

SUPERVIVENCIA DE 12 ESPECIES DE ÁRBOLES NATIVOS EN PLANTACIONES DE RESTAURACIÓN EN LA SELVA ESTACIONALMENTE SECA

SURVIVAL OF 12 NATIVE TREE SPECIES IN RESTORATION PLANTINGS IN THE DRY FOREST

JOSÉ FLAVIO MÁRQUEZ-TORRES*, CRISTINA MARTÍNEZ-GARZA

Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, México.

*Autor para correspondencia: jose.marquezto@uam.mx

Resumen

Antecedentes: La selva estacionalmente seca se puede recuperar usando plantaciones de restauración. La selección de especies para las plantaciones depende de su desempeño exitoso en las condiciones adversas de los sitios degradados.

Hipótesis: Las especies leguminosas de estados sucesionales tempranos muestran mayor sobrevivencia en sitios degradados.

Especies de estudio: Doce especies de árboles nativos de la selva estacional.

Sitio y años de estudio: Pastizales excluidos de la ganadería en Quilamula, Tlaquiltenango, Morelos, México durante 28 meses, de julio del 2017 a octubre del 2019.

Métodos: Plantaciones experimentales para las 12 especies (N = 1,080 plantas). Se registró la supervivencia en octubre del 2017, junio y octubre del 2018 y en octubre del 2019.

Resultados: Las especies sucesionales tempranas mostraron mayor supervivencia (27 %) que las tardías (20 %). Las leguminosas mostraron mayor supervivencia (25 %) que las no-leguminosas (22 %). Las especies tempranas no-leguminosas y las tardías leguminosas presentaron una supervivencia similar y esta fue mayor (> 30 %) que la de las especies leguminosas tempranas (< 18 %).

Conclusiones: Para asegurar el éxito de plantaciones de restauración y acelerar la velocidad de recuperación se sugiere sembrar mezclas de especies sucesionales tempranas (*i.e.*, *Dodonaea viscosa* Jacq. y *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit) y la mayor cantidad posible de especies sucesionales tardías, leguminosas y no-leguminosas.

Palabras clave: leguminosas, selva baja caducifolia, bosque tropical caducifolio, Sierra de Huautla.

Abstract

Background: Dry Forest can be recovered with restoration plantings. Selection of tree species for restoration plantings depends on its successful performance under the adverse conditions of degraded areas.

Hypotheses: Early-successional legume species have higher survival in degraded areas.

Studied species: Twelve native tree species from the dry forest.

Study site and dates: Pastures excluded from cattle ranching activities in Quilamula, Tlaquiltenango, Morelos, Mexico for 28 months, from July 2017 to October 2019.

Methods: Experimental plantings of 12 tree species (N= 1,080 juveniles). Survival was registered in October 2017, June and October 2018, and in October 2019.

Results: Early-successional tree species showed higher survival (27 %) than late- successional species (20 %). Legumes showed higher survival (25 %) than non-legumes (22 %). Early non-legume species and late-successional legumes had similar and higher survival (> 30 %) than early-successional legume species (< 18 %).

Conclusions: To ensure the success of restoration plantings and accelerate the recovery of the forest, it is suggested to plant a mix of early-successional species (*i.e.*, *Dodonaea viscosa* Jacq. and *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit) and as many late-successional legumes and non-legumes species as possible.

Keywords: legumes, seasonally dry forest, Sierra de Huautla, successional status.

En marzo del 2019, la asamblea general de la Organización de las Naciones Unidas declaró la década de la restauración de los ecosistemas del 2021 al 2030 (ONU 2020). La restauración ecológica es el proceso que ayuda a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañando o destruido (SER 2004). En México, uno de los ecosistemas que presenta altas tasas de deforestación y degradación debido a las actividades agropecuarias es la selva estacionalmente seca (Trejo & Dirzo 2000, Dirzo *et al.* 2011). La última revisión de proyectos de restauración en México de 1979 al 2016 mostró que menos proyectos se han llevado a cabo en ese ecosistema en comparación con el bosque templado y la selva húmeda (revisado en Martínez-Garza *et al.* 2021).

Dependiendo de las condiciones iniciales de degradación se pueden llevar a cabo diferentes niveles de intervención de restauración (Martínez-Garza *et al.* 2016). Por ejemplo, sitios con bajos niveles de degradación pueden recuperarse si se detiene la perturbación, lo que es llamado intervención mínima o regeneración no asistida (Stern *et al.* 2002, Chazdon & Guariguata 2016). Sitios con altos niveles de degradación y alejados de fragmentos de vegetación conservada pueden requerir la modificación de las condiciones del suelo y la plantación de especies nativas, lo que es llamado intervención máxima (Vázquez-Yanes *et al.* 1999, Benayas *et al.* 2009). La ganadería extensiva es un disturbio de alta intensidad (Guariguata & Ostertag 2001) que predice bajo potencial de regeneración natural (Zermeño-Hernández *et al.* 2015), por lo que se sugiere el uso de plantaciones para la restauración de esos sitios (Martínez-Garza *et al.* 2021). Dado que la ganadería extensiva es una actividad muy común en la selva estacionalmente seca, para su restauración será necesario el establecimiento de plantaciones.

La selección de especies para plantaciones de restauración se puede basar en su estado sucesional. Las especies llamadas sucesionales tempranas son las primeras en colonizar los sitios perturbados; estas especies presentan ciclos de vida cortos, elevadas tasas de crecimiento y alta demanda de luz solar (Finegan 1984, Kennard 2002, Poorter *et al.* 2004). Por otro lado, las especies sucesionales tardías, que son las que conforman la selva más conservada, presentan ciclos de vida más largos, bajas tasas de crecimiento y tolerancia a la sombra (Finegan 1984, Kennard 2002). Los sitios degradados de la selva estacionalmente seca se caracterizan por presentar suelos altamente compactados debido a la ganadería extensiva (Gerhardt 1996), alta incidencia de luz y baja humedad resultado de la eliminación del dosel y a una extensa temporada de secas (Rzedowski 1978). Algunos atributos de las especies sucesionales tempranas, como la baja densidad de madera, alta tasa fotosintética y caracteres funcionales relacionados con la tolerancia a la sequía, predicen una mayor supervivencia en sitios con alta disponibilidad de luz y baja humedad (Poorter *et al.* 2010, Lohbeck *et al.* 2013). Esta predicción se ha comprobado en plantaciones en Costa Rica (Gerhardt 1996) y México (Carrasco-Carballido *et al.* 2019), aunque existe una alta variabilidad en el desempeño de las especies (Janos 1996, Khurana & Singh 2001, Bonfil & Trejo 2010). Otras características, como la capacidad de fijar nitrógeno, puede otorgar una ventaja adicional a las especies en suelos degradados; por ejemplo, en plantaciones de restauración establecidas en la selva estacional de Jalisco (González-Tokman *et al.* 2018), en Morelos (Carrasco-Carballido *et al.* 2019) y en Costa Rica (Piotto *et al.* 2004) se encontraron mayores tasas de supervivencia de especies leguminosas en comparación con las de especies no-leguminosas. Así, se espera que las especies leguminosas sucesionales tempranas presenten mejores niveles de supervivencia en áreas degradadas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la supervivencia inicial (28 meses) de 12 especies nativas por su estado sucesional (tempranas y tardías) y grupo funcional (leguminosas y no-leguminosas) en áreas de selva estacional degradada. Debido a sus características de historia de vida (*e.g.*, altas tasas de crecimiento) y a la ventaja de fijar nitrógeno, esperamos que las especies leguminosas sucesionales tempranas tengan mayor supervivencia que las no-leguminosas de cualquier estado sucesional. Evaluar la supervivencia de especies nativas en áreas degradadas nos permite seleccionar aquellas exitosas para establecer plantaciones que permitan aumentar la velocidad de recuperación de uno de los ecosistemas más degradados de México. El uso de categorías que pueden asignarse fácilmente, como el estado sucesional y la capacidad de fijar nitrógeno, permitirá que los que practican la restauración puedan seleccionar especies de forma sencilla, mediante estos atributos.

Materiales y métodos

Sitio de estudio. El estudio se llevó a cabo en un terreno del Ejido de Quilamula, Tlaquiltenango, Morelos, México. El terreno ha tenido una historia de uso agrícola y ganadero por más de 20 años (Sr. Gilberto Quintero, dueño del terreno, com. pers.). Este terreno presenta una pendiente de 10° e inicialmente tenía una cobertura del 20 % de árboles dispersos de *Mimosa benthamii* J.F. Macbr. (Fabaceae) que fueron eliminados para establecer las plantaciones en condiciones abióticas similares (Figura 2A y B). El Ejido de Quilamula se encuentra al sur del Estado de Morelos, dentro de la zona de influencia y amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH; Figura 1). El ecosistema original en la REBIOSH corresponde a la selva estacionalmente seca (*sensu* Dirzo *et al.* 2011), también llamado bosque tropical caducifolio (*sensu* Rzedowski 2006) o selva baja caducifolia (*sensu* Miranda & Hernández-X 1963). Este ecosistema es conocido por su riqueza florística y su alto endemismo a nivel de especie (Lott & Atkinson 2010); cerca del 60 % de las especies en este ecosistema son endémicas al país (Rzedowski 1991). La selva estacionalmente seca se caracteriza por su marcada estacionalidad, con una época de lluvias que va del mes de mayo a noviembre y una época de secas que dura de cinco a ocho meses, en la que la mayoría de los árboles pierden sus hojas (Rzedowski 1978). Las especies de árboles más comunes son las leguminosas *Conzattia multiflora* (BL Rob.) Standl., *Lysiloma acapulcense* (Kunth) Benth., *L. divaricatum* (Jacq.) JF Macbr., así como también varias especies de los géneros *Bursera* (Buseraceae) y *Ceiba* (Bombacaceae) (CONANP 2005). Los árboles tienen una altura promedio de 15 m con un diámetro a la altura de pecho > 50 cm, los troncos son regularmente retorcidos y se ramifican a corta altura (Rzedowski 1978, Trejo & Hernández 1996). Los suelos dominantes para la REBIOSH son feozem háplicos, regosoles éutricos y litosoles (INEGI 1981). El sustrato geológico está conformado por rocas ígneas del Oligoceno-Mioceno, sedimentarias del Cretáceo Inferior, litológicamente clasificadas como calizas y depósitos marinos interestratificados de areniscas y lutitas del Cretáceo Superior (Lugo-Hubp 1984).



Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla en el estado de Morelos México. Se muestra la ubicación del Ejido de Quilamula en la zona de influencia de la Reserva.

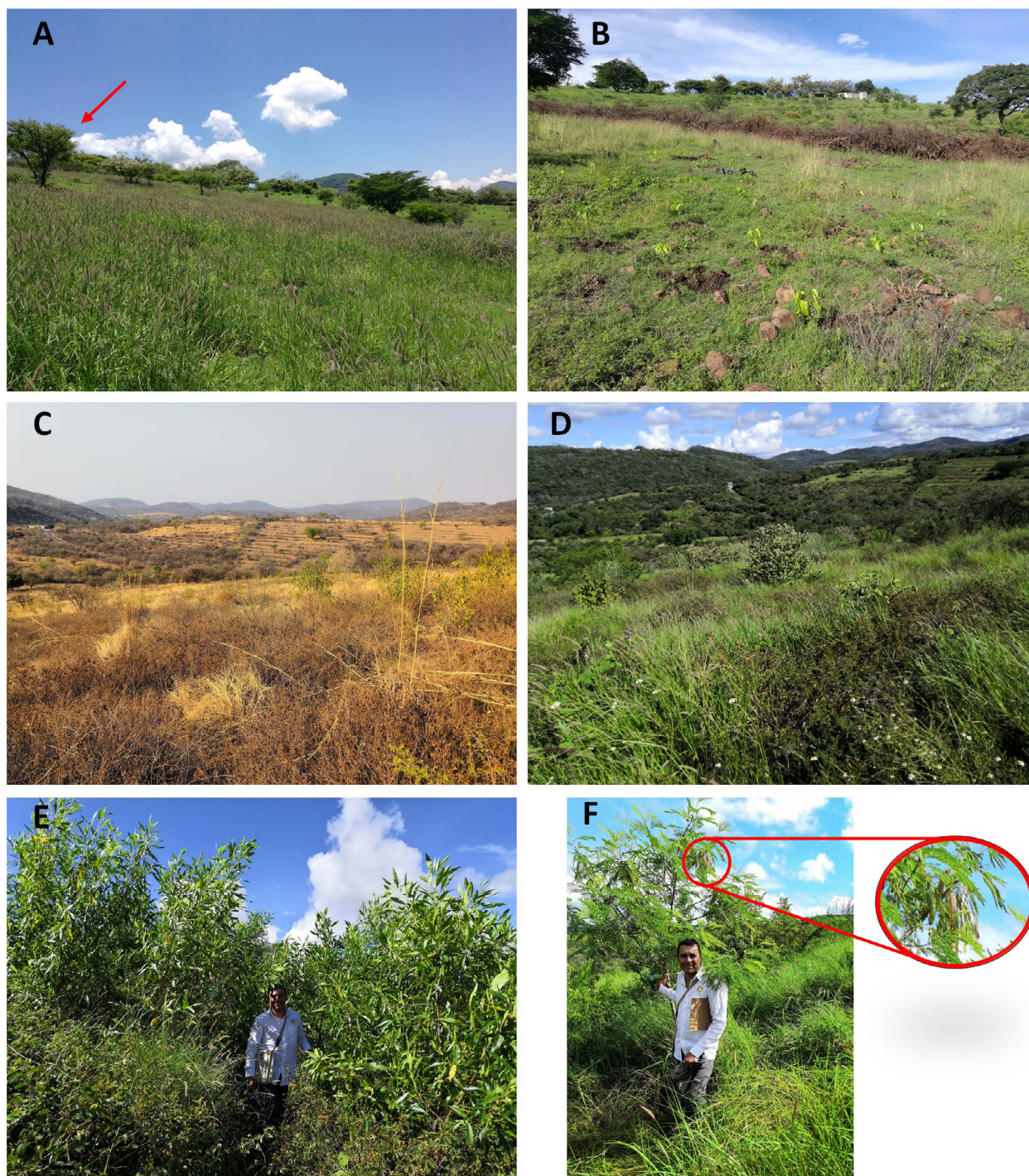


Figura 2. (A) Terreno en junio del 2017 antes de la plantación, se señala un árbol de *Mimosa benthamii* (Fabaceae) que fue cortado. (B) Plantación de *Tabebuia rosea* (Bignoniaceae) establecida en julio del 2017. (C) Plantación de *Dodonaea viscosa* (Sapindaceae) en la época seca del 2019. (D) Plantación en la época lluviosa del 2019. (E) Plantación de *Dodonaea viscosa* en la época de lluvias del 2019. (F) Plantación de *Leucaena leucocephala* (Fabaceae) en la época de lluvias del 2019, se señala el fruto.

Quilamula se encuentra a una altitud de 1,070 m snm; el clima está clasificado como cálido subhúmedo, el más seco de los subhúmedos, con lluvias en verano y presencia de canícula (Awo''(w)(i')g). Para los últimos 15 años, la temperatura media anual promedio fue de 25.01 °C y la precipitación anual promedio fue de 971.4 mm (D. Valenzuela, com. pers.). El paisaje está formado por montañas escarpadas de alrededor de 1,000 m snm; los suelos dominantes (Leptosoles y Cambisoles) se derivan de granitos subyacentes poco profundos (< 30 cm de profundidad), con textura franco-arenosa; aproximadamente el 50 % del contenido de materia orgánica del suelo se concentra dentro de los primeros 10 cm de profundidad (Saynes *et al.* 2005). Los suelos de Quilamula con vegetación nativa tienen un pH cercano a neutro (6.9 a 7.3) y la densidad aparente del suelo varía de 0.88 a 0.96 g cm⁻³ (Saynes *et al.* 2005).

Diseño experimental. En julio de 2017 se estableció un proyecto de restauración ecológica experimental en un terreno de 1.2 ha que fue cercado con alambre de púas a cuatro niveles para excluir al ganado. En el terreno se establecieron 60 parcelas en un diseño de bloques completos al azar, cada bloque está compuesto por 20 parcelas. Cada parcela mide 11.5 × 10 m con pasillos entre ellas de 3 m hacia lo largo y 2.5 m hacia lo ancho (Figura 3). En 36 parcelas se establecieron monocultivos con 30 plantas de cada una de las 12 especies de árboles nativos de la selva estacional (N = 1,080 plantas; Tabla 1); para cada especie se establecieron tres réplicas. Las plantas fueron establecidas en una disposición de cinco filas por seis columnas con una separación entre plantas de 1.5 m. La edad de las plantas al momento del trasplante fue de aproximadamente un año, excepto las de *Bursera linanoe* (La Llave) Rzed., Calderón y Medina que tenía dos años (Tabla 1); las plantas provenían de los viveros forestales de las localidades de Huajintlán y Ajuchitlán pertenecientes a la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos. Las semillas de las especies utilizadas se colectaron de un mínimo de 12 árboles adultos; la mayoría de las especies se germinaron directamente en bolsas de 15 × 25 cm expuestas al sol con una mezcla de arena, tierra de limo, tepojal (piedra pómez) y hojarasca picada; *Dalbergia congestiflora* Pittier, *Amphipterygium adstringens* (Schltdl.) Standl. y *B. linanoe* se germinaron en semilleros dentro del vivero y las plántulas de entre 10-15 cm de altura se trasplantaron a bolsas de las mismas dimensiones antes mencionadas y también se expusieron al sol (A. Nicolás-Medina, trabajadora del vivero, com. pers.). Una vez en el sitio de estudio, las plantas no recibieron fertilización ni fueron regadas. La fertilidad del suelo se midió en las plantaciones en el 2019: las variables evaluadas fueron el pH (H₂O, 5.9), la concentración de nitrógeno total (3.42 ± 0.19 mg N g⁻¹) la concentración de NO₃⁻ (6.54 ± 1.25 µg N g⁻¹) el NH₄⁺ (15.06 ± 3.05 µg N g⁻¹), el carbono orgánico (24.89 ± 6.53 mg C g⁻¹), y la concentración de fósforo total (171 ± 20.20 µg P g⁻¹) (H. E. Hernández-Jiménez datos no publicados). Los censos de supervivencia se realizaron en octubre del 2017, junio y octubre del 2018 y octubre del 2019 (Figura 2C, D-E). Las plantas se registraron como muertas cuando las ramas no presentaban hojas o el tronco estaba completamente seco.

Análisis de datos. La supervivencia se analizó con la función de supervivencia mediante el estimador no paramétrico de Kaplan-Meier (Pollock *et al.* 1989). Se realizó un análisis por especie (12 niveles), estado sucesional (dos niveles, tempranas y tardías), grupo funcional (dos niveles, leguminosas y no-leguminosas) y para la interacción estado sucesional × grupo funcional (cuatro niveles: temprana leguminosa, temprana no-leguminosa, tardía leguminosa y tardía no leguminosa). El parámetro de referencia de supervivencia fue expresado en días. La comparación entre curvas de supervivencia por grupo se analizó mediante la prueba Log-Rank. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft 2004) y el programa R (R Core Team 2020) en su versión 4.0.2. En la sección de resultados, las especies serán referidas por el género.

Resultados

La supervivencia para las 12 especies después de 850 días fue en promedio de 23.42 %. La especie temprana no-leguminosa *Dodonaea* (Sapindaceae) presentó la mayor supervivencia (73.33 %), mientras que todos los individuos de *Jacaratia* (Caricaceae) murieron (Tabla 1). El análisis estadístico reveló diferencias en la supervivencia entre especies ($\chi^2 = 252$, g.l. = 11, $P < 0.00001$). Las comparaciones Log-Rank revelaron que *Dodonaea* presentó el más

alto porcentaje de supervivencia y este fue estadísticamente diferente al de todas las demás especies. El porcentaje de supervivencia de *Leucaena* fue similar al de *Swietenia*, *Eysenhardtia* y *Haematoxylum*, estas tres últimas especies presentaron porcentajes de supervivencia similares a los de *Dalbergia*; por último, *Jacaratia* presentó el porcentaje de supervivencia más bajo que fue estadísticamente diferente al de todas las demás especies (Figura 4).

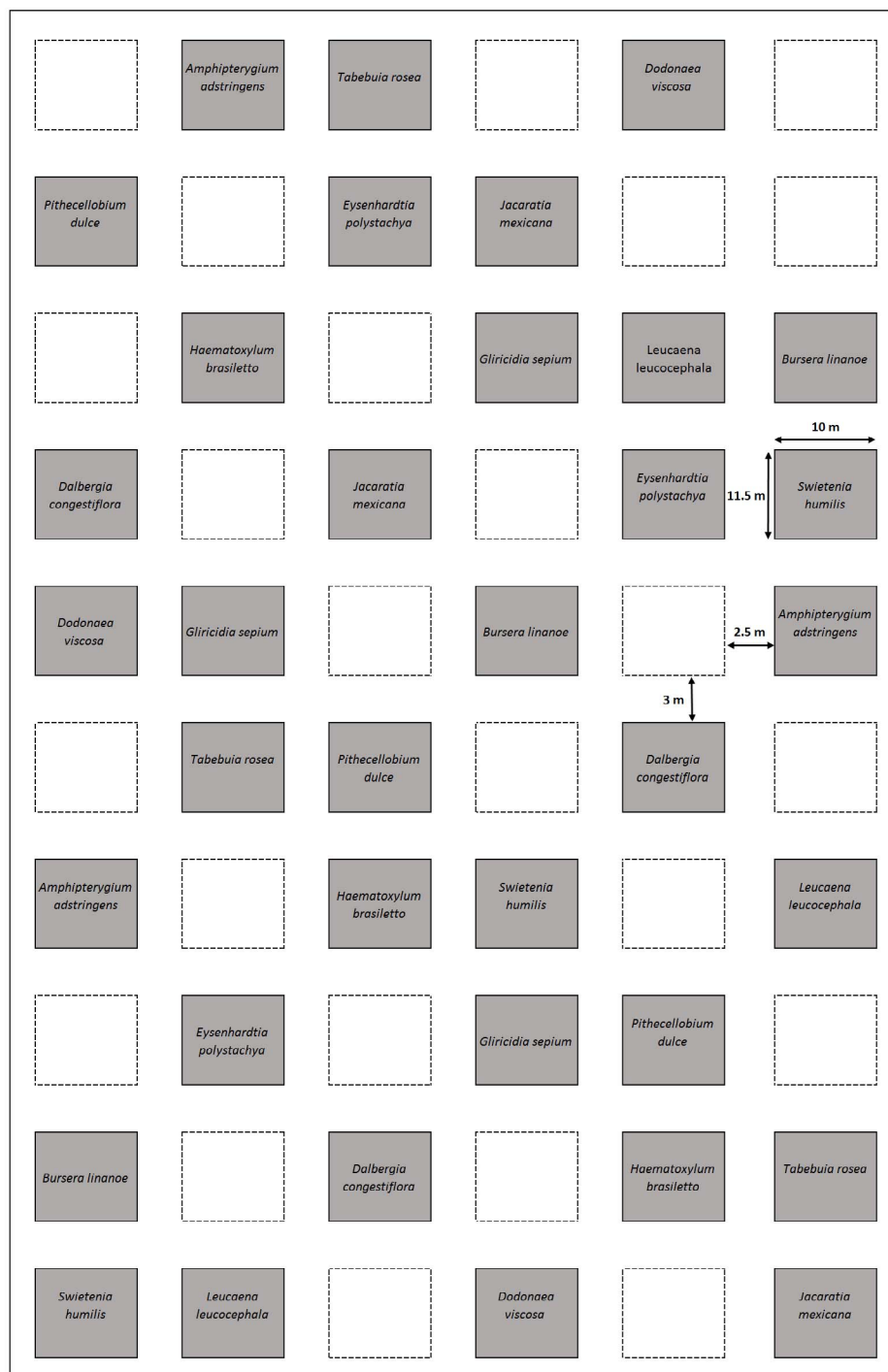


Figura 3. Diseño experimental de las parcelas de restauración ecológica en Quilamula, Morelos, México. Se muestra la localización de las parcelas de 12 monocultivos; los cuadros con línea punteada son tratamientos no incluidos en este estudio.

Tabla 1. Familia, estado sucesional y porcentaje de supervivencia de 12 especies arbóreas de la selva estacionalmente seca en plantaciones experimentales en Quilamula, Morelos, México; letras distintas después del porcentaje de supervivencia, indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

Especie*	Familia	Estado sucesional	Supervivencia (%)
Leguminosas			
<i>Dalbergia congestiflora</i> Pittier	Fabaceae	Tardío	27.78 c
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Fabaceae	Tardío	35.56 bc
<i>Haematoxylum brasiletto</i> H. Karst.	Fabaceae	Tardío	34.44 bc
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.	Fabaceae	Temprano	2.22 d
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) De Wit	Fabaceae	Temprano	45.56 b
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Fabaceae	Temprano	4.44 d
No-leguminosas			
<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schltdl.) Standl.	Anacardiaceae	Tardío	6.67 d
<i>Bursera linanoe</i> ** (La Llave) Rzed., Calderón y Medina	Burseraceae	Tardío	7.78 d
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Bignoniaceae	Tardío	6.67 d
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Sapindaceae	Temprano	73.33 a
<i>Jacaratia mexicana</i> A. DC.	Caricaceae	Temprano	0 e
<i>Swietenia humilis</i> Zucc.	Meliaceae	Temprano	36.67 bc

*Los autores de las especies fueron tomados de www.tropicos.org

**Los individuos de esta especie presentaban dos años antes del trasplante.

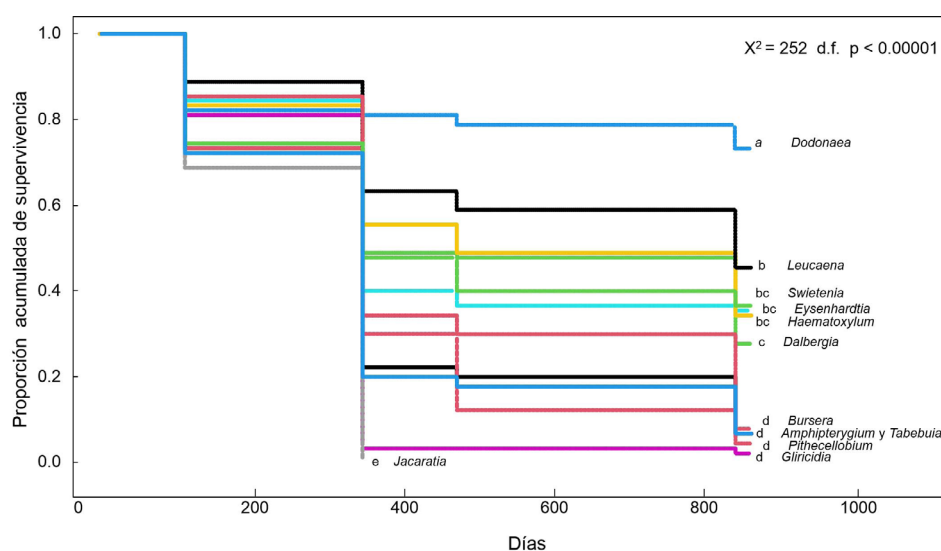


Figura 4. Curvas de Kaplan-Meier de 12 especies arbóreas nativas de la selva estacionalmente seca establecidas en plantaciones experimentales en Quilamula, Morelos, México. Letras distintas indican diferencias significativas en las pruebas de comparación.

Las especies sucesionales tempranas mostraron significativamente mayor supervivencia (27.04 %) que las tardías (19.81 %) (Log-Rank = 2.39 $P < 0.01$, [Figura 5](#)). Además, las leguminosas mostraron significativamente mayor supervivencia (25 %) que las no-leguminosas (21.85 %) (Log-Rank = 2.88 $P < 0.001$, [Figura 6](#)). La interacción estado sucesional \times grupo funcional fue significativa ($\chi^2 = 43.34$ g.l. = 3 $P < 0.00001$), la comparación Log-Rank entre grupos reveló que el porcentaje de supervivencia de las especies tempranas no-leguminosas fue mayor (36.66 %),

seguido del porcentaje de sobrevivencia de las tardías leguminosas (32.59 %); estos últimos dos grupos presentaron un porcentaje de supervivencia estadísticamente similar y mayor que el de las especies tempranas leguminosas (17.41 %) y que el de las tardías no-leguminosas (7.03 %) (Figura 7).

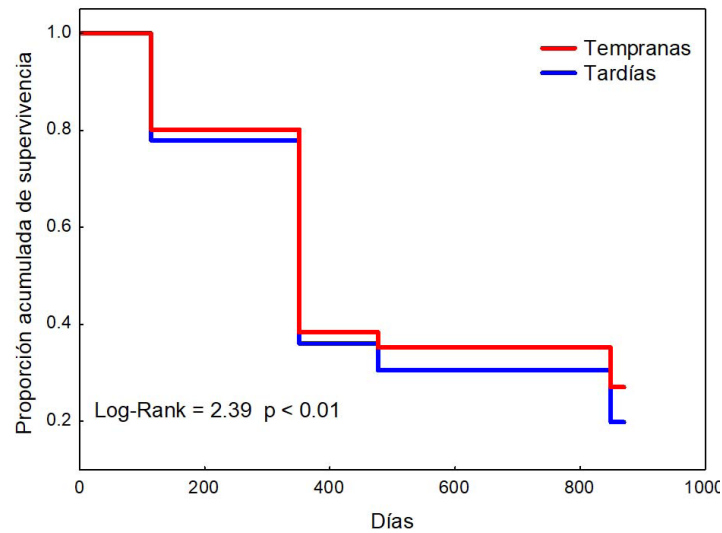


Figura 5. Curvas de Kaplan-Meier de seis especies arbóreas de sucesión temprana y seis tardías, establecidas en monocultivos en Quilamula, Morelos, México.

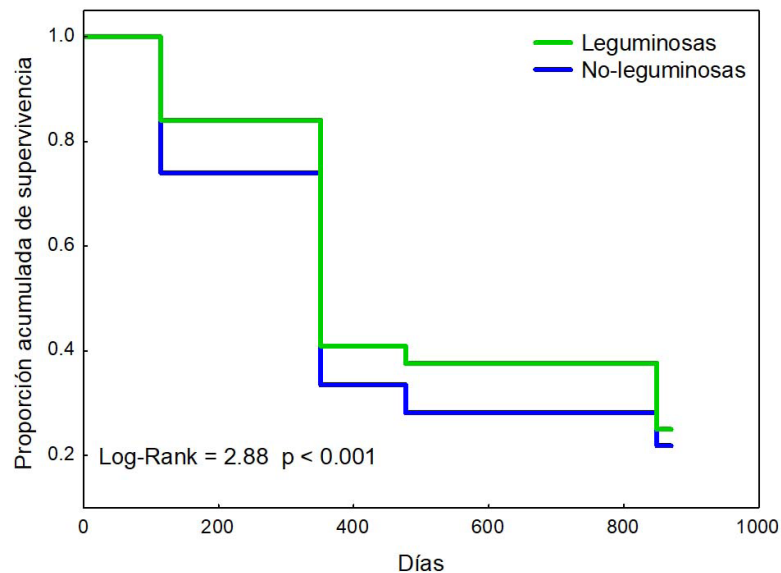


Figura 6. Curvas de Kaplan-Meier de seis especies arbóreas leguminosas y seis no-leguminosas, establecidas en plantaciones experimentales en Quilamula, Morelos, México.

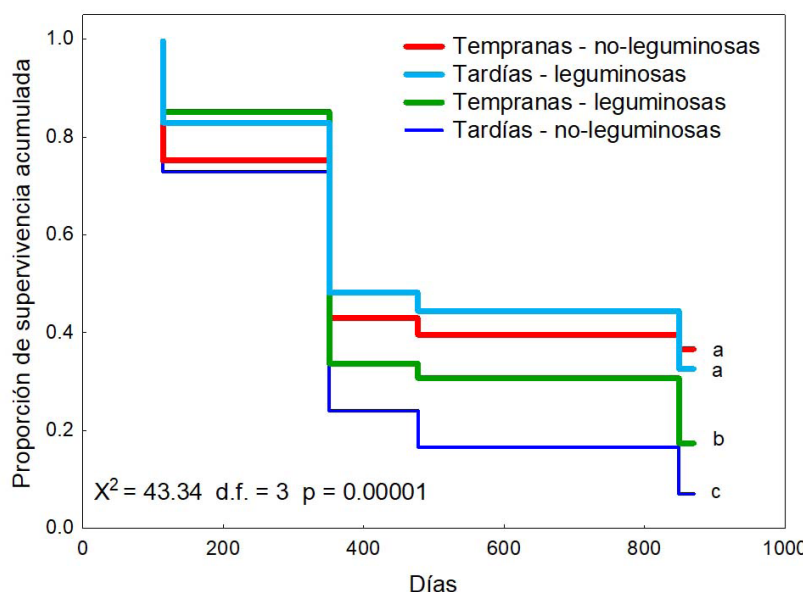


Figura 7. Curvas de Kaplan-Meier de 12 especies arbóreas nativas de la selva estacionalmente seca en la interacción estado sucesional \times grupo funcional, establecidas en plantaciones experimentales en Quilamula, Morelos, México. Letras distintas indican diferencias significativas.

Discusión

Debido a sus características de historia de vida (*e.g.*, más alto crecimiento) y a la ventaja de fijar nitrógeno, esperábamos que las especies leguminosas sucesionales tempranas tuvieran una mayor supervivencia que las no-leguminosas de cualquier estado sucesional. En estas plantaciones, las especies tempranas no-leguminosas presentaron mayor supervivencia que las tempranas leguminosas probablemente debido a la herbivoría que sufrió este último grupo.

De acuerdo con lo esperado, las especies sucesionales tempranas tuvieron una mayor supervivencia que las tardías. Acorde con esto, en plantaciones de restauración en Morelos, México, tres especies sucesionales tempranas tuvieron mayor supervivencia que tres sucesionales tardías (después de 3 años; Carrasco-Carballido *et al.* 2019). De forma similar, en plantaciones en la selva estacional de Costa Rica, dos especies sucesionales tempranas mostraron mayor supervivencia que dos sucesionales tardías (después de 2 años; Gerhardt 1996). Las especies sucesionales tempranas presentan elevadas tasas de crecimiento bajo condiciones de alta disponibilidad de luz debido a sus hojas compuestas (Lohbeck *et al.* 2013) y una mayor área foliar específica (Poorter *et al.* 2004). Dado que en las áreas degradadas se han registrado altas temperaturas al nivel del suelo, la sobrevivencia de las plantas puede depender de que tan rápido crecen en altura; por ejemplo, si las hojas se alejan 3 cm del suelo, la transpiración causada por la temperatura disminuye considerablemente, aminorando el estrés térmico (Ehleringer & Sandquist 2006). En plantaciones de restauración en una selva estacional de Brasil, siete especies de crecimiento rápido presentaron mayor sobrevivencia (75.85 %) que seis especies de crecimiento lento (54.83 %; Sampaio *et al.* 2007). En este estudio, el rango de variación de la supervivencia para las sucesionales tempranas fue mucho mayor (0 a > 70 %) en comparación con el rango de variación de la supervivencia para las tardías (6 a 35 %; Tabla 1), lo que puede estar relacionado a los caracteres funcionales que confieren resistencia a la sequía (ver abajo). Aunque en promedio las especies sucesionales tempranas presentaron mayor sobrevivencia que las tardías debido probablemente a sus tasas de crecimiento, se observó una alta variabilidad en la supervivencia dentro de cada grupo.

De acuerdo con nuestra predicción, a nivel de grupo, las especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia que las no-leguminosas. Nuestros resultados concuerdan con lo reportado en plantaciones en la selva estacional de Costa Rica, donde ocho especies leguminosas tuvieron mayor supervivencia que siete no-leguminosas (después de 5 años; Piotto *et al.* 2004). Algo similar ocurrió en la selva estacional de Morelos, México, donde tres especies de legumino-

sas tuvieron mayor supervivencia que dos especies de no-leguminosas (después de 3 años; Carrasco-Carballido *et al.* 2019). Por último, en plantaciones en la selva estacional en el Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica, cuatro especies de leguminosas tuvieron los mayores niveles de supervivencia (después de 2 años; Werden *et al.* 2018). Además, en otros estudios con evaluaciones de supervivencia realizados a los seis meses de establecidas las plantaciones, las especies leguminosas presentaron mayor supervivencia que las no-leguminosas: en Chamela-Cuixmala, México (González-Tokman *et al.* 2018), y en el Chaco Árido, Argentina (Barchuk *et al.* 2006), lo que indica que esta ventaja en el desempeño de las leguminosas sobre las no-leguminosas, ocurre desde el inicio del establecimiento. En una revisión de cronosecuencias en 42 bosques neotropicales se encontró que el éxito ecológico de las leguminosas en sitios sucesionales tempranos, que se caracterizan por tener una baja disponibilidad de agua, se debe a caracteres funcionales como hojas compuestas con folíolos pequeños, y su habilidad para fijar nitrógeno, que les permiten tolerar la sequía y usar eficientemente el agua (Gei *et al.* 2018). También, en un estudio en la selva estacionalmente seca de Yucatán, se encontró que una parte importante de los árboles especialistas de selva secundaria son leguminosas que tienen pulvinos en las hojas (Sanaphre-Villanueva *et al.* 2016). Las especies leguminosas se han propuesto como especies clave para la restauración de ecosistemas áridos (ver Siddique *et al.* 2008, Padilla *et al.* 2009, Moreno *et al.* 2017) porque su capacidad de fijar nitrógeno es un elemento fundamental para su desempeño (Reich *et al.* 2009). Además, estas especies tienden a producir mayor biomasa aérea (Barchuk *et al.* 2006), lo que permite la incorporación de mayor hojarasca al suelo. Así, las especies leguminosas mejoran el suelo a su alrededor (Crespo *et al.* 2001, Castellanos-Barliza & León Peláez 2011) lo que genera una dependencia menor a los nutrientes existentes en suelos degradados (Carrasco-Carballido *et al.* 2019). Para acelerar la recuperación de la cobertura y los nutrientes en el suelo, se recomienda la plantación de muchos individuos de especies leguminosas, para compensar por su mortalidad.

Contrario a nuestra predicción, el grupo de las especies tempranas no-leguminosas tuvo una supervivencia tan alta como la del grupo de las leguminosas tardías. Este resultado se debe al alto y similar desempeño de las tres especies tardías no-leguminosas seleccionadas (*Dalbergia*, *Eysenhardtia* y *Haematoxylum*). Los caracteres funcionales que podrían explicar este alto desempeño son la plasticidad de las hojas (ver Martínez-Garza *et al.* 2011) y la presencia de hojas compuestas (ver abajo; Lohbeck *et al.* 2013). Acorde con nuestros resultados, en plantaciones de restauración en la Península de Nicoya, Costa Rica (Piotto *et al.* 2004), y en Los Tuxtlas Veracruz, México (Martínez-Garza *et al.* 2011), algunas especies leguminosas tardías presentaron los mayores niveles de supervivencia. En nuestro estudio, una especie temprana no-leguminosa (*Dodonaea*) presentó la mayor supervivencia (73 %) lo que contrasta con lo encontrado en otro estudio en México, donde esta especie presentó los menores porcentajes de supervivencia (Tabla 2). *Dodonaea* ha sido reconocida como una especie tolerante a la sequía (Vázquez-Yanes *et al.* 1999), lo que al parecer fue un factor importante en este estudio. Así, aunque a nivel de grupo se puede esperar una mayor supervivencia de las especies sucesionales tempranas y también de las leguminosas, hay una gran variación en la respuesta individual de las especies (Tabla 2).

La supervivencia de las especies nativas de la selva estacional evaluadas en este estudio mostró una amplia variación que puede ser atribuida a las interacciones ecológicas. Por ejemplo, *Jacaratia mexicana* mostró 0 % de supervivencia en este estudio mientras que en otro presente más del 50 % de supervivencia (Tabla 2). La falta de asociaciones micorrícicas pudo haber disminuido la supervivencia de esta especie; por ejemplo, un estudio con *Jacaratia mexicana* en una selva estacional en Veracruz, mostró que las plántulas inoculadas con micorrizas presentaron un mejor desempeño (Zulueta-Rodríguez *et al.* 2015, Tabla 2), ya que esta interacción incrementa la habilidad de las plántulas para absorber agua y nutrientes, lo que resulta especialmente relevante en ecosistemas estacionalmente secos (Smith & Read 2008). También, el daño causado por herbívoros puede afectar el desempeño (Eichhorn *et al.* 2010); por ejemplo, en este estudio observamos severos daños por roedores de la familia Geomyidae y/o conejos del orden Lagomorpha en dos de las especies leguminosas sucesionales tempranas, *Gliricidia* y *Pithecellobium*. Otros estudios han registrado mayor herbivoría en las especies sucesionales tempranas que en las tardías en plantaciones de restauración (Mariano *et al.* 2018) y una mortalidad de hasta el 90 % debido a la presencia de herbívoros (Barrales-Alcalá 2013). Además, se sabe que las especies leguminosas, al tener más nitrógeno en sus hojas, pueden ser más afectadas por la herbivoría (Márquez-Torres 2016). Por otra parte, sembrar especies que alimentan a los herbívoros, asegura que después haya presencia de polinizadores para la reproducción exitosa de las especies plantadas,

lo que involucra la recuperación de la función del ecosistema (Juan-Baeza *et al.* 2015). La falta de interacciones simbióticas, como las micorrizas y la presencia de antagonicas como la herbivoría, pudieron disminuir la supervivencia de los árboles en las plantaciones de restauración.

Tabla 2. Supervivencia de 1 a 15 años reportada en este (28 meses) y otros estudios para las 12 especies sucesionales tardías de la selva estacionalmente seca.

Especie	Supervivencia (%)							Fuentes
	Este	< 12	12	16	24	7	15	
	estudio	meses	meses	meses	meses	años	años	
Leguminosas								
<i>Dalbergia congestiflora</i>	27.78							
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	35.56		68-87		13-57	90		Ayala-García 2008, Cervantes-Sánchez & Sotelo-Boyas 2002
<i>Haematoxylum brasiletto</i>	34.44						87	Foroughbakhch <i>et al.</i> 2006
<i>Gliricidia sepium</i>	2.22	68-80	64-96	90-100			95	Ulloa-Nieto 2006, Cervantes-Gutiérrez <i>et al.</i> 2001, Vides-Borrell <i>et al.</i> 2011, Foroughbakhch <i>et al.</i> 2006
<i>Leucaena leucocephala</i>	45.56	46	80-93		46-77			Ayala-García 2008, Núñez-Cruz & Bonfil 2013
<i>Pithecellobium dulce</i>	4.44		52-76			99	98	Cervantes-Gutiérrez <i>et al.</i> 2001, Ulloa-Nieto 2006, Foroughbakhch <i>et al.</i> 2006, Cervantes-Sánchez & Sotelo-Boyas 2002
No-leguminosas								
<i>Amphipterygium adstringens</i>	6.67					48		Cervantes-Sánchez & Sotelo-Boyas 2002
<i>Bursera linanoe</i>	7.78		23-30					Castellanos-Castro & Bonfil 2010
<i>Tabebuia rosea</i>	6.67				5.6			Álvarez-Aquino & Williams-Linera 2012
<i>Dodonaea viscosa</i>	73.33	8	32-52			55		Ulloa-Nieto 2006, Núñez-Cruz & Bonfil 2013, Cervantes-Sánchez & Sotelo-Boyas 2002
<i>Jacaratia mexicana</i>	0	54						Zulueta-Rodríguez <i>et al.</i> 2015
<i>Swietenia humilis</i>	36.67		52-64					Ulloa-Nieto 2006

Los factores abióticos también generan una alta variación en el desempeño de las especies. El estrés hídrico, que se refiere al momento en que la demanda de agua de las plantas es superior a su disponibilidad, se incrementa con la temperatura (Seyed *et al.* 2012). Durante la época de secas, el estrés hídrico puede cambiar los patrones metabólicos y en casos severos, provocar la muerte de las plantas (Ceccon *et al.* 2003, 2004, Álvarez-Aquino & Williams-Linera 2012). En nuestro sitio de estudio, durante la primera temporada seca (noviembre-abril) se registró un aumento de 4.88 °C en la temperatura, en comparación con el registro histórico (Figura 8) mientras que, en la siguiente época de lluvias, la precipitación fue de 257 mm más que el promedio histórico; agosto y septiembre recibieron mayor precipitación mientras que en noviembre ya no hubo precipitación. En este primer ciclo de secas-lluvias que ex-

perimentaron las plántulas, se registró el 62 % de la mortalidad. Las especies, incluso dentro del mismo estado sucesional mostraron una sensibilidad diferencial; por ejemplo, la no-leguminosa sucesional temprana *Dodonaea*, no experimentó mortalidad en esta época, lo que confirma su resistencia a la sequía (Vázquez-Yanes *et al.* 1999), mientras que *Gliricidia*, también sucesional temprana y leguminosa, presentó una sobrevivencia de < 3 %. Para seleccionar especies exitosas para plantaciones de restauración también se podría seleccionar aquellas que tienen caracteres funcionales que otorgan resistencia a la sequía (*i.e.*, foliolo pequeño, presencia de pulvinos, raíces largas); por ejemplo, un estudio en Bolivia con 13 especies mostró que, a nivel de grupo, las sucesionales tempranas fueron más vulnerables a la cavitación de sus tallos (Markesteijn *et al.* 2011a). Otro estudio, también en Bolivia, con 40 especies reveló que las sucesionales tempranas tuvieron una mayor conductividad hidráulica en sus tallos en comparación con las tardías, ya que sus altas tasas de crecimiento resultan en altas demandas de agua, lo que a su vez resulta en un mayor riesgo de cavitación en los tallos (Markesteijn *et al.* 2011b). Para 12 especies en México, no hubo diferencias en la resistencia a la sequía de las especies por estado sucesional, pero se identificó que los caracteres funcionales asociados a esta resistencia en las sucesionales tardías son la alta resistencia del xilema al embolismo y una gran capacidad de las especies para almacenar agua en sus tallos (Pineda-García *et al.* 2013). Además, para 55 especies de bosques Neotropicales, se reportó que las especies sucesionales tardías pueden desarrollar raíces más largas que las tempranas, lo que también confiere una mayor resistencia a la sequía (Paz 2003). La selección de especies mediante caracteres funcionales ya disponibles en la literatura o en bases de datos mundiales (*i.e.*, Plant Trait Database, www.try-db.org) debe ser considerada, además de los criterios más fáciles de obtener, como el estado sucesional de las especies.

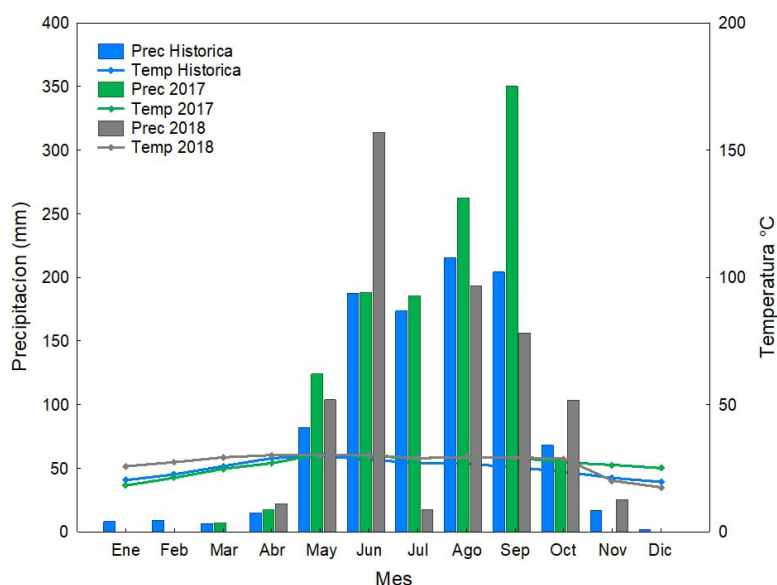


Figura 8. Climogramas del Ejido de Quilamula, Tlaquiltenango, Morelos, México. Histórico de 15 años: temperatura promedio 24.91 °C y precipitación 986.24 mm. 2017: temperatura promedio 26.44 °C y precipitación 1,192.5 mm. 2018: temperatura promedio 27.2 °C y precipitación 935.2 mm.

Para la selección de especies para proyectos de restauración es importante considerar que la precipitación y la temperatura serán más variables en el futuro debido al cambio climático global. Aunque en este estudio se evaluaron monocultivos para eliminar la variación por efecto de la competencia entre especies, para la restauración de los bosques siempre se propone establecer plantaciones mixtas y combinaciones de especies sucesionales tempranas y tardías (*e.g.*, Rodrigues *et al.* 2009, Ratanapongsai 2020), ya que cada una responderá de forma diferencial a la variación ambiental. Por ejemplo, una mezcla podría incluir las especies sucesionales tempranas que presentaron la mayor supervivencia ante la sequía, como *Dodonaea* y *Leucaena* y tantas especies sucesionales tardías

como sea posible (*i.e.*, 20-30 especies, Ratanapongsai 2020), leguminosas y no-leguminosas que tengan hojas compuestas, folíolos pequeños y presencia de pulvinos para disminuir su vulnerabilidad a la cavitación y embolia. Las especies que se encuentran dentro de la lista roja de especies amenazadas de la IUCN en la categoría en peligro de extinción, como *Dalbergia congestiflora* deben ser especialmente consideradas para las plantaciones de restauración y plantar un mayor número de individuos para compensar su alta mortalidad; otra opción es incluirlas más adelante en la sucesión, cuando las condiciones ambientales sean más favorables. Para avanzar en la ecología de la restauración, es necesario poner a prueba varias mezclas de especies que simulen la heterogeneidad encontrada en las condiciones naturales (restauración experimental sistémica *sensu* Howe & Martínez-Garza 2014); las mezclas pueden incluir una variación en la riqueza de especies y su síndrome de dispersión para favorecer diferentes patrones de regeneración natural y velocidad de recuperación debajo de estas plantaciones.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por una beca doctoral de CONACYT otorgada a JFMT (#293325). Agradecemos a la Secretaría de Desarrollo Sustentable del Estado de Morelos por el apoyo financiero y logístico para la donación de las plantas para este proyecto. Al señor Gilberto Quintero por el préstamo del terreno y a los pobladores del Ejido de Quilamula por la ayuda en campo, en especial al señor Goyo. Por último, agradecemos a todos los estudiantes del laboratorio de Ecología de la Restauración del CIByC por su ayuda en campo.

Literatura citada

- Álvarez-Aquino C, Williams-Linera G. 2012. Seedling survival and growth of tree species: site condition and seasonality in tropical dry forest restoration. *Botanical Sciences* **90**: 341-351. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.395>
- Ayala-García F. 2008. *Desempeño de plantas de tres especies arbóreas en tres unidades de ladera de la estación de restauración Barranca del río Tembembe, Morelos*. Msc. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Barrales-Alcalá BA. 2013. *Evaluación de la utilidad de *Jatropha curcas* para la restauración ecológica de sitios perturbados en Morelos*. Bsc. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Barchuk AH, Campos EB, Oviedo C, Díaz MDP. 2006. Supervivencia y crecimiento de plántulas de especies leñosas del Chaco Árido sometidas a remoción de la biomasa aérea. *Ecología Austral* **16**: 47-61.
- Benayas JMR, Newton AC, Diaz A, Bullock JM. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. *Science* **325**: 1121-1124. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1172460>
- Bonfil C, Trejo I. 2010. Plant propagation and the ecological restoration of Mexican tropical deciduous forests. *Ecological Restoration* **28**: 369-376. DOI: <https://doi.org/10.3368/er.28.3.369>
- Carrasco-Carballido V, Martínez-Garza C, Jiménez-Hernández H, Márquez-Torres JF, Campo J. 2019. Effects of initial soil properties on three-year performance of six tree species in tropical dry forest restoration plantings. *Forests* **10**: 428. DOI: <https://doi.org/10.3390/f10050428>
- Castellanos-Barliza J, León Peláez JD. 2011. Descomposición de hojarasca y liberación de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (Mimosaceae) establecidas en suelos degradados de Colombia. *Revista de Biología Tropical* **59**: 113-128. DOI: <https://doi.org/10.15517/RBT.V59I1.3182>
- Castellanos-Castro C, Bonfil C. 2010. Establecimiento y crecimiento inicial de estacas de tres especies de *Bursera Jacq. ex L.* *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* **1**: 93-108.
- Ceccon E, Huante P, Campo J. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the survival and recruitment of seedlings of dominant tree species in two abandoned tropical dry forests in Yucatan, Mexico. *Forest Ecology and Management* **182**: 387-402. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(03\)00085-9](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(03)00085-9)

- Ceccon E, Sánchez S, Campo J. 2004. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. *Plant Ecology* **170**: 277-285. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000021699.63151.47>
- Cervantes-Gutiérrez V, López-González M, Salas-Nava N, Hernández-Cárdenas G. 2001. *Técnicas para propagar especies nativas de selvas bajas caducifolias y criterios para establecer áreas de reforestación*. México: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cervantes-Sánchez MA, Sotelo-Boyás ME. 2002. Guías técnicas para la propagación sexual de diez especies latifolias de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos. Special Edition 30. Zacatepec MOR: INIFAP-SAGARPA Campo Experimental Zacatepec.
- Chazdon RL, Guariguata MR. 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* **48**: 716-730. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- CONANP [Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas]. 2005. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra Huautla. Cuernavaca, Morelos, México: SEPRIM. ISBN 968-817-744-X
- Crespo G, Ortiz J, Pérez AA, Fraga S. 2001. Tasas de acumulación, descomposición y NPK liberados por la hojarasca de leguminosas perennes. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* **35**: 39-44.
- Dirzo R, Young HS, Mooney HA, Ceballos G. 2011. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Washington: Island Press. DOI: <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7>
- Ehleringer JR, Sandquist DR. 2006. Ecophysiological Constraints on plant responses in a restoration setting. In: Falk DA, Palmer MA, Zedler JB, eds. *Foundations of Restoration Ecology*. Washington, DC: Island Press, pp. 42-58. DOI: <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-698-1>
- Eichhorn MP, Nilus R, Compton SG, Hartley SE, Burslem DFRP. 2010. Herbivory of tropical rain forest tree seedlings correlates with future mortality. *Ecology* **91**: 1092-1101. DOI: <https://doi.org/10.1890/09-0300.1>
- Finegan B. 1984. Forest succession. *Nature* **312**:109-114. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/312109a0>
- Foroughbakhch R, Alvarado-Vázquez MA, Hernández-Piñero JL, Rocha-Estrada A, Guzmán-Lucio MA, Treviño-Garza EJ. 2006. Establishment, growth and biomass production of 10 tree woody species introduced for reforestation and ecological restoration in northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* **235**: 194-201. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.012>
- Gei M, Rozendaal DMA, Poorter L, Bongers F, Sprent JI, Garner MD, Aide TM, Andrade JL, Balvanera P, Becknell JM, Brancalion PHS, Cabral GAL, César RG, Chazdon RL, Cole RJ, Colletta GD, de Jong B, Denslow JS, Dent DH, DeWalt SJ, Dupuy JM, Durán SM, do Espírito Santo MM, Fernandes GW, Nunes YRF, Finegan B, Moser VG, Hall JS, Hernández-Stefanoni JL, Junqueira AB, Kennard D, Lebrija-Trejos E, Letcher SG, Lohbeck M, Marín-Spiotta E, Martínez-Ramos M, Meave JA, Menge DNL, Mora F, Muñoz R, Muscarella R, Ochoa-Gaona S, Orihuela-Belmonte E, Ostertag R, Peña-Claros M, Pérez-García EA, Piotta D, Reich PB, Reyes-García C, Rodríguez-Velázquez J, Romero-Pérez IE, Sanaphre-Villanueva L, Sanchez-Azofeifa A, Schwartz NB, de Almeida AS, Almeida-Cortez JS, Silver W, de Souza Moreno V, Sullivan BW, Swenson NG, Uriarte M, van Breugel M, van der Wal H, Veloso DM, Vester HFM, Vieira ICG, Zimmerman JK, Powers JS. 2018. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. *Nature Ecology & Evolution* **2**: 1104-1111. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0559-6>
- Gerhardt K. 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management* **82**: 33-48. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03700-4](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03700-4)
- González-Tokman DM, Barradas VL, Boege K, Domínguez CA, del-Val E, Saucedo E, Martínez-Garza C. 2018. Performance of 11 tree species under different management treatments in restoration plantings in a tropical dry forest. *Restoration Ecology* **26**: 642-649. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12617>
- Guariguata MR, Ostertag R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* **148**: 185-206. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)
- Howe HF, Martínez-Garza C. 2014. Restoration as experiments. *Botanical Sciences* **92**: 459-468. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.146>

- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 1981. Síntesis Geográfica de Morelos. INEGI. ISBN: 968-809-258-4.
- Janos D. 1996. Mycorrhizas, succession, and the rehabilitation of deforested lands in the humid tropics. In: Frankland JC, Magan N, Gadd GM, eds. *Fungi and environmental change (British Mycological Society Symposia)*. Cambridge: Cambridge University Press, for British Mycological Society, pp. 129-162. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753190>
- Juan-Baeza I, Martínez-Garza C, del-Val E. 2015. Recovering more than tree cover: herbivores and herbivory in a restored tropical dry forest. *Plos one* **10**: e0128583. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128583>
- Kennard DK. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* **18**: 53-66. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467402002031>
- Khurana E, Singh JS. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* **28**: 39-52. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892901000042>
- Lohbeck M, Poorter L, Lebrija-Trejos E, Martínez-Ramos M, Meave JA, Paz H, Pérez-García EA, Romero-Pérez IE, Tauro A, Bongers F. 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology* **94**: 1211-1216. DOI: <https://doi.org/10.1890/12-1850.1>
- Lott EJ, Atkinson TH. 2010. Diversidad florística. In: Ceballos G, Martínez L, García A, Bezaury J, Dirzo R, eds. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*. México: Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, pp. 66-76. ISBN: 970-9000-38-1
- Lugo-Hubp J. 1984. Geomorfología del sur de la cuenca de México. México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mariano N, Martínez-Garza C, Alcalá RE. 2018. Differential herbivory and successional status in five tropical tree species. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **89**: 1107-1114. DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.4.2347>
- Markesteijn L, Poorter L, Paz H, Sack L, Bongers F. 2011a. Ecological differentiation in xylem cavitation resistance is associated with stem and leaf structural traits. *Plant Cell and Environment* **34**: 137-148. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02231.x>
- Markesteijn L, Poorter L, Bongers F, Paz H, Sack L. 2011b. Hydraulics and life history of tropical dry forest tree species: coordination of species' drought and shade tolerance. *New Phytologist* **191**: 480-495. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03708.x>
- Márquez-Torres JF. 2016 *Herbivoría y crecimiento en seis especies arbóreas de la selva estacional, establecidas en plantaciones de restauración ecológica*. Msc. Tesis. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Martínez-Garza C, Méndez-Toribio M, Ceccon E, Guariguata MR. 2021. Ecosystem restoration in Mexico: insights on the project planning phase. *Botanical Sciences* **99**: 242-256. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.2695>
- Martínez-Garza C, Osorio-Beristain M, Alcalá R, Valenzuela-Galván D, Mariano N. 2016. Ocho años de restauración experimental en las selvas estacionales de México. In: Ceccon E, Martínez-Garza C, eds. *Experiencias mexicanas en la restauración de ecosistemas*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 385-406. ISBN: 978-607-02-8157-0
- Martínez-Garza C, Tobon W, Campo J, Howe HF. 2011. Drought mortality of tree seedlings in an eroded tropical pasture. *Land Degradation & Development* **24**: 287-295. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.1127>
- Miranda F, Hernández-X E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **28**: 29-179. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.1084>
- Moreno M, de-Bashan LE, Hernández JP, López BR, Bashan Y. 2017. Success of long-term restoration of degraded arid land using native trees planted 11 years earlier. *Plant and Soil* **421**: 83-92. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3438-z>
- Núñez-Cruz A, Bonfil C. 2013. Initial establishment of three species of tropical dry forest in a degraded pasture: effects of adding mulch and compost. *Agrociencia* **47**: 609-620.

- ONU [Organización de las Naciones Unidas]. 2020. El Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas. <http://www.decadeonrestoration.org/es> (accessed April, 20, 2020).
- Padilla FM, Ortega R, Sánchez J, Pugnaire FI. 2009. Rethinking species selection for restoration of arid shrublands. *Basic and Applied Ecology* **10**: 640-647. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.03.003>
- Paz H. 2003. Root/shoot allocation and root architecture in seedlings: Variation among forest sites, microhabitats, and ecological groups. *Biotropica* **35**: 318-332. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00586.x>
- Pineda-García F, Paz H, Meinzer FC. 2013. Drought resistance in early and late secondary successional species from a tropical dry forest: the interplay between xylem resistance to embolism, sapwood water storage and leaf shedding. *Plant Cell and Environment* **36**: 405-418. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2012.02582.x>
- Piotto D, Viquez E, Montagnini F, Kanninen M. 2004. Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: a comparison of growth and productivity. *Forest Ecology and Management* **190**: 359-372. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.11.005>
- Pollock KH, Winterstein SR, Bunck CM, Curtis PD. 1989. Survival analysis in telemetry studies: The staggered entry design. *The Journal of Wildlife Management* **53**: 7-15. DOI: <https://doi.org/10.2307/3801296>
- Poorter L, de Plassche MV, Willems S, Boot RGA. 2004. Leaf traits and herbivory rates of tropical tree species differing in successional status. *Plant Biology* **6**: 746-754. DOI: <https://doi.org/10.1055/s-2004-821269>
- Poorter L, McDonald I, Alarcón A, Fichtler E, Licona JC, Peña-Claros M, Sterck F, Villegas Z, Sass-Klaassen U. 2010. The importance of wood traits and hydraulic conductance for the performance and life history strategies of 42 rainforest tree species. *New Phytologist* **185**: 481-492. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03092.x>
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ratanapongsai Y. 2020. Seedling recruitment of native tree species in active restoration forest. *Forest and Society* **4**: 243-255. DOI: <https://doi.org/10.24259/fs.v4i1.9421>
- Reich PB, Oleksyn J, Wright JJ. 2009. Leaf phosphorus influences the photosynthesis-nitrogen relation: a cross-biome analysis of 314 species. *Oecologia* **160**: 207-212. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1291-3>
- Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**: 1242-1251. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Rzedowski J. 1978. Bosque tropical caducifolio. In: *Vegetación de México*. DF. México: Limusa, pp. 189-203.
- Rzedowski J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botanica Mexicana* **15**: 47-64. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm15.1991.620>
- Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. México: Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sampaio AB, Holl KD, Scariot A. 2007. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? *Restoration Ecology* **15**: 462-471. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00242.x>
- Sanaphre-Villanueva L, Dupuy JM, Andrade JL, Reyes-García C, Paz H, Jackson PC. 2016. Functional diversity of small and large trees along secondary succession in a tropical dry forest. *Forests* **7**: 163. DOI: <https://doi.org/10.3390/f7080163>
- Saynes V, Hidalgo C, Etchevers, JD, Campo JE. 2005. Soil C and N dynamics in primary and secondary seasonally dry tropical forests in Mexico. *Applied Soil Ecology* **29**: 282-289. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.11.007>
- SER [Society for Ecological Restoration]. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International Tucson, AZ, USA.
- Seyed YSL, Rouhollah M, Mosharraf MH, Ismail MMR. 2012. Water Stress in Plants: Causes, Effects and Responses. In: Ismail Md, Hasegawa H, eds. *Water Stress*. IntechOpen. DOI: <https://doi.org/10.5772/39363>
- Siddique I, Engel VL, Parrotta JA, Lamb D, Nardoto GB, Ometto JPHB, Martinelli LA, Schmidt S. 2008. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. *Biogeochemistry* **88**: 89-101. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9196-5>

- Smith SE, Read DJ. 2008. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic press, Great Britain. ISBN: 9780123705266
- StatSoft. 2004. STATISTICA for Windows [Computer program manual]. 7.0. Tulsa, OK StatSoft. <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html> (accessed September 09, 2021).
- Stern M, Quesada M, Stoner KE. 2002. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Revista de Biología Tropical* **50**: 1021-1034.
- Trejo I, Dirzo R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* **94**: 133-142. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)
- Trejo I, Hernández J. 1996. Identificación de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite. *Investigaciones Geográficas (Mx)*, (Es5), 11-18. ISSN: 0188-4611
- Ulloa-Nieto JA. 2006. *Establecimiento y crecimiento inicial de cuatro especies arbóreas potencialmente útiles para la restauración de pastizales degradados del NO de Morelos*. Bsc. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vázquez-Yanes C, Batis-Muñoz AI, Alcocer-Silva MI, Gual-Díaz M, Sánchez-Dirzo C. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vides-Borrell E, García-Barrios LE, Álvarez-Solís JD, Nigh R, Calderón MA, Douterlungne D. 2011. Survival and early growth of *Gliricidia sepium* fodder trees in subhumid tropical pasturelands: contrasting effects of NPK fertilizer salts vs. organic ammendments. *Research Journal of Biological Sciences* **6**: 468-474.
- Werden LK, Alvarado P, Zarges S, Calderón ME, Schilling EM, Gutiérrez M, Powers JS. 2018. Using soil amendments and plant functional traits to select native tropical dry forest species for the restoration of degraded Vertisols. *Journal of Applied Ecology* **55**: 1019-1028. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12998>
- Zermeño-Hernández I, Méndez-Toribio M, Siebe C, Benítez-Malvido J, Martínez-Ramos M. 2015. Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied Vegetation Science* **18**: 443-455. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12161>
- Zulueta-Rodríguez R, Hernández-Montiel LG, Murillo-Amador B, Córdoba-Matson MV, Lara L, Alemán Chávez I. 2015. Survival and growth of *Jacaratia mexicana* seedlings inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi in a tropical dry forest. *Madera y Bosques* **21**: 161-167. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2015.213465>

Editor de sección: Numa Pavón

Contribución de los autores: JFMT, CMG contribuyeron de forma equitativa en la elaboración del manuscrito.