

EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO INICIAL DE ESTACAS Y PLÁNTULAS EN UNA PLANTACIÓN DE COPALES (*BURSERA COPALLIFERA* Y *B. BIPINNATA*)

ELIZABETH HERNÁNDEZ-GARCÍA, BRUNO BARRALES-ALCALÁ Y CONSUELO BONFIL*

Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.

*Autor para correspondencia: cbonfil@ciencias.unam.mx

Resumen

Antecedentes: El copal es una resina que se usa en ceremonias religiosas y culturales; se extrae de *Bursera bipinnata* y *Bursera copallifera* y se obtiene tanto de poblaciones silvestres como de árboles manejados.

Preguntas: ¿Qué método de propagación (estacas o semillas) resulta más adecuado para cada especie? ¿Cómo es el desempeño en campo en términos de supervivencia y crecimiento de estacas y plántulas de cada especie?

Especies de estudio: *Bursera bipinnata* y *B. copallifera*

Sitio y años de estudio: Santiago Tepetlapa, Morelos 2016-2018

Métodos: Las plantas se propagaron en 2015-2016. En 2016 se trasplantaron 133 plantas: 42 estacas y 27 plántulas de *B. bipinnata* y 26 y 38 respectivamente de *B. copallifera*. Se evaluó su crecimiento durante un año y la supervivencia durante dos. Se midió la tasa relativa de crecimiento (TRC) y la asignación de biomasa a distintos órganos.

Resultados: En *B. bipinnata* es más factible la propagación por estacas y en *B. copallifera* por semillas. El primer año las estacas tuvieron una mayor supervivencia que las plántulas, pero en el segundo fue mayor en las estacas de *B. bipinnata* (65 %), que en el resto de las plantas (< 15 %). Se registraron diferencias entre especies en la asignación final de biomasa en las estacas, pero no en plántulas; la TRC no difirió entre especies.

Conclusiones: Las estacas presentaron mejor desempeño que las plántulas; en particular las de *B. bipinnata*. Estos resultados pueden contribuir al establecimiento de plantaciones de estas especies en sistemas agroforestales y con fines de restauración.

Palabras clave: asignación de biomasa, crecimiento, supervivencia, tasa relativa de crecimiento.

Abstract

Background: Copal is a resin that is used in religious and cultural ceremonies; it is extracted from *Bursera bipinnata* and *Bursera copallifera*, and obtained both from natural populations and maintained trees.

Questions: What propagation method (rooted cuttings or seeds) is more suitable for each species? How is field performance in terms of survival and growth of rooted cuttings and seedlings for each species?

Study species: *Bursera bipinnata* and *B. copallifera*

Study site and dates: Santiago Tepetlapa, Morelos 2016-2018

Methods: Plants were propagated in 2015-2016. In 2016, 133 plants were planted: 42 rooted cuttings and 27 seedlings of *B. bipinnata*, and 26 and 38, respectively, of *B. copallifera*. Growth was evaluated for one year and survival for two years. Relative growth rate (RGR) was measured, as well as biomass allocation to different organs.

Results: In *B. bipinnata* propagation by rooted cuttings is more feasible, and by seeds in *B. copallifera*. During the first-year rooted cuttings showed higher survival than seedlings, but in the second year it was higher in cuttings of *B. bipinnata* (65 %), than in all other plants (< 15 %). There were differences between species in final biomass allocation in rooted cuttings, but not in seedlings; there were no differences between species in RGR.

Conclusions: Rooted cuttings showed a better performance than seedlings; especially those of *B. bipinnata*. These results can contribute to the establishment of plantations of these species in agroforestry systems and restoration.

Keywords: biomass allocation, growth, relative growth rate, survival.

El copal es una resina que, al quemarse, desprende un humo de color blanco con un aroma muy agradable. El nombre proviene de la palabra náhuatl *copalli*, que significa “que huele” (CONABIO 2008), y se usaba en la época prehispánica como incienso y ofrenda para las deidades relacionadas con la lluvia (*Tláloc*) y las cosechas (*Chalchiuhtlicue*). También se utilizaba como pegamento, como remedio para contrarrestar enfermedades relacionadas con el frío y para realizar sahumerios (Linares & Bye 2008, Purata 2008, Montúfar-López 2016).

Actualmente el copal sigue siendo ampliamente usado como incienso en ceremonias tradicionales de carácter religioso y cultural, especialmente en el día de muertos. En la medicina tradicional, la resina recién extraída se utiliza como antiséptico para tratar heridas y en infusión para tratar la bronquitis y la tos; también en la preparación de bálsamos para aliviar dolores musculares y como cicatrizante (Guízar 1998, Purata 2008).

El copal se obtiene del exudado de la corteza de árboles del género *Bursera*, principalmente del copal santo o chino (*B. bipinnata*) y del copal ancho (*B. copallifera*), aunque el primero es preferido por su aroma y textura (Abad-Fitz *et al.* 2020). Las principales zonas productoras de copal en México son Guerrero, Michoacán, la Mixteca poblana y oaxaqueña, y el sur de Morelos (Guízar 1998, García-Hernández 2000, Linares & Bye, 2008, Montúfar-López 2016).

La resina se extrae hacia el final de la temporada de lluvias, época en que los *copaleros* (personas especializadas en la extracción de la resina), se desplazan para encontrar árboles de copal sanos y robustos, evitando usar árboles jóvenes y delgados (García-Hernández 2000, Abad-Fitz *et al.* 2020). El periodo de máxima secreción es entre finales de septiembre y principios de octubre. Los árboles se dejan descansar uno o dos años para evitar que se debiliten, sean atacados por plagas o mueran; en general se busca no dañarlos para poder extraer la resina por muchos años (Purata 2008, Abad-Fitz *et al.* 2020).

Los copaleros suelen ser habitantes de localidades de bosques tropicales caducifolios (BTC) que se dedican a la agricultura y la ganadería a pequeña escala, o realizan otros oficios en el sector secundario y terciario, por lo que la recolección de copal representa un complemento de sus ingresos (Abad-Fitz *et al.* 2020), como en otros recolectores de productos forestales no maderables, que se dedican a esta actividad en un periodo específico del año (Arnold & Ruíz-Pérez 2001). Generalmente comercializan la resina a través de intermediarios que acuden a comprarla a las comunidades, o la venden directamente en los mercados de ciudades más grandes, sobre todo en las principales fiestas religiosas de los poblados cercanos (García-Hernández 2000, García-Martínez 2012).

La Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) estableció en 2014 que las comunidades que se dedican a la extracción de copal deben contar con un plan de manejo autorizado y específico para cada comunidad. La misma dependencia financió algunos estudios dirigidos a elaborar los planes de manejo (Bonfil *et al.* 2017, Abad-Fitz 2019). A pesar de lo anterior, es necesario realizar más investigaciones que permitan regular su aprovechamiento y comercialización, de forma que se asegure el mantenimiento de las poblaciones naturales, así como crear canales de comercialización que impidan que los intermediarios se queden con la mayor parte de las ganancias por la venta de la resina.

No existen estimaciones sólidas del volumen de extracción/producción anual a nivel estatal ni nacional. Abad-Fitz *et al.* (2020) documentaron que los productores seleccionan árboles con características favorables (por la cantidad y calidad de la resina) y los plantan o trasplantan en los alrededores de sus parcelas de cultivo; estos árboles manejados tienen una producción mayor (promedio 170-190 g) que la de los árboles del interior del bosque (30-60 g).

Se han realizado diversos esfuerzos para evitar que la demanda fluctuante y las malas prácticas de manejo disminuyan la producción de PFNM, así como para regular su aprovechamiento bajo un enfoque de agroforestería sustentable (Arnold & Ruiz-Pérez 1998, Leakey *et al.* 2005). En México, aunque se han realizado ensayos de propagación y establecimiento de algunas especies del BTC que proveen estos productos, principalmente del cuachalalate, *Amphipterygium adstringens* (Schltdl.) Schiede ex Schlecht (Solares-Arena & Gálvez-Cortés 2002), y el linaloe, *Bursera linanoe* (Castellanos-Castro & Bonfil 2013, Gómez-Cárdenas *et al.* 2009), la información disponible sobre los copales y otras especies de las que se obtienen PFNM aún es escasa (Arnold & Ruíz-Pérez 1998, 2001, Schroth *et al.* 2004, Griscom & Asthon 2011, Guzmán-Pozos & Cruz-Cruz 2014.). En este sentido, resulta indispensable ampliar los conocimientos sobre propagación, supervivencia y crecimiento en campo de los árboles de copal y de otras especies, de forma que sea posible establecer plantaciones agroforestales e incorporarlas en proyectos de restauración productiva (Gann *et al.* 2019).

