dosel con la sobrevivencia de las plantas introducidas en la región varía de acuerdo con el tipo de sitio. Por ejemplo, el ambiente lumínico bajo la sombra de un árbol aislado en un potrero abandonado difiere con respecto a un claro dentro de un bosque degradado (Fetcher et al. 1987). Además, la respuesta de las plantas en función de la disponibilidad de luz se relaciona con la etapa sucesional y la tolerancia a la sombra de las especies, sin embargo, los requerimientos de luz también dependen de la etapa de crecimiento y cambian en medida que la plántula crece, de esta manera tanto especies pioneras como tardías

necesitan luz en la etapa de plántula (Kobe et al. 1995; Clark y Clark, 1992; Augspurger et al. 1984; Ceccon, 2013).

Se ha reportado que la cobertura de dosel favorece la sobrevivencia al amortiguar las condiciones extremas de temperatura y humedad, además de reducir la competencia con hierbas y pastos (Ramírez-Bamonde et al. 2005; Valdés-Rodríguez et al. 2017). En este estudio encontramos que la cobertura de dosel se relacionó negativamente con la sobrevivencia al tratarse de un bosque secundario periurbano, siendo entonces la disponibilidad de luz un factor limitante impidiendo que las plántulas recibieran la cantidad de luz suficiente para sobrevivir, tal como se ha reportado que puede ocurrir bajo una cobertura de dosel densa de especies pioneras o bajo plantaciones en el primer año (Valdés-Rodríguez et al. 2017).

La presencia de pastos y la competencia que se genera se reporta como uno de los principales factores que afecta la sobrevivencia y el crecimiento de plántulas en plantaciones de restauración (Holl et al. 2000; Ortega-Pieck et al. 2011; Pedraza y Williams-Linera, 2003; Williams-Linera et al. 2015). Las plántulas en el sitio 1 estuvieron beneficiadas por el microambiente de suelo desnudo que se caracteriza por la ausencia de vegetación herbácea. La mayor sobrevivencia de *P. longipes*, *Q. insignis* y *O. americanus* en el microambiente de suelo desnudo puede sugerir que son más sensibles a la competencia con vegetación herbácea o pastos, estas especies se reportan como intermedias o tardías, tienen un crecimiento más lento y compiten durante más tiempo con la vegetación herbácea, por lo que su sobrevivencia es mayor con la ausencia de hierbas o pastos. Estas especies se podrían beneficiar en su sobrevivencia si se introducen en micrositios del bosque con poca o nula cobertura herbácea y debido a su estado sucesional tardío, su introducción en estos ambientes podría acelerar el proceso de sucesión (Martínez-Garza y Howe, 2003). Igualmente hay que considerar que el suelo desnudo pudo relacionarse también a otros factores ambientales que son los que están afectando a las plantas y que no fueron evaluados aquí, como a condiciones de la estructura

y composición del suelo (Pedraza y Williams-Linera, 2003; Meli y Dirzo, 2013; Douterlungne et al. 2015).

Se ha reportado que especies intermedias y tardías se benefician por la remoción de la cobertura herbácea y presentan valores más altos de sobrevivencia y crecimiento, por ejemplo *Q. xalapensis* (una especie intermedia) se describió como la especie más favorecida por la remoción de pasto (Muñiz-Castro, 2008). En una evaluación del éxito de la restauración a corto y mediano plazo en pastizales abandonados de Xalapa, Veracruz se reportó que la sobrevivencia de tres especies tardías (*Q. germana*, *Q. xalapensis* y *Fagus grandifolia*) fue mayor en el tratamiento de remoción de pasto (75%) en comparación con el tratamiento con pasto (49%) (Williams-Linera et al. 2016).

La altura inicial de las plántulas al momento de la siembra favoreció la sobrevivencia final en las plántulas introducidas en el sitio 1 (restauración ribereña partiendo de un potrero), cuando se analiza por especie tuvo un efecto positivo en *P. longipes*, *Q. insignis* y *Q. germana*. Diversos estudios han reportado una mayor sobrevivencia en plántulas con una mayor altura al momento de ser trasplantadas (Ramírez-Contreras y Rodríguez-Trejo, 2004; Walters y Reich, 1996; Muñiz-Castro, 2008). En el caso de la restauración de la vegetación ribereña (sitio 1), aún después de 45 meses persiste el estrato de gramíneas y herbáceas en algunos micrositios de siembra como efectos de legado del uso de suelo previo. Una mayor altura inicial al momento del trasplante puede ayudar a hacer frente a algunas barreras y factores de mortalidad en los primeros años de las plántulas, particularmente en el sitio 1, donde el suelo es pedregoso debido a la cercanía del rio y la compactación del suelo por ser un potrero abandonado.

En el sitio 3 (enriquecimiento dentro del bosque secundario asociado al manejo de café), las plántulas con mayor altura inicial tuvieron una menor sobrevivencia. Esto también se pudo deber a factores metodológicos de los propietarios al sembrar, y el hecho de que un manejo inadecuado del sistema radicular u otros factores de

manejo podrían haber sometido a mayor estrés de trasplante a las plántulas de mayor altura (Cortina et al. 2006; Gardiner et al. 2019).

Otra explicación puede relacionarse con las características del sitio, ya que en el sitio 3, no existe un estrato herbáceo o de gramíneas denso que represente una limitante para el establecimiento y las áreas han estado sujetas en el pasado a manejos agrícolas como el deshierbe con maquinaria o constante compactación de los suelos. Se ha documentado que las plantas introducidas con una mayor altura inicial pueden no tener una proporción entre biomasa aérea y subterránea en balance además de ser más susceptibles a sufrir daños mecánicos o por herbívora por lo que podrían presentar menor sobrevivencia (Ramírez-Contreras y Rodríguez-Trejo, 2004; Ivetic et al. 2016). Se ha descrito que esta tendencia tiene lugar principalmente en áreas con condiciones ambientales no favorables relacionadas con características del suelo (como compactación, densidad, textura, humedad y profundidad de la capa superficial del suelo). En un estudio que evalúa el estado inicial de plántulas de encino y su influencia sobre la sobrevivencia y crecimiento temprano en montañas de Alabama, se reportó que la altura inicial se correlacionó negativamente con la sobrevivencia en un sitio con condiciones ambientales adversas (Tuttle et al. 1987), este mismo escenario es reportado por Landhäusser et al. (2023), quienes evaluaron cómo influyen las características iniciales de las plántulas en la sobrevivencia y crecimiento en condiciones de sequía, reportando que las plantas con mayor altura inicial tienen una mayor sobrevivencia en ausencia de condiciones adversas (sequía).

Efecto de las variables microambientales sobre el crecimiento

Dada la diferencia de edad en las tres plantaciones de enriquecimiento, las tasas de crecimiento en las plántulas son diferentes y representan el crecimiento en diferentes etapas. Los mayores incrementos en altura en las plantas se presentan en los primeros años después de la siembra y posteriormente las tasas de crecimiento disminuyen (Muñiz-Castro et al. 2012). De esta forma el crecimiento de

las plántulas introducidas en el sitio 1 (45 meses desde la siembra) representa el crecimiento que tendrán las especies en el sitio 2 y 3 (15 meses desde la siembra) cuando las plántulas alcancen esta edad.

Las especies *Meliosma alba* y *Ulmus mexicana* tuvieron las mayores tasas de crecimiento en altura y diámetro en el sitio 2 (bosque secundario periurbano) y 3 (enriquecimiento dentro del bosque secundario asociado al cultivo de café) respectivamente, el rápido crecimiento de estas especies se ha asociado con su tolerancia a los cambios en condiciones ambientales y por la eficiencia en la conservación de nutrientes adquiridos (Toledo Aceves et al. 2017).

Las tasas de crecimiento de las tres especies de encinos (*Q. germana*, *Q. sartorii* y *Q. xalapensis)* en la práctica de enriquecimiento en el sitio 2 (bosque secundario periurbano) coinciden con la respuesta que se ha registrado para especies del género *Quercus* en prácticas de restauración (Williams-Linera et al. 2015; García-Hernández et al. 2019). Si bien nuestros resultados describen que el crecimiento en altura de las especies de encino analizadas disminuyó por la cobertura de dosel en el sitio 2 (80.41%), se reporta el establecimiento del género *Quercus* en microambientes con diferentes disponibilidades de luz resaltando su tolerancia a condiciones de luz y sombra. Por ejemplo, Ramírez-Bamonde (2005) reportó que *Q. germana* y *Q. xalapensis* tuvieron altas tasas de crecimiento en altura en áreas abiertas y bajo el dosel de un bosque de *Liquidambar* en Xalapa, Veracruz. Las especies de encinos se caracterizan por su plasticidad en respuesta a la disponibilidad de luz, presentan rasgos morfológicos y fisiológicos como sus hojas gruesas y duras que les confiere una mayor tasa de respiración por unidad de área que se asocia a un crecimiento rápido (Valladares et al. 2002; Fetcher et al. 1987). Además, en sitios abiertos presenta un área foliar baja que en conjunto permite tolerar y crecer con un aumento en la radiación (Toledo-Aceves et al. 2017; 2019).

Una de las condiciones ambientales que regulan el crecimiento de las plántulas es la disponibilidad de luz, se reporta que un cambio mínimo en la disponibilidad de

este recurso tendría un efecto significativo en el crecimiento de la planta (Chazdon, 1988). Las plántulas que se establecen bajo el dosel arbóreo reciben una cantidad de luz limitada que influye en su crecimiento (Fetcher et al. 1987; Valdés-Rodríguez et al. 2017). Cuando se analizaron por especie, todas las especies evaluadas en el bosque secundario periurbano (sitio 2) presentaron menores tasas de crecimiento conforme aumentó la cobertura de dosel. Esto concuerda con lo reportado por Osorio-Salomón et al. (2021), que registraron en una práctica de enriquecimiento en bosques con tala selectiva del centro de Veracruz que los individuos sembrados bajo una cobertura densa (valor del 85%), tuvieron un menor crecimiento en comparación con los individuos sembrados en áreas abiertas o con porcentajes intermedios de dosel, mientras que Álvarez-Aquino et al. (2004) que evaluaron el crecimiento dentro y fuera de fragmentos de bosque, reportaron que las tasas de crecimiento fueron mayores en las plántulas sembradas fuera de los fragmentos de bosque y se asoció esta respuesta a un incremento en la disponibilidad de luz.

CONCLUSIONES

- Las prácticas de restauración en los sitios de estudio fueron altamente heterogéneas en cuanto al tiempo de monitoreo y en los actores sociales que implementan las prácticas de restauración en la región, resultando en un gradiente de condiciones socioecológicas.
- La edad de la plantación define el crecimiento y la altura final de las plántulas introducidas. De esta forma la altura final fue mayor en la plantación con mayor edad (sitio 1: restauración ribereña); sin embargo, las tasas de crecimiento fueron menores en este sitio, puede deberse a que al ser una plantación de mayor edad las tasas de crecimiento de los árboles van disminuyendo y a la pedregosidad del sitio al tratarse de un bosque ribereño.
- El efecto de la altura inicial sobre la sobrevivencia fue diferente en los sitios, en la restauración ribereña a mayor altura inicial mayor sobrevivencia, ya que puede ayudar a enfrentar el estrato de gramíneas, herbáceas, la pedregosidad y compactación del suelo; mientras que en el enriquecimiento asociado al manejo de café, el efecto fue negativo en parte porque no existe un estrato herbáceo que sea un limitante en el establecimiento y a prácticas de manejo de la siembra que no favorecieron a las plantas de mayor altura.
- El microambiente de suelo desnudo tuvo un efecto positivo en la sobrevivencia de *P. longipes*, *Q. insignis* y *O. americanus* en la restauración ribereña partiendo de un potrero, estas especies se podrían beneficiar si se introducen en micrositios del bosque con poca o nula cobertura de hierbas y pastos.
- El efecto de la cobertura de dosel varía de acuerdo el tipo de sitio, ya que el dosel en un potrero abandonado es diferente con respecto a un bosque degradado. De esta manera el dosel fue un factor limitante en el bosque secundario periurbano (sitio 2), ya que afectó negativamente la sobrevivencia y el crecimiento de las todas las especies introducidas.
- No existen recetas únicas en la restauración basados en los resultados del monitoreo, por lo que debemos conocer por medio de un diagnóstico las

condiciones microambientales de los sitios y procurar el mejor manejo de las plántulas antes, durante y después de las acciones de restauración para hacer más costo-eficientes las prácticas.

REFERENCIAS

Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Rosario, M. y Marcano, H. (1996). Forest Recovery in Abandoned Cattle Pastures Along an Elevational Gradient in Northeastern Puerto Rico. *Biotropica, 28*(4), 537–548. https://doi.org/10.2307/2389095

Aldrich, M., Billington, C., Edwards, M. y Laidlaw, R. (1997). Tropical Montane Cloud Forests: An Urgent Priority for Conservation. World Conservation Monitoring Centre, *Biodiversity Bulletin, 2*. https://doi.org/10.34892/DEPR-ZA38

Álvarez-Aquino, C., Williams-Linera, G. y Newton, A. C. (2004). Experimental native tree seedling establishment for the restoration of a Mexican cloud forest. *Restoration Ecology, 12*(3), 412-418. https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00398.x

Augspurger, C. K. (1984). Light Requirements of Neotropical Tree Seedlings: A Comparative Study of Growth and Survival. *Journal of Ecology, 72*(3), 777-795. https://doi.org/10.2307/2259531

Castillo-Campos, G. y Luna Monterrojo, V. E. (2009). *Flora y vegetación del municipio de Coatepec, Veracruz*. Instituto de Ecología, A. C.

Cayuela-Delgado, L., Golicher, D. J., Rey-Benayas, J. M., González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, M. (2006). Fragmentation, disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests. *Journal of Applied Ecology, 43*, 1172-1181.

Challenger, A. y Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En CONABIO (Ed.), *Capital natural de México, vol. II : Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 37-73). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/7404.pdf

Chazdon, R. L. (1988). Sunflecks and their importance to forest understorey plants. *Advances in ecological research, 18*, 1-63. https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60179-8

Ceccon, E. (2013). *Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales*. Diaz de Santos.

https://biologia.ucr.ac.cr/profesores/Arevalo%20Edgardo/Libros/Restauracion%20bosques%20tropicales_2013.pdf

CONABIO. (2010). *El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. https://spc.conanp.gob.mx/FACTORES%20DE%20CAMBIO.pdf

Clark, D. A. y Clark, D. B. (1992). Life History Diversity of Canopy and Emergent Trees in a Neotropical Rain Forest. *Ecological Monographs, 62*(3), 315–344. https://doi.org/10.2307/2937114

Douterlungne, D., Ferguson, B.G., Siddique, I., Soto-Pinto, L., Jiménez Ferrer, G. y Gavito, M.E. (2015). Microsite determinants of variability in seedling and cutting establishment in tropical forest restoration plantations. *Restoration Ecology*, *23*, 861–871. https://doi.org/10.1111/rec.12247.

D'antonio, C. y Meyerson, L. A. (2002). Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration ecology, 10*(4), 703-713. https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x

Espejo-Serna, A. (2014). Las plantas vasculares de los bosques mesófilos de montaña en México. En M. Gual-Díaz y A. Rendón-Correa (Eds.), *Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo*. (pp. 189-195). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. https://www.gob.mx/conabio/prensa/bosques-mesofilos-de-montana-de-mexico?idiom=es

FAO. (2016). *El estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra*. Roma. https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/i5588s

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

FAO. (2024). *El estado de los bosques del mundo 2024: Innovaciones en el sector forestal para lograr un futuro más sostenible*. Roma. https://doi.org/10.4060/cd1211es

Fetcher, N., Oberbauer, S.F., Rojas, G. y Strain, B. R. (1987). Efectos del régimen de luz sobre la fotosíntesis y el crecimiento en plántulas de árboles de un bosque lluvioso tropical de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical, 35*(1), 97-110.

García-Hernández, M. A., Toledo-Aceves, T. y López-Barrera, F. (2019). Effects of environmental filters on early establishment of cloud forest trees along elevation gradients: Implications for assisted migration. *Forest Ecology and Management, 432*, 427-435. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.042.

Gardiner, R., Shoo, L. P. y Dwyer, J. M. (2019). Look to seedling heights, rather than functional traits, to explain survival during extreme heat stress in the early stages of subtropical rainforest restoration. *Journal of Applied Ecology*, 56(12), 2687-2697. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13505C

González-Espinoza, M., Meave, J. A., Lorea-Hernández, F. G., Ibarra-Manriquez, G. y Newton, A.C. (2011). *The Red List of Mexican Cloud Forest Trees. Fauna & Flora International*. https://www.bgci.org/resources/bgci-tools-and-resources/the-red-list-of-mexican-cloud-forest-trees/

Gual-Diaz, M. y González- Medrano, F. (2014). Los bosques mesófilos de montaña en México. En M. Gual-Díaz y A. Rendón-Correa (Eds.), *Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo.* (pp. 189-195). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. https://www.gob.mx/conabio/prensa/bosques-mesofilos-de-montana-de-mexico?idiom=es

Guevara, S., Laborde, J. y Sánchez-Ríos, G. (2004). Rain Forest Regeneration beneath the Canopy of Fig Trees Isolated in Pastures of Los Tuxtlas, Mexico. *Biotropica, 36*(1), 99-108. https://doi.org/10.1111/j.17447429.2004.tb00300.x

Hernández-Pérez, E., García-Franco, J. G., Vázquez, G. y Cantellano de Rosas, E. (2022). Cambio de uso de suelo y fragmentación del paisaje en el centro de Veracruz, México (1989-2015). *Madera y bosques*, 28(1).

Higgs, E. S. (1997). What is Good Ecological Restoration?. *Conservation Biology, 11*(2), 338–348. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95311.x

Holl, K. D. (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica,* 31, 229–242. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x

Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. y Samuels, I. A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology, 8*(4), 339-349. https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x

Holwerda, F., Alvarado-Barrientos, M.S. y González-Martinez., T.M. (2016) Surface energy exchange in a tropical montane cloud forest environment: Flux partitioning, and seasonal and land cover-related variations. *Agricultural and Forest Meteorology*, *228*, 13-28. http://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.06.011

Ivetić, V., Devetaković, J. y Maksimović, Z. (2016). Initial height and diameter are equally related to survival and growth of hardwood seedlings in first year after field planting. *Reforesta, 2*, 6-21. https://doi.org/10.21750/REFOR.2.02.17

Kobe, R. K., Pacala, S. W., Silander, J. A. y Canham, C. D. (1995). Juvenile Tree Survivorship as a Component of Shade Tolerance. *Ecological Applications, 5*(2), 517-532. https://doi.org/10.2307/1942040

Lamb, D. y Gilmour, D. (2003). *Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests*. IUCN, Gland, Switzerland y Cambridge, UK and WWF. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/FR-IS-005.pdf

Lamb, D., Erskine, P.D. y Parrotta, J.A. (2005). Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science, 310*(5754), 1628-1632. https://doi.org/10.1126/science.1111773

Landero-Lozada, S., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F., Sosa, V.J. y Ramírez-Marcial, N. (2019). Early establishment of endangered and valuable tree species in cloud forest restoration plantings. *Revista Mexicana de Biodiversidad, 90*, 1-12. https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2550

Landhäusser, S. M., Wiley, E.T., Solarik, K. A., Kulbaba, S. P. y Goeppel, A. E. (2023). The Importance of Initial Seedling Characteristics in Controlling Allocation to Growth and Reserves under Different Soil Moisture Conditions. *Forests, 14*, 796. https://doi.org/10.3390/ f14040796

Loik, M. E. y Holl, K. D. (1999). Photosynthetic responses to light for rainforest seedlings planted in abandoned pasture, Costa Rica. *Restoration Ecology*, 7(4), 382-391. https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.72033.x

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. https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.001

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.

Manuel-Navarrete, D., Slocombe, S. y Mitchell, B. (2006). Science for Place-based Socioecological Management: Lessons from the Maya Forest (Chiapas and Petén). *Ecology and Society*, *11*(1).

Martínez-Garza, C. y Howe, H. F. (2003). Restoring Tropical Diversity: Beating the Time Tax on Species Loss. *Journal of Applied Ecology, 40*(3), 423-429.

Meli, P. y Dirzo, R. (2013). Effects of grasses on sapling establishment and the role of transplanted saplings on the light environment of pastures: implications for tropical forest restoration. *Applied Vegetation Science*, 16(2), 296-304.

Montes-Hernández, B. y 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. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.044

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.]. Repositorio Institucional – Universidad Veracruzana.

Muñiz-Castro, M. A., Williams-Linera, G. y Martínez-Ramos, M. (2012). Dispersal mode, shade tolerance, and phytogeographical affinity of tree species during secondary succession in tropical montane cloud forest. *Plant Ecology, 213*, 339-353. https://doi.org/10.1007/s11258-011-9980-5.

Muñiz-Castro, M-A., Williams-Linera, G. y 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. https://doi.org/10.1111/rec.12155

Muñoz-Villers, L. E. y López-Blanco, J. (2008). Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing, 29*(1), 71-93. https://doi.org/10.1080/01431160701280967

Niembro-Rocas, A., Torres-Vázquez, M. y Sánchez-Sánchez, O. (2010). Árboles de Veracruz: 100 especies para la reforestación estratégica. Comisión Organizadora del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave.

Ortega-Pieck, A., López-Barrera, F., Ramírez-Marcial, N. y García-Franco, G. (2011). Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses. *Forest Ecology and Management, 261*(7), 1336-1343. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.013.

Osorio-Salomón, K., Bonilla-Moheno, M., López-Barrera, F. y Martínez-Garza, C. (2021). Accelerating tropical cloud forest recovery: Performance of nine late-successional tree species. *Ecological Engineering, 166*, 106237. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106237.

Palmer, M. A., Ambrose, R. F. y Poff, N. L. (1997). Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration ecology*, 5(4), 291-300. https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00543.x

Paré, L. y Gerez, P. (2012). *Al filo del agua: cogestión de la subcuenca del río Pixquiac, Veracruz*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://ru.iis.sociales.unam.mx/bitstream/IIS/4996/1/Al_filo_del_agua.pdf

Pedraza, R. A. y Williams-Linera, G. (2003). Evaluation of native tree species for the rehabilitation of deforested areas in a Mexican cloud forest. *New forests*, 26, 83-99. https://doi.org/10.1023/A:1024423511760

R Core Team (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

Ramírez-Contreras, A. y Rodríguez-Trejo, D. A. (2004). Efecto de calidad de planta, exposición y micrositio en una plantación de *Quercus rugosa*. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 10*(1), 5-11.

Ramírez-Marcial, N. y González-Espinosa, M. (2016). Contextos socioambientales y opciones para la restauración del bosque nublado en Chiapas. En E. Ceccon y C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 125-145). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. https://doi.org/10.22201/crim.9786070294778e.2017

Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., González-Espinosa, M. y López-Barrera, F. (2006). Establishment, survival and growth of tree seedlings under successional montane oak forests in Chiapas, México. En M. Kappelle (Ed.), *Ecology and conservation of Neotropical montane oak forests* (pp. 177-189).

Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M., Musalem-Castillejos, K., Noguera-Savelli, E. y Gómez-Pineda, E. (2014). Estrategias para una construcción social de la restauración forestal en comunidades de la cuenca media y alta del río Grijalva. En M. González-Espinosa y C. Brunel-Manse (Eds.), *Montañas, Pueblos y Agua. Dimensiones y Realidades de la Cuenca Grijalva* (pp. 528-564). El Colegio de la Frontera Sur.

Ramírez-Bamonde, E.S., Sánchez-Velásquez, L.R. y Andrade-Torres, A., (2005). Seedling survival and growth of three species of mountain cloud forest in Mexico, under different canopy treatments. *New Forest, 30*, 95-101. https://doi.org/10.1007/s11056-004-5397-5

Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana, 35*, 25-44. https://doi.org/10.21829/abm35.1996.955

Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Editorial Limusa, S.A. https://www.biodiversidad.gob.mx/publicacione/librosDig/pdf/VegetacionMxPort.pdf

Sánchez-Ramos, D. y Dirzo, R. (2014). El bosque mesófilo de montaña: un ecosistema prioritariamente amenazado. En M. Gual-Díaz y A. Rendón-Correa (Eds.), *Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo.* (pp. 109-137). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. https://www.gob.mx/conabio/prensa/bosques-mesofilos-de-montana-de-mexico?idiom=es

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). (2004). *The SER International primer on ecological restoration*. Washington D.C. http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/serinternational-primer-on-ecological-restoration

Still, C. J., Foster, PN. y Schneider, S. H. (1999). Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. *Nature, 389*, 608. https://doi.org/10.1038/19293

Swaine, M. D. y Whitmore, T. C. (1988). On the Definition of Ecological Species Groups in Tropical Rain Forests. *Vegetatio, 75*(1/2), 81-86. https://doi.org/10.1007/BF00044629

Toledo-Aceves, T., Meave, J. A., González-Espinosa, M. y 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. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.007

Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F. y Vásquez-Reyes, V. (2017). Preliminary analysis of functional traits in cloud forest tree seedlings. *Trees, 31*, 1253–1262. https://doi.org/10.1007/s00468-017-1543-5

Toledo-Aceves, T., García-Hernández, M.A. y Paz, H. (2019). Leaf functional traits predict cloud forest tree seedling survival along an elevation gradient. *Annals of Forest Science, 76*, 111. https://doi.org/10.1007/s13595-019-0900-5

Tuttle, C., South, D. B., Golden, M. S. y Meldahl, R. (1987). Relationship Between Initial Seedling Height and Survival and Growth of Loblolly Pine Seedlings

Planted During a Droughty Year. *Southern Journal of Applied Forestry, 11*, 139-143. https://doi.org/10.1093/sjaf/11.3.139

Valdés-Rodríguez, O. A. y García-De La Cruz, B. R. (2017). Survival and growth of three endangered oak species in a Mexican montane cloud forest. *Annals of Forest Research, 60*(1), 89-100. https://doi.org/10.15287/afr.2016.735

Valladares, F., Chico, J., Aranda, I., Balaguer, L., Dizengremel, P., Manrique, E. y Dreyer, E. (2002). The greater seedling high-light tolerance of *Quercus robur* over Fagus sylvatica is linked to a greater physiological plasticity. *Trees, 16*, 395-403. https://doi.org/10.1007/s00468-002-0184-4

Walker, L. R., Walker, J. y Hobbs, R. J. (2007). *Linking restoration and ecological succession*. Springer.

Walters, M. B. y Reich, P. B. (1996). Are Shade Tolerance, Survival, and Growth Linked? Low Light and Nitrogen Effects on Hardwood Seedlings. *Ecology, 77*(3), 841–853. https://doi.org/10.2307/2265505

Whitmore, T. (1989). Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology, 70*(3), 536-538. https://doi.org/10.2307/1940195

Williams-Linera, G., Manson, R. y Isunza-Vera, E. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques, 8*(1) , 73–89. https://doi.org/10.21829/myb.2002.811307

Williams-Linera, G. (2012). *El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático*. CONABIO.
http://www1.inecol.edu.mx/inecol/imagenesvolatiles/bosque_de_niebla.pdf

Williams-Linera, G., López-Barrera, F. y Bonilla-Moheno, M. (2015). Estableciendo la línea de base para la restauración del bosque de niebla en un paisaje periurbano. *Madera y Bosques, 21*(2), 89-101. https://doi.org/10.21829/myb.2015.212447

Williams-Linera, G., Álvarez-Aquino, C., Muñiz-Castro, M. A. y Pedraza, R. A. (2016). Evaluación del éxito de la restauración del bosque nublado en la región de Xalapa, Veracruz. En E. Ceccon y C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias*

mexicanas en la restauración de los ecosistemas (pp. 81-101). CONABIO. https://doi.org/10.22201/crim.9786070294778e.2017

Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. y Aide, T. M. (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration ecology*, 8(4), 350-360. https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80050.x

APÉNDICE

Apéndice 1. Plantas por especie sembradas con una N final menor a 30 individuos en los tres sitios en proceso de restauración en Coatepec, Veracruz. Se muestra los datos de N inicial (sitio 1: diciembre 2019, sitio 2 y 3: febrero 2022), N final (mayo 2023) y los valores de sobrevivencia (%) por especie. Las especies del sitio 1 corresponden a las especies sembradas en las zonas de intervención ribereña y senderos.

Especie	N inicial	N final	Altura inicial (cm)	Altura final (cm)	Sobrevivencia (%)
Sitio 1					
Alchornea latifolia	8	7	479.61 ± 8.03	617.37 ± 72.38	87.5
Capinus caroliniana	7	4	477.47 ± 9.24	256.02 ± 19.94	57.14
Clethra mexicana	11	9	496.19 ± 6.43	494.62 ± 43.36	81.81
Juglans pyriformis	7	5	363.25 ± 18.84	246.48 ± 44.28	71.42
Liquidambar styraciflua	10	8	489.84 ± 10.04	617.38 ± 72.3	80
Meliosma alba	7	6	443.66 ± 12.82	490.95 ± 56.24	85.71
Platanus mexicana	5	5	442.41 ± 10.24	417.16 ± 123.08	100
Quercus sp.	7	6	500.14 ± 5.49	511.56 ± 39.38	85.71
Quercus germana	11	7	417.37 ± 8.21	329.75 ± 43.39	63.63
Quercus pinnativenulosa	19	12	449.39 ± 4.26	360.91 ± 41.31	63.15
Quercus sartorii	5	3	461.55 ± 13.67	475.54 ± 60.22	60
Styrax glabrescens	11	7	415.55 ± 9.88	270.81 ± 35.02	63.63

Turpinia insignis	5	5	471.59 ± 11.65	497.08 ± 129.81	100
Ulmus mexicana	10	8	410.89 ± 46.28	511.17 ± 62.28	80
Sitio 2					
Ardisia compressa	10	9	40.22 ± 1.97	56.11 ± 7.13	90
Citharexylum caudatum	10	6	22.16 ± 1.07	137.16 ± 12.27	60
Cinnamomum effusum	10	7	43.21 ± 7.67	70.61 ± 11.81	70
Quercus insignis	19	15	42.35 ± 3.49	63.51 ± 13.55	78.94
Sideroxylon contrerasii	15	15	51.38 ± 3.06	109.61 ± 12.06	100
Turpinia insignis	15	10	28.33 ± 2.44	159.88 ± 21.65	66.66
Tapirira mexicana	15	15	62.66 ± 4.43	143.73 ± 14.03	100
Sitio 3					
Carpinus caroliniana	25	3	64.33 ± 5.44	94.66 ± 30.86	12
Liquidambar styraciflua	47	11	116.85 ± 12.77	190.61 ± 21.91	23.41
Meliosma alba	20	10	86.1 ± 8.73	161.51 13.51	50
Persea longipes	10	4	65.83 ± 12.83	92.81 ± 29.72	40
Quercus insignis	42	12	72.21 ± 7.05	101.66 ± 10.15	28.57
Quercus sartorii	20	8	149.25 ± 7.91	180.12 ± 11.27	70
Sideroxylon contrerasii	18	7	66.25 ± 2.51	82.11 ± 7.56	44.44
Tapirira mexicana	13	10	48.21 ± 6.55	123.11 ± 20.53	84.61
Turpinia insignis	47	7	30.28 ± 3.48	184.85 ± 20.22	14.89

Apéndice 2. Resultados del modelo lineal generalizado (GLM) por especie del sitio 2 para evaluar el efecto de los factores microambientales sobre la sobrevivencia de las plantas. B= Coeficiente ± EE.

	Constante		**Altura inicial**		**Dosel**		**Pasto**	
	B	*P*	*B*	*P*	*B*	*P*	*B*	*P*
Meliosma alba	8.88 ± 10.1	0.379	0.049 ± 0.09	0.610	-0.097 ± 0.10	0.335	-0.021 ± 0.07	0.776
Ocotea disjuncta	7.15 ± 16.8	0.671	0.143 ± 0.17	0.177	-0.128 ± 0.17	0.468	5.28 ± 1.69	0.997
Quercus germana	1.34 ± 7.7	0.862	0.005 ± 0.04	0.891	0.012 ± 0.07	0.871	0.009 ± 0.06	0.874
Quercus xalapensis	20.33 ± 21.5	0.34	0.09 ± 0.07	0.182	-0.36 ± 0.32	0.251	6.591 ± 1.69	0.997