Los copales tienen potencial para utilizarse en sistemas agroforestales y en plantaciones de enriquecimiento de bosques secundarios (Castellanos-Castro & Bonfil 2010, 2013). Estas plantaciones permiten mantener una cobertura forestal con especies nativas que brindan diversos servicios ecosistémicos, como la captura de carbono, la conservación de suelo y agua, la regulación del clima local y la conservación de la biodiversidad (Schroth & McNeely 2011). Además, brindan beneficios económicos a los productores rurales a través de la extracción y venta de la resina, y evitan la sobreexplotación de las poblaciones silvestres.

Diversos ensayos sugieren que existen diferencias en la supervivencia de las plantas debido a su forma de propagación y diversos atributos, entre ellos el tamaño inicial y la asignación de biomasa a diferentes órganos (Grossnickle & MacDonald 2018). En plantaciones establecidas en el BTC las principales causas de muerte son el estrés hídrico y las condiciones edáficas adversas (por ejemplo, suelos muy delgados, con bajo contenido de materia orgánica o con un drenaje deficiente), por lo que algunos autores sugieren hacer ensayos con plantas de distintos tamaños obtenidas a partir de diferentes métodos de propagación (Zahawi & Holl 2009, Griscom & Ashton 2011). Esta información permitiría conocer el potencial que tienen distintas especies para usarse en agroforestería, silvicultura y/o acciones de restauración ecológica (Evans 1999).

Busera bipinnata y *B. copallifera* son árboles de corteza dura, rugosa y no exfoliante, con frutos bivalvados, características que comparten con otras especies de la sección *Bullockia* del género *Bursera* (Rzedowski *et al.* 2005). Se consideran especies de lento crecimiento y con poca plasticidad (Montes 2006). Aunque se ha estudiado su propagación, se cuenta con más información de *B. copallifera* que de *B. bipinnata* (Bonfil *et al.* 2008, Castellanos-Castro & Bonfil 2010, Orantes-García *et al.* 2013). La primera ha sido propagada a partir de estacas (Castellanos-Castro & Bonfil 2013), lo que permite obtener plantas de árboles con características deseables (vigorosos, con hojas aromáticas, con resina de color claro y consistencia sólida), que los copaleros asocian con la producción de resina de buena calidad (Abad-Fitz *et al.* 2020). No hay estudios sobre la propagación por estacas de *B. bipinnata*, pero se ha estudiado la supervivencia de plántulas establecidas naturalmente (Hernández-Ramírez *et al.* 2015), y se sabe que se ven favorecidas por la protección de plantas nodriza e incluso de rocas que cumplen la misma función (Rivera-Ríos *et al.* 2021).

En este contexto se plantea el presente estudio, que tiene como objetivo analizar el desempeño, en términos de supervivencia y crecimiento, de plantas de *Bursera copallifera* y *B. bipinnata*, propagadas por estacas y por semillas, en una plantación experimental, con el fin de evaluar su potencial de uso en sistemas agroforestales y restauración. Se brinda además información sobre su propagación, que puede resultar útil para futuras investigaciones y en acciones prácticas de manejo de dichas especies.

Materiales y métodos

Zona de estudio. El estudio se realizó en Santiago Tepetlapa, municipio de Tepoztlán, Morelos (18° 57' Lat. N., 99 04' 04.5" Long. O; [Figura 1](#)). Gran parte del territorio de Tepoztlán pertenece a la Sierra del Chichinautzin y forma parte de la subprovincia fisiográfica Lagos y Volcanes de Anáhuac de la Faja Volcánica Transversal (Ochoterena 1977).

Santiago Tepetlapa se encuentra en el piedemonte de dicha sierra, a una altitud media de 1,400 m snm (INEGI 2009). La geología está conformada por rocas ígneas extrusivas del Cuaternario y el relieve endógeno es volcánico (brechas y tobas) con fuerte erosión (DATATUR 2016, CONANP 2008). El clima es semicálido subhúmedo con lluvias en verano, (A)C(w₂), con una temperatura media anual de 20.8 °C y una precipitación anual promedio de 1,332.6 mm, que se concentra entre mayo y octubre; la temporada seca tiene una duración aproximada de seis meses. En la zona predominan dos tipos de suelos: Andosol y Feozem háplico. El primero es un suelo somero (con perfiles de 50 cm) de fácil erosión, mientras que el Feozem háplico se caracteriza por su capacidad de almacenar agua, con pH neutro; es un suelo pardo y humoso (SEMARNAT-CONAFOR 2013).

La vegetación predominante es el BTC secundario, con diferentes grados de perturbación. El principal uso de suelo es agropecuario y urbano (INEGI 2009). La zona de estudio forma parte de la franja urbana que cruza el Corredor Biológico Chichinautzin. La plantación se estableció en un terreno privado con vegetación secundaria localizado en las afueras del poblado ([Figura 1](#)).

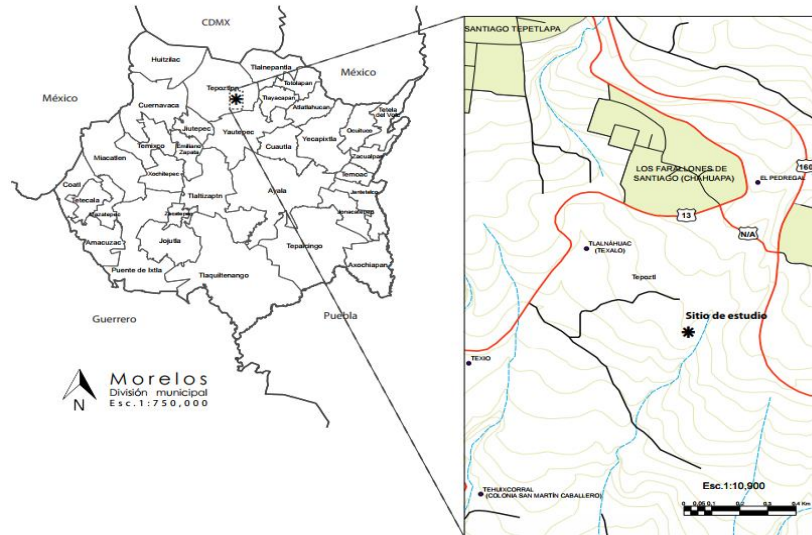


Figura 1. Localización del sitio de estudio.

Especies de estudio. El copal chino, *Bursera copallifera* (Sessé & Moc.) Bullock, es un árbol o arbusto dioico y caducifolio, muy ramificado, que alcanza hasta 7 m de altura. El tronco es café rojizo o grisáceo. Las hojas son imparipinnadas, con 17 a 29 folíolos; presentan raquis alado pubescente. Las flores son tetrámeras y de color amarillo a anaranjado. Los frutos son drupas bivalvadas de color café rojizo, cubiertas parcialmente con un pseudoarilo. Predomina en los BTC y en zonas de transición entre éstos y los bosques de encino.

Bursera bipinnata (Moc. & Sessé, ex DC) Engl, es un árbol dioico, caducifolio, de 3 a 7 m de altura. La corteza es gris, lisa. Las hojas presentan raquis alados y están compuestas por 7 a 12 pares de folíolos glabros, bipinnados. Las flores son tetrámeras, de color amarillo y los frutos son drupas bivalvadas, cubiertas por un pseudoarilo de color naranja-rojo. Es predominante en algunos BTC y también puede encontrarse en encinares o vegetación secundaria.

Propagación de plantas. La propagación se llevó a cabo poco más de un año antes del inicio de la plantación, y el procedimiento realizado se resume a continuación. En abril de 2015 (durante la temporada seca), se recolectaron ramas terminales de la parte baja y media de la copa de 6-10 árboles por especie en Amatlán, municipio de Tepoztlán. La forma de colecta y transporte es similar a la reportada por Castellanos-Castro & Bonfil (2013). Se trasladaron al invernadero de la Facultad de Ciencias, UNAM, CDMX, en donde se cortaron a su tamaño final (~20 cm de longitud), y se eliminó parte de la corteza en el extremo basal con un cutter y se aplicó un enraizador en polvo (Ácido Indolbutírico, marca comercial Radix, concentración 10,000 ppm). Inmediatamente fueron trasplantadas a bolsas negras con un sustrato formado por una mezcla de tierra y agrolita (2:1 vol.). Las estacas que desarrollaron hojas y raíces permanecieron en el invernadero poco más de un año y las plantas se trasplantaron al campo en agosto de 2016.

Para la propagación por semillas, en junio de 2015 se pusieron a germinar 300 semillas de *B. copallifera* y *B. bipinnata* en el invernadero de la Facultad de Ciencias de la UNAM, CDMX. Se usó como sustrato arena sílica colocada en charolas de plástico transparente (PET). Las semillas fueron previamente remojadas por 12 h y no se les aplicó ningún tratamiento pregerminativo. Después del remojo las semillas se desinfectaron con cloro y fungicida (Captán al 1 %). Debido a que las semillas de *B. bipinnata* no germinaron, en marzo de 2016 se realizó un segundo ensayo de germinación. En ambos ensayos las semillas se obtuvieron en la misma localidad (Amatlán, Tepoztlán, Mor.), y previamente se realizó la prueba de flotación; las semillas que flotaron se retiraron y se conservaron solo las que se hundieron (Mendoza-Segovia *et al.* 2022).

En el segundo ensayo se formaron 10 lotes de 30 semillas por especie y se colocaron en charolas de plástico transparente (PET) de 15 × 15 × 10 cm con agar. Cinco lotes de cada especie se colocaron en una cámara de germinación con temperatura constante (25 °C) y otros cinco en otra con temperatura fluctuante (30-25 °C alternadas cada 12 h); en ambas el fotoperiodo fue de 12/12 h luz/oscuridad. Se registró la germinación cada tercer día durante un mes. Para

analizar el efecto de la temperatura los porcentajes finales fueron transformados con la función arcoseno, y se realizó una prueba de ANOVA de dos vías (especie y temperatura).

Cuando las plántulas alcanzaron una altura ≥ 5 cm fueron llevadas al invernadero, donde se plantaron en bolsas de plástico negro con el sustrato de tierra y agrolita antes mencionado. Se mantuvieron en invernadero hasta su trasplante a campo en agosto de 2016, cuando tenían una edad aproximada de 3 meses; se les denominó plántulas, ya que conservaban las hojas cotiledonarias; todas contaban con dos a tres hojas verdaderas.

Establecimiento de la plantación experimental. En agosto de 2016 se realizó el trasplante al sitio de estudio. En el terreno en el que se estableció la plantación había cuatro parches con claros de vegetación secundaria en los que se eliminó parte de la vegetación para evitar sombra excesiva; en ellos se trasplantaron en total 133 plantas siguiendo un arreglo aleatorio. El número de plantas por especie y forma de propagación, y su tamaño inicial promedio se muestran en el [Tabla 1](#). En algunos casos los tamaños de muestra fueron pequeños debido a la baja germinación de semillas (especialmente de *Bursera bipinnata*) o a los bajos porcentajes de enraizamiento de las estacas (especialmente de *B. copallifera*).

Tabla 1. Número de plantas, altura y área basal promedio por especie y forma de propagación (origen) al momento de ser trasplantadas al sitio de estudio.

Especie	Origen	Edad	Número de plantas	Altura (cm) ($\bar{x} \pm e.e.$)	Área Basal (cm ²) ($\bar{x} \pm e.e.$)
<i>B. bipinnata</i>	Estacas	1 año	42	31.3 \pm 1.8	0.84 \pm 0.05
	Semillas	3 meses	27	6.0 \pm 0.2	0.042 \pm 0.003
<i>B. copallifera</i>	Estacas	1 año	26	20.4 \pm 0.7	0.86 \pm 0.05
	Semillas	3 meses	38	5.6 \pm 0.2	0.08 \pm 0.005

La supervivencia se registró mensualmente durante un año (agosto 2016 - 2017), y se realizó un único registro al término del segundo año (agosto 2018). En este último no se pudieron revisar todas las plantas vivas debido a la presencia de un panal de abejas activo que impidió el acceso a una parte del terreno, por lo que el tamaño de muestra se redujo a 65 plantas.

Se consideró que una planta estaba viva cuando al rascar la corteza el tallo se mantenía verde aun cuando la planta no tuviera hojas. La supervivencia se analizó con la función Kaplan Meier, que estima la probabilidad de supervivencia de un individuo en un tratamiento a partir de la siguiente fórmula:

$$S(t) = \prod_{t_i < t} \frac{n_i - d_i}{n_i}$$

Dónde: $S(t)$ es la probabilidad de supervivencia, n_i es el número de individuos vivos (censados) en el tiempo t_i y d_i es el número de muertes en el tiempo t_i (Crawley 2013).

Se obtuvieron las curvas de supervivencia de las plantas (por origen y edad) de ambas especies. Para analizarlas se realizó una prueba no paramétrica de rangos logarítmicos con datos censados (*i. e.*, de los individuos que seguían vivos al final del periodo de evaluación) y distribución Weibull (χ^2).

Evaluación del crecimiento en campo. El crecimiento se registró durante el periodo de lluvias: en septiembre y octubre de 2016 y en agosto de 2017. A cada planta se le midió la altura, el diámetro basal y los diámetros perpendiculares

de la copa. A partir de estos datos se obtuvo el área basal del tallo (cm²) y la cobertura de la copa (cm²) calculados con las fórmulas de un círculo y una elipse, respectivamente.

Para analizar el crecimiento en campo de las estacas y las plántulas se usó un modelo lineal de efectos mixtos con medidas repetidas, que permite evaluar el efecto del origen (forma de propagación) y de la especie (*B. copallifera* y *B. bipinnata*) en las variables de crecimiento (área basal, altura y cobertura de la copa) a lo largo del tiempo, e incluye el efecto de las mediciones repetidas realizadas en cada individuo. La estructura del modelo es la siguiente:

$$\text{variable de crecimiento} \sim \text{especie} \times \text{origen} + (\text{medición}|\text{planta})$$

El modelo incluye tanto los efectos aditivos como la interacción entre ellos. Los efectos fijos fueron la especie y el origen y los aleatorios las mediciones repetidas en cada planta. Posteriormente se realizó una prueba *post hoc* de comparación de medias para modelos lineales de efectos mixtos. Adicionalmente, se estimó la tasa relativa de crecimiento (TRC) para las mismas variables, la cual permite hacer comparaciones entre especies o individuos de diferentes tamaños (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). Para calcularla se obtiene el valor de la variable (p. ej. altura) al inicio y al final del estudio y se calcula la TRC con la siguiente fórmula:

$$\text{TRC} = \frac{(\ln(\text{valor final}) - \ln(\text{valor inicial}))}{\text{tiempo}_2 - \text{tiempo}_1}$$

En este cálculo se incluyeron solo las plantas que crecieron, excluyendo a unas cuantas que perdieron biomasa y rebrotaron, por lo que presentaban una talla menor al final del periodo que al inicio. Para comparar las TRC de las variables de crecimiento se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis y comparaciones múltiples de Dunn.

Análisis clásico de crecimiento. Se estimó la tasa relativa de crecimiento (TRC) en biomasa utilizando la fórmula anterior. Para obtener los valores de biomasa se hicieron dos cosechas: En la primera se seleccionaron al azar entre 5 y 7 plantas de cada origen (forma de propagación) y especie en el invernadero, antes de la plantación (agosto de 2016) y la segunda cosecha se realizó después de un año de crecimiento en campo (agosto de 2017), seleccionando al azar el mismo número de plantas de cada tipo. Cada planta se midió y se registró su altura y diámetro basal; además, se midió su área foliar total (con un medidor de área foliar portátil modelo Li-300) y la de una hoja madura; además, se separó en raíz, tallo y hojas y se registró su peso fresco. Para evitar la pérdida de raíces en plantas de invernadero el contenido de cada bolsa (tierra + raíces) se depositó en una charola; en las plantas desenterradas de campo se excavó toda la cepa y todo el contenido (raíces y tierra) se colocó en una bolsa de plástico y se trasladó al laboratorio, en donde se repitió el procedimiento. En ambos casos se procedió a separar cuidadosamente las raíces, usando lupa y pinzas cuando fue necesario. Las raíces se separaron en finas (< 2 mm) y gruesas (> 2 mm). Todas las partes cosechadas se pusieron a secar en bolsas de papel estraza en un horno a 70 °C durante 72 h. Después se pesaron en una balanza analítica (marca OHAUS modelo Adventure) para cuantificar la biomasa total y de la raíz, del tallo y de las hojas, registrando también la biomasa de la hoja madura en que se midió el área foliar por separado en cada planta. Con estos datos se calcularon las siguientes variables:

Área basal (cm²).

Coeficiente raíz/vástago (R/V = biomasa total de raíces (g) / biomasa total de tallo y hojas (g)).

Proporción de raíces finas (biomasa de raíces finas (g) / biomasa total de raíces (g)).

Área foliar específica (AFE = área foliar (cm²) / peso seco foliar (g)).

Tasa relativa de crecimiento (TRC; mg g⁻¹ día⁻¹).

Para el cálculo del AFE, se usó el área y la biomasa de una hoja madura por planta. Para analizar el efecto de la especie y el origen de las plantas en las variables de biomasa inicial, se realizó un análisis de varianza factorial y una prueba *post hoc* de Tukey. Debido a que las varianzas entre plantas de diferente origen fueron muy distintas, para analizar la biomasa final y de los diferentes órganos, el AF y la TRC en biomasa, se realizaron comparaciones entre

especies (con un mismo método de propagación) con pruebas de t de Student para muestras independientes. Todos los análisis se realizaron con el programa estadístico R versión 3.5.3 (R Core Team 2019).

Resultados

Propagación. Aunque el ensayo de propagación vegetativa inició con 213 estacas de *B. copallifera* y 208 de *B. bipinnata*, cinco meses después se contaba con 21 y 52 % de plantas enraizadas de dichas especies, respectivamente; después de 16 meses en el invernadero esas cifras se redujeron a 16 % (N = 35) y 37.5 % (N = 78).

Respecto a la propagación por semillas, en el primer ensayo germinó 45 % de las semillas de *B. copallifera*, pero no se registró germinación en *B. bipinnata*. En el ensayo de 2016 la germinación de las semillas de *B. copallifera* fue de 65 % y la de *B. bipinnata* de 35 %. En ambas especies la germinación se incrementó cuando las semillas fueron sometidas a temperatura fluctuante (30-25 °C) respecto a temperatura constante (25 °C). Los porcentajes de germinación de *B. copallifera* y *B. bipinnata* con temperatura fluctuante fueron 74 y 43 % respectivamente, mientras que con temperatura constante fueron de 56 y 27 %. Sin embargo, las diferencias solo fueron significativas en *B. copallifera* ($F = 40.04$, $P < 0.05$; [Figura 2](#)).

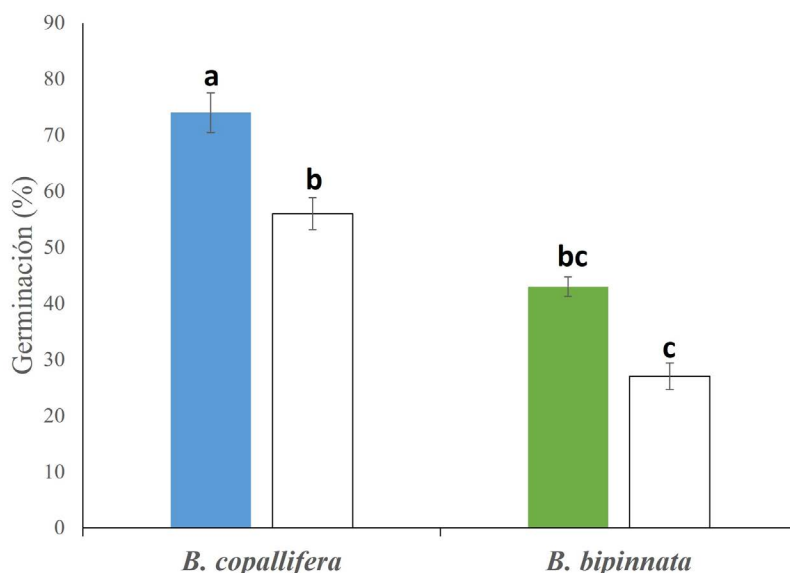


Figura 2. Porcentaje de germinación por especie y temperatura de exposición ($\bar{x} \pm d.e.$). Barras de color temperatura fluctuante, blancas temperatura constante. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

Supervivencia y crecimiento en campo. Al término del primer año (agosto de 2017), la supervivencia global fue alta (71 %). Las estacas de ambas especies tuvieron una mayor supervivencia (*B. bipinnata* 86 % y *B. copallifera* 69 %) que las plántulas (63 y 58 % respectivamente; [Figura 3](#)). El modelo de regresión ($\chi^2 = 7.80$, g.l. = 2, $P < 0.001$) mostró un efecto significativo del origen de las plantas ($Z = -2.23$, $P = 0.02$) pero no de la especie ($Z = -1.24$, $P = 0.21$) en la supervivencia. En las plántulas se registró una mortalidad importante entre el primer y el sexto mes, mientras que en las estacas el primer descenso importante se registró alrededor del séptimo mes (210 días), durante el periodo más seco del año (febrero-marzo) y otro más adelante, que fue más pronunciado en las estacas de *B. copallifera* ([Figura 3](#)).

Durante el segundo año (agosto 2017-2018), la mortalidad de las estacas de *B. copallifera* fue alta, por lo que su supervivencia (13 %) no difirió de la de las plántulas de ambas especies (*B. bipinnata* 13 % y *B. copallifera* 7 %); solo fue significativamente mayor en las estacas de *B. bipinnata* (65 %). El análisis mostró un efecto significativo de la especie, el origen (plántula o estaca) y la interacción entre ambas en la supervivencia ($\chi^2 = 38.9$, g.l. = 3, $P < 0.05$).

Se registró un efecto significativo del origen de las plantas, pero no de la especie ni de la interacción entre ambas, en el incremento del área basal y la cobertura de la copa (Tabla 2); los valores de estas variables fueron mayores en las estacas (Tabla 3). Sin embargo, las TRC en área basal solo fueron significativamente mayores en plántulas que en estacas de *B. copallifera*, aunque en general fueron mayores en plántulas que en estacas, sin diferencias entre especies. No se presentaron diferencias en la TRC en cobertura. En la altura de planta el efecto de la especie, el origen de las plantas y la interacción entre ambas fue significativo (Tabla 2); la altura de las estacas de *B. bipinnata* fue mayor que la de las estacas de *B. copallifera*, pero en las plántulas esta variable no difirió, aunque se presentó la misma tendencia. La TRC en altura también fue mayor en plántulas que en estacas, pero solo difirió significativamente entre las plántulas de ambas especies y las estacas de *B. bipinnata* (Tabla 3).

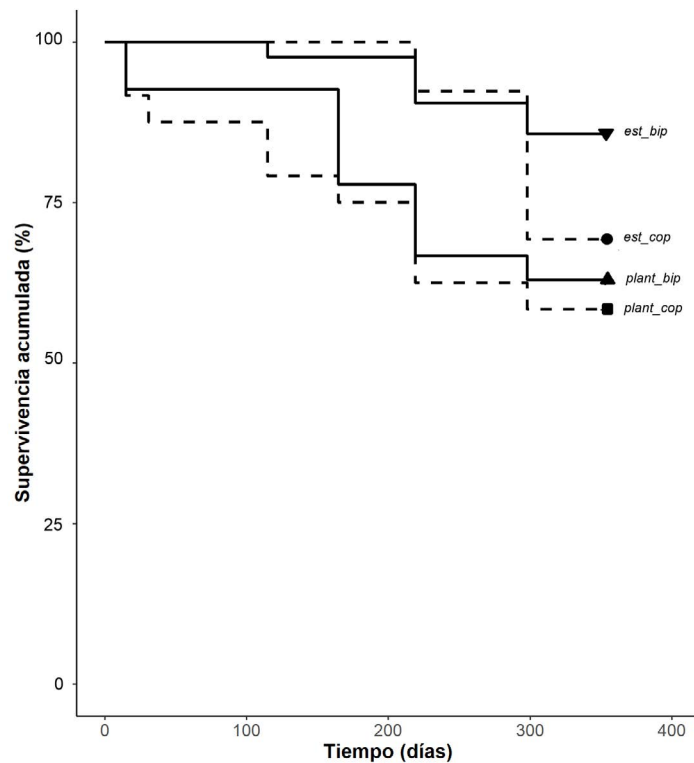


Figura 3. Función de supervivencia Kaplan-Meier: plántulas y estacas de *B. bipinnata* (línea continua; *plant_bip* y *est_bip*, respectivamente), y plántulas y estacas de *B. copallifera* (línea punteada; *plant_cop* y *est_cop*) a lo largo de un año (agosto de 2016 - agosto de 2017).

Análisis clásico de crecimiento. Como era esperable, las estacas presentaron valores iniciales más altos que las plántulas en la mayoría de las variables de biomasa evaluadas, por lo que en todas fue significativo el efecto del origen, mientras que el efecto de la especie lo fue en la biomasa de la raíz, la proporción de raíces finas, la biomasa de las hojas y el área foliar (Figura 4). En algunas variables se presentaron diferencias entre las estacas de ambas especies, pero no entre las plántulas, lo que explica la interacción significativa especie \times origen; por ejemplo, las estacas de *B. copallifera* presentaron valores más altos de área foliar, biomasa de hojas y de raíces que las estacas de *B. bipinnata* (Figura 4). En las plántulas se presentó un cociente raíz/vástago significativamente mayor que en las estacas, sin diferencias entre especies. La proporción de raíces finas fue mayor en *B. copallifera* que en *B. bipinnata* (tanto en estacas como en plántulas). Además, el área foliar específica (AFE) fue significativamente mayor en las plántulas de *B. bipinnata* que en las de *B. copallifera*, pero en las estacas esta diferencia no fue significativa, aunque la tendencia persiste (Figura 4).

Biomasa final y tasa relativa de crecimiento. Tras un año de crecimiento en campo, los valores promedio de biomasa total y de los diferentes órganos mostraron incrementos importantes tanto en estacas (Figura 5A) como en plántulas (Figura 5B). Se analizaron por separado las diferencias entre los valores finales de las plántulas y de las estacas de las dos especies, ya que no fue posible analizarlos conjuntamente.

En general no se observaron diferencias significativas en los valores finales de biomasa de las estacas de las dos especies de estudio. Sólo el cociente raíz/vástago fue mayor en *B. copallifera*; éste aumentó mucho respecto a los valores iniciales en esta especie, pero no en *B. bipinnata*; el área foliar de esta última fue significativamente mayor que la de *B. copallifera*, a pesar de que la biomasa de las hojas y el AFE no difirió entre especies (Figura 5A). El AF se duplicó respecto a los valores iniciales en *B. copallifera*, pero fue cinco veces mayor en *B. bipinnata*. La proporción de raíces finas decreció mucho (a menos de la mitad de su valor inicial) en ambas especies.

Algunas variables que difirieron significativamente entre especies en las estacas muestran diferencias en la arquitectura de las plantas (*i.e.*, en la asignación a los diferentes órganos). Por ejemplo, en *B. bipinnata* el incremento en la biomasa del tallo y el área foliar fue mayor que en *B. copallifera*. Sin embargo, la tasa relativa de crecimiento (TRC_{biom}) no difirió entre especies, aunque el valor promedio fue mayor en *B. bipinnata* ($\bar{x} \pm e. e. 1.98 \pm 0.38$ vs 1.18 ± 0.45 en *B. copallifera*).

Tabla 2. Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos que analizan el efecto del origen (método de propagación), la especie y la interacción entre ambas en las variables de crecimiento en campo.

Factor	Altura		Área basal		Cobertura de la copa	
	Estadístico	P	Estadístico	P	Estadístico	P
Origen	-35.47	< 0.05	-0.67	< 0.05	-438.24	< 0.05
Especie	-22.37	< 0.05	0.03	0.65	-5.48	0.93
Origen \times especie	15.75	0.02	-	-	-	-

En cuanto a las plántulas, la biomasa total se incrementó notablemente (en un orden de magnitud), respecto a la inicial, en ambas especies. También aumentó marcadamente la biomasa de las hojas y de las raíces, y en ambas especies se registraron decrementos importantes en la proporción de raíces finas con respecto a los valores iniciales. Aunque algunas variables como la TRC_{biom} (6.58 ± 1.11 en *B. copallifera* y 7.22 ± 0.65 en *B. bipinnata*) e incrementos en el área foliar, la biomasa del tallo y de la raíz presentaron valores mayores en *B. bipinnata*, no se presentaron diferencias significativas en los valores finales entre especies (Figura 5B), lo que indica que se perdieron las diferencias iniciales en la biomasa de las raíces y de las hojas, al igual que en la proporción de raíces finas y el área foliar específica.

Discusión

En este trabajo se evaluaron la supervivencia y el crecimiento de plantas de las dos principales especies de las que se extrae el copal en una plantación experimental, analizando el efecto de la especie y de dos métodos de propagación (origen). Se espera que la información generada sea de utilidad para incorporar a estas especies en plantaciones productivas, en sistemas agroforestales, o con fines de restauración ecológica en las zonas en donde se distribuyen de manera natural.

Aunque inicialmente se planeó establecer plantas de poco más de un año de ambas especies, propagadas tanto por estacas como por semillas, la nula germinación inicial de las semillas de *B. bipinnata* lo impidió. Estudios previos ya han reportado una muy baja germinación de las semillas de esta especie (Núñez-Cruz *et al.* 2018). Sin embargo, a pesar de que al momento de establecer la plantación el tamaño inicial de las estacas y las plántulas fue muy distinto, resultaba importante investigar si era posible lograr un establecimiento exitoso de las plántulas, ya que esto reduciría considerablemente el costo de su mantenimiento en invernadero, y con ello el costo de la plantación.

Tabla 3. Valores promedio ($\bar{x} \pm e. e.$) de las variables de crecimiento de estacas y plántulas de *B. copallifera* y *B. bipinnata* a lo largo de un año en campo. Letras diferentes entre las columnas de una misma fila indican diferencias significativas ($P < 0.05$). TRC - tasa relativa de crecimiento ab - área basal, alt - altura, cob - cobertura de la copa.

Variable	Tiempo (semanas)	Estacas		Plántulas	
		<i>B. copallifera</i>	<i>B. bipinnata</i>	<i>B. copallifera</i>	<i>B. bipinnata</i>
Área basal (cm ²)	7	0.90 \pm 0.08 ^a	0.94 \pm 0.08 ^a	0.33 \pm 0.04 ^b	0.14 \pm 0.02 ^b
	14	0.93 \pm 0.1 ^a	0.98 \pm 0.07 ^a	0.45 \pm 0.05 ^b	0.20 \pm 0.02 ^b
	52	1.21 \pm 0.12 ^a	1.35 \pm 0.10 ^a	0.85 \pm 0.17 ^b	0.33 \pm 0.06 ^b
Altura (cm)	7	32.96 \pm 3.23 ^b	52.77 \pm 3.10 ^a	13.64 \pm 1.10 ^c	16.79 \pm 1.57 ^c
	14	31.68 \pm 2.69 ^b	56.92 \pm 3.62 ^a	11.32 \pm 1.16 ^c	22.07 \pm 2.89 ^c
	52	51.00 \pm 5.41 ^b	70.94 \pm 4.94 ^a	27.60 \pm 3.41 ^c	34.29 \pm 3.42 ^c
Cobertura (cm ²)	7	659.71 \pm 78.68 ^a	587.81 \pm 55.94 ^a	141.20 \pm 18.21 ^b	160.88 \pm 22 ^b
	14	579.69 \pm 114.28 ^a	601.03 \pm 64.69 ^a	144.53 \pm 18.16 ^b	239.31 \pm 34.76 ^b
	52	1,232.24 \pm 199.30 ^a	1,684.88 \pm 172.83 ^a	432.40 \pm 65.92 ^b	433.82 \pm 66.79 ^b
TRC _{alt} (cm cm ⁻¹ día ⁻¹)		0.0019 \pm 0.0003 ^{ab}	0.0015 \pm 0.0001 ^b	0.0025 \pm 0.0003 ^a	0.0024 \pm 0.0003 ^a
TRC _{ab} (cm ² cm ⁻² día ⁻¹)		0.0009 \pm 0.0002 ^c	0.0015 \pm 0.0003 ^{bc}	0.0034 \pm 0.0006 ^a	0.0027 \pm 0.0007 ^{ab}
TRC _{cob} (cm ² cm ⁻² día ⁻¹)		0.0024 \pm 0.0003 ^a	0.0035 \pm 0.0004 ^a	0.0034 \pm 0.0003 ^a	0.0037 \pm 0.0006 ^a

No hay estudios previos de plantaciones realizadas con *B. bipinnata*, por lo que este estudio hace una aportación al conocimiento de la propagación y el desempeño de esta especie en campo. Su propagación por estacas puede resultar una buena opción debido a la dificultad de propagarla por semillas. En los ensayos de propagación el porcentaje de enraizamiento y supervivencia de estacas fue mayor en esta especie que en *B. copallifera*, lo que constituye un resultado interesante, ya que permite planear cuántas es necesario usar para obtener un cierto número de plantas. Aunque se ha mencionado que una desventaja de la propagación vegetativa es la posible disminución de la diversidad genética de las poblaciones (Brockhoff *et al.* 2008), se puede evitar si se colectan estacas de un número grande de individuos, de preferencia no muy cercanos entre sí, lo que permitiría mantener la variabilidad genética de las poblaciones (Leakey *et al.* 2005). Además, este método permite seleccionar árboles con rasgos favorables, en este caso los asociados con una buena calidad y cantidad de resina.

En la propagación por semillas es más fácil que germinen las de *B. copallifera* que la de *B. bipinnata*. Los resultados comprueban la observación de que las semillas de especies de este género germinan mejor con temperatura fluctuante que con temperatura constante, lo que puede deberse a que la fluctuación replica los cambios de temperatura presentes a lo largo del día en los BTC y ayuda a romper la latencia (Khurana & Singh 2001, Bonfil *et al.* 2008).

Aunque después de un año en campo las estacas tuvieron una mayor supervivencia que las plántulas, en el segundo año la supervivencia fue mayor en las estacas de *B. bipinnata* que en las de *B. copallifera* y en las plántulas de ambas especies, lo que podría deberse a que la primera especie prospera mejor en condiciones ligeramente más frescas y en

Evaluación inicial de una plantación de copales

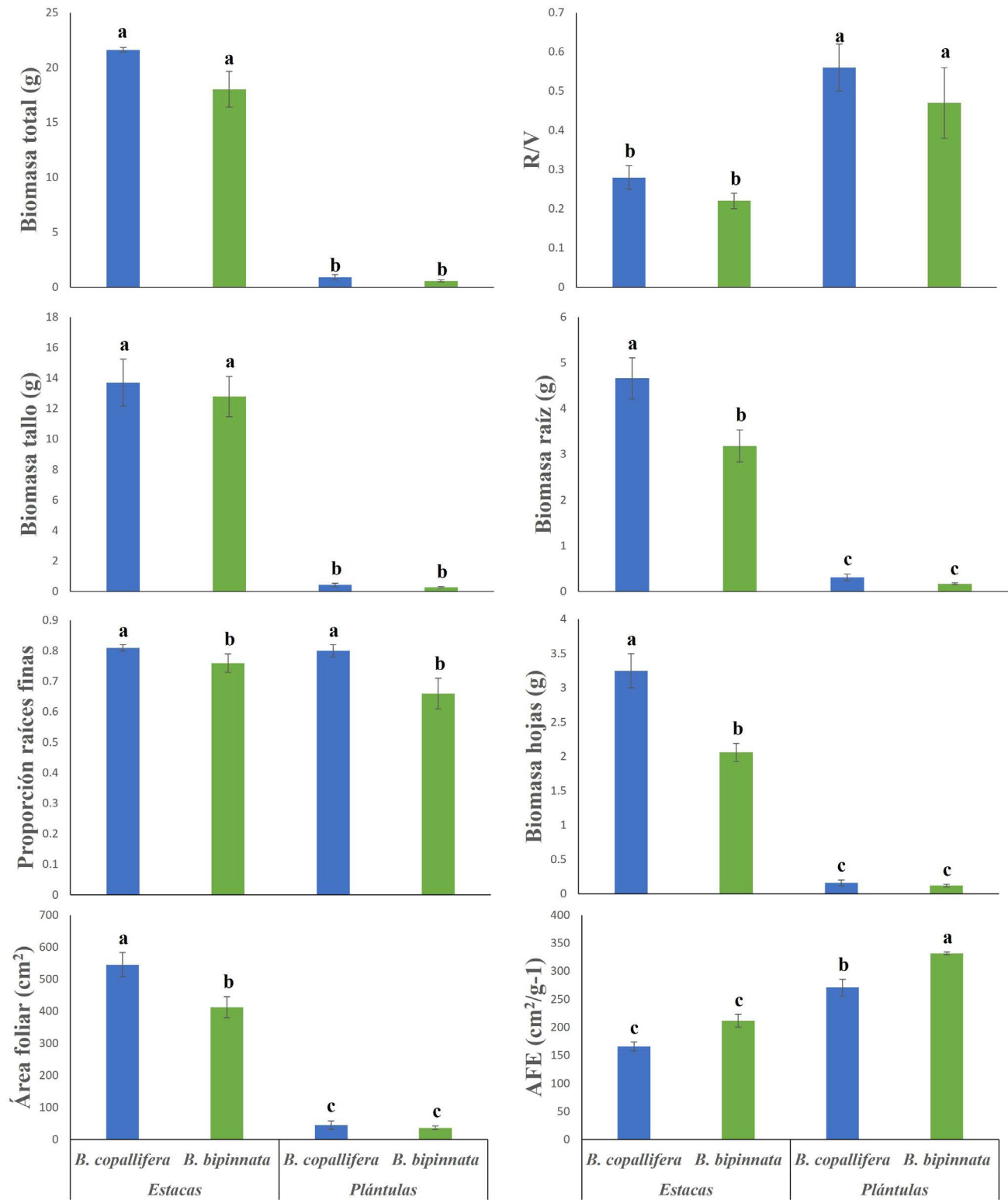


Figura 4. Biomasa inicial y su asignación a diferentes órganos ($\bar{x} \pm e.e.$) de estacas y plántulas de *Bursera copallifera* y *B. bipinnata*. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

un intervalo altitudinal ligeramente mayor que *B. copallifera* (Hernández-Pérez *et al.* 2011), que son las condiciones del sitio de estudio. Esta hipótesis, de acuerdo con la cual la supervivencia de plantas de *B. copallifera* se incrementaría en sitios más cálidos, deberá probarse en futuros estudios. Debido a las dificultades en la propagación ya explicadas, nuestro tamaño de muestra fue reducido, lo que obliga a tomar con cautela los resultados de supervivencia obtenidos.

Las características y estrategias de crecimiento de cada especie también pudieron influir en su supervivencia. El mayor tamaño inicial del vástago de las estacas de *B. bipinnata* les pudo permitir contar con un mayor almacén de agua (Zahawi 2005, Vieira *et al.* 2013) para enfrentar el estrés hídrico durante la temporada seca, que es la principal causa de muerte en los BTC (Janzen 2002, Márquez-Torres & Martínez-Garza 2022). Además, el mayor incremento del área foliar y de la biomasa del tallo de las estacas de esta especie pudo contribuir a este resultado; se ha considerado que la biomasa del vástago es un atributo crucial en el desempeño en campo porque integra reservas de nutrientes, tamaño de los tejidos de asimilación y habilidad competitiva (Villar-Salvador *et al.* 2012, Grossnickle & McDonald 2018). Ya se ha reportado antes una baja supervivencia de *B. copallifera* en una plantación experimental (Castellanos-Castro & Bonfil 2010), por lo que puede haber diferencias en el desempeño asociadas a la especie y a las distintas condiciones ambientales en que se establecen las plantaciones.

Tabla 4. Resultados del análisis de varianza factorial en la biomasa inicial y su asignación a diferentes órganos en estacas y plántulas de *Bursera copallifera* y *B. bipinnata* (en todos los casos g.l. = 3). Los valores en negritas indican diferencias significativas

Variable	Especie		Origen		E × O	
	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Biomasa total (g)	2.23	0.15	194.21	< 0.01	-	-
Coefficiente raíz/vástago	2.45	0.13	27.43	< 0.01	-	-
Biomasa tallo (g)	0.28	0.60	154.65	< 0.01	-	-
Biomasa raíz (g)	7.99	0.01	147.75	< 0.01	5.06	0.03
Proporción de raíces finas	5.63	0.02	30.13	< 0.01	-	-
Biomasa hojas (g)	19.94	< 0.01	295.27	< 0.01	15.82	< 0.01
Área foliar (cm ²)	7.27	0.01	255.28	< 0.01	5.29	0.03
Área foliar específica (cm ² g ⁻¹)	0.83	0.30	91.43	< 0.01	17.54	< 0.01

La mayor altura de las estacas de *B. bipinnata*, que fue superior a la de *B. copallifera* durante todo el periodo de estudio, le permitió también disminuir la competencia con las malezas, como en otros casos reportados (Mesén 1998, Grossnickle & McDonald 2018). En algunas ocasiones los pastos y enredaderas doblaban o constreñían los tallos y hojas, lo que provocó reducciones en la altura de las plantas, por lo que las podas periódicas de las malezas son una medida de manejo importante en las plantaciones.

Aunque la talla de las estacas fue mayor a lo largo de todo el periodo de estudio, las TRC de las variables registradas en campo (tanto en altura como en área basal) fue mayor en las plántulas que en las estacas. Era de esperarse que tanto los incrementos relativos en las variables de crecimiento como las TRC fueran mayores en plántulas que en estacas, dado que las plántulas tienen mayores TRC que los brinzales o plantas de mayor tamaño (Villar *et al.* 2008).

A pesar de que se aplicó una hormona para estimular el crecimiento de la raíz en las estacas, y de que éstas permanecieron poco más de un año en el invernadero, sus valores del cociente R/V fueron de aproximadamente la mitad del valor promedio de las plántulas. Esto muestra que en este periodo no se recuperó el valor normal de este cociente. Sin embargo, este desbalance no representó una restricción fuerte para su crecimiento en campo.

Huante *et al.* (1995) analizaron el crecimiento inicial en invernadero de plántulas de 34 especies leñosas del BTC, y encontraron que la TRC estaba muy correlacionada con el cociente biomasa de hojas/biomasa total (Relación de

Masa Foliar) y con el área foliar específica (Rincón & Huante 1993, Antúnez *et al.* 2001, Villar *et al.* 2008). En nuestro caso el AFE inicial de las plántulas de *B. copallifera* fue de $270.9 \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$, y en *B. bipinnata* fue de $332 \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$, y la relación de masa foliar promedio fue de 0.17 y 0.20 respectivamente. Con base en estos datos, se esperaría una mayor TRC en biomasa en las plántulas de *B. bipinnata*, pero nuestros datos no apoyaron esa predicción, ya que las diferencias entre especies en la TRC en biomasa no fueron significativas. Esto probablemente se debe a la mayor importancia de otras fuentes de variación en campo que en condiciones controladas, en las que es más fácil observar diferencias. Sin embargo, en ambos casos el valor promedio de la TRC_{biom} fue mayor en *B. bipinnata* que en *B. copallifera*.

La pérdida de las diferencias iniciales entre especies en la proporción de raíces finas y en el AFE al final del periodo de estudio parece ser un fenómeno natural. La disminución del AFE y de la proporción de raíces finas ha sido reportada en plantaciones de otras especies del BTC (Cervantes *et al.* 1998, Huante *et al.* 1998) y puede estar asociada con el estrés hídrico en sitios con mayor radiación. Los resultados pudieron verse afectados por las dificultades para extraer todo el sistema de raíces del suelo, en especial las raíces finas, así como a que éstas son temporales (i.e., no se acumulan), a diferencia de las raíces gruesas. En el caso del AFE, pudo ocurrir que en las plántulas las hojas no estuvieran completamente maduras al momento del trasplante, lo que habría influido en los resultados iniciales. Sin embargo, las diferencias entre las hojas de estas especies en árboles maduros son evidentes; *B. bipinnata* tiene hojas más delgadas con una mayor AFE, pero estas diferencias pueden no estar bien definidas en plántulas y brinzales.

Aunque se hizo un seguimiento de esta plantación durante dos años, resulta necesario incrementar el monitoreo a un plazo mayor, pues incluso durante el segundo año se presentó mortalidad durante la temporada seca. Para hacer una planeación adecuada del manejo de las especies de estudio, es necesario conocer el tiempo que transcurre entre el establecimiento de las plantas y el momento en que alcanzan el tamaño adecuado para iniciar su aprovechamiento sin poner en riesgo su desarrollo posterior. También es importante realizar estudios similares en otras zonas de BTC con distintas condiciones climáticas, como la Sierra de Huautla o distintas zonas de Guerrero y Puebla en donde se distribuyen las dos especies estudiadas.

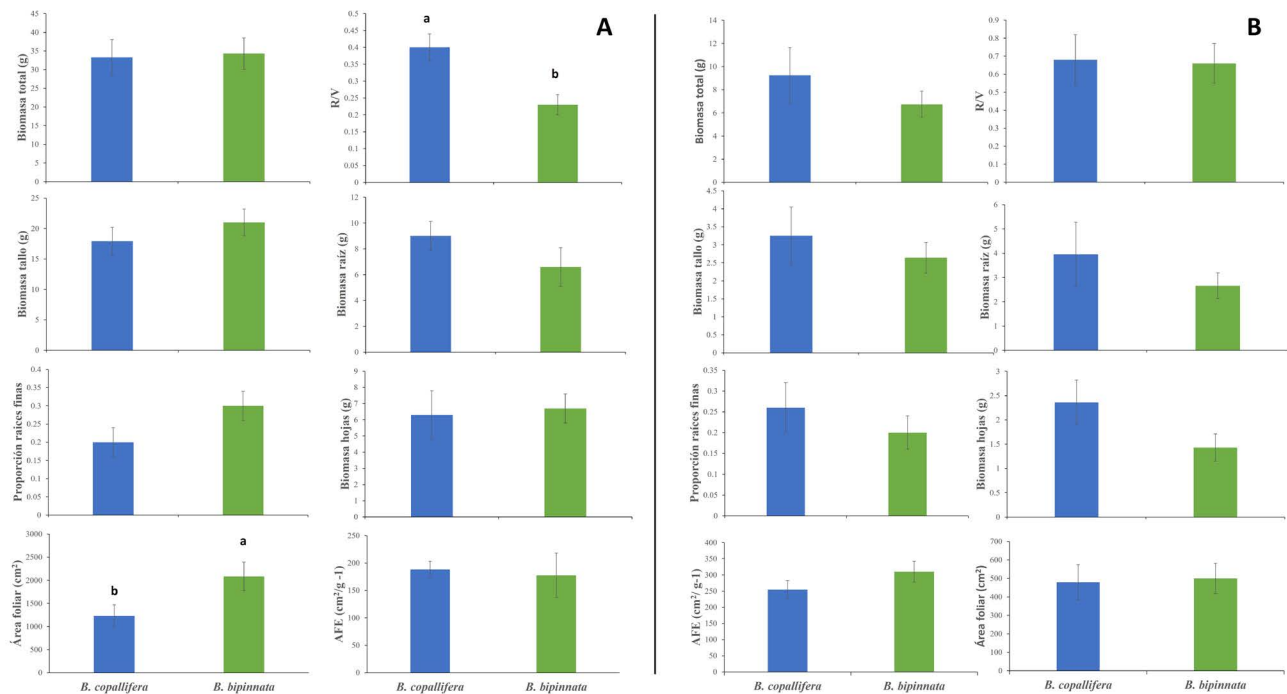


Figura 5. A. Biomasa final y su asignación a diferentes órganos en estacas de *Bursera copallifera* y *B. bipinnata*. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$). B - Biomasa final y su asignación a diferentes órganos en plántulas de *Bursera copallifera* y *B. bipinnata*.

Con éste y otros trabajos similares se espera que los copaleros puedan manejar plantaciones productivas, establecer cercas vivas o integrar a las especies productoras de copal en sistemas agroforestales. Esto podría contribuir a mantener las poblaciones naturales de copales, y también beneficiar a otras especies asociadas a ellas. Diversos animales, especialmente aves, se alimentan de los frutos de *Bursera* (Sierra-Morales *et al.* 2016, Almazán-Núñez *et al.* 2016, 2021), y también se han registrado las interacciones entre estos árboles y distintos grupos de insectos, entre ellos herbívoros (Becerra & Venable, 1999, 2008), y polinizadores (Rivas-Arancibia *et al.* 2015). Sin embargo, aún hay un gran campo de estudio para documentar la diversidad de la fauna asociada a las distintas especies de este género (Barrales-Alcalá & Bonfil 2024).

Algunas especies del género se han usado en sistemas agroforestales tradicionales de los BTC de México, que permiten mantener una alta diversidad vegetal y proporcionan bienes y servicios a las comunidades (Rodríguez-Larramendi *et al.* 2018, Rendón-Sandoval *et al.* 2020). Adicionalmente, las plantaciones de especies productoras de la resina (copal) pueden ayudar a disminuir la inversión en trabajo (especialmente por el recorrido de grandes distancias) que realizan los copaleros, y contribuir a mejorar sus ingresos. La selección de individuos con una buena producción de resina, que ya se realiza en poblaciones manejadas de *B. bipinnata* (Abad-Fitz *et al.* 2020), puede realizarse de forma más intensiva a partir de su propagación por estacas, ya que en ellas se mantienen los rasgos genéticos y fenotípicos seleccionados en las nuevas plantas (Leakey *et al.* 2005).

Es importante destacar que los estudios que analicen el desempeño en campo de especies de interés comercial y ecológico son importantes para brindar información que incentive la conservación y manejo sustentable de estos recursos (Rendón-Sandoval *et al.* 2020). Para ello se requieren estrategias de manejo multidisciplinarias que permitan una extracción y comercialización sustentable, equitativa, efectiva, dirigidas por los intereses y preferencias de los productores.

Agradecimientos

P. E. Mendoza-Hernández colaboró en los trabajos de propagación y en el trabajo de campo. El Sr. Adán Quintana Loya permitió el uso de su terreno para la plantación.

Literatura citada

- Abad-Fitz I. 2019. *Manejo de los copales y consecuencias fisiológicas de la selección humana en poblaciones de Bursera bipinnata* (DC.) Engl., en el sureste de Morelos, México. MSc Thesis. Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
- Abad-Fitz I, Maldonado-Almanza B, Aguilar-Dorantes KM, Sánchez-Méndez L, Gómez-Caudillo L, Casas A, Blancas J, García-Rodríguez YM, Beltrán-Rodríguez L, Sierra-Huelsz JA, Cristians S, Moreno-Calles AI, Torres-García I, Espinosa-García FJ. 2020. Consequences of traditional management in the production and quality of copal resin (*Bursera bipinnata* (Moc. & Sessé ex DC.) Engl.) in Mexico. *Forests* **11**: 991 DOI: <https://doi.org/10.3390/f11090991>
- Almazán-Núñez RC, Álvarez-Álvarez EA, Sierra-Morales P, Rodríguez-Godínez, R. 2021. Fruit size and structure of zoochorous trees: identifying drivers for the foraging preferences of fruit-eating birds in a Mexican successional dry forest. *Animals* **12**: 3343. DOI: <https://doi.org/10.3390/ani11123343>
- Almazán-Núñez RC, Eguiarte LE, Arizmendi MC, Corcuera P. 2016. *Myiarchus* flycatchers are the primary seed dispersers of *Bursera longipes* in a Mexican dry forest. *PeerJ* **4**: e2126. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.2126>
- Antúnez I, Retamosa EC, Villar R. 2001. Relative growth rate in phylogenetically related deciduous and evergreen woody species. *Oecologia* **128**: 172-180. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420100645>
- Arnold JM, Ruiz-Pérez M. 1998. The Role of Non-timber Forest Products in Conservation and Development. In: Wollenberg E, Ingles A, eds. *Incomes from the Forest: Methods for the Development and Conservation of Forest Products for Local Communities*. Indonesia: CIFOR/IUCN. pp. 17-42. ISBN: 979-8764-196

- Arnold JM, Ruíz-Pérez M. 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics* **39**: 437-447. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00236-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00236-1)
- Barrales-Alcalá B, Bonfil C. 2024. Análisis del conocimiento actual de la ecología, evolución y manejo del género *Bursera* (Burseraceae) en México. *Acta Botanica Mexicana* **131**: e2284. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm131.2024.2284>
- Becerra JX, Venable DL. 1999. Macroevolution of insect-plant associations: The relevance of host biogeography to host affiliation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **22**: 12626-12631. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.96.22.12626>
- Becerra JX, Venable DL. 2008. Sources and sinks of diversification and conservation priorities for the Mexican tropical dry forest. *Plos One* **10**: e3436. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0003436>
- Bonfil C, Cajero-Lázaro I, Evans RY. 2008. Germinación de semillas de seis especies de *Bursera* del centro de México. *Agrociencia* **7**: 827-834.
- Bonfil C, Núñez-Cruz A, Barrales-Alcalá B. 2017. *Diagnóstico de sistemas productivos (agrosilvopastoriles, orgánicos y agroforestales) y prácticas actuales de conservación en el estado de Morelos*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad /Universidad Nacional Autónoma de México. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/15362.pdf> (accessed January 14, 2024).
- Brockenhoff EG, Jactel H, Parrotta JA, Quine CP, Sayer J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* **17**: 925-951. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9380-x>
- 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* **2**: 93-108.
- Castellanos-Castro C, Bonfil C. 2013. Propagation of three *Bursera* species from cuttings. *Botanical Sciences* **2**: 217-224. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.416>
- Cervantes V, Arriaga V, Meave J, Carabias J. 1998. Growth analysis of nine multipurpose woody legumes native from southern Mexico. *Forest Ecology and Management* **110**:329-341. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00298-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00298-9)
- CONABIO [Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad]. 2008. Copales, diversidad y cultura. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium-bin/detalle.pl?Id=20240814143503> (accessed January 14, 2024).
- CONANP [Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas]. 2008. Programa de Manejo Parque Nacional El Tepozteco. CONANP, México. https://simec.conanp.gob.mx/pdf_pcym/71_DOE.pdf (accessed June10, 2019).
- Crawley M. 2013. *The R Book*. 2a ed. Reino Unido: John Wiley and Sons. ISBN: 978-0-470-97392-9
- DATATUR [Secretaría de Turismo]. 2016. Anuario estadístico y geográfico de Morelos 2016, México.
- Evans J. 1999. Planted forests of the wet and dry tropics: their variety, nature and significance. *New Forests* **17**: 25-36. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1006572826263>
- Gann GD, McDonald T, Walder B, Aronson J, Nelson CR, Jonson J, Hallett JG, Eisenberg C, Guariguata MR, Liu J, Hua F, Echeverría C, Gonzales E, Shaw N, Decler K, Dixon KW. 2019. Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica. *Restoration Ecology*. **27**: S1-S46. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- García-Hernández C. 2000. *Producción de resina en una población de copal santo (Bursera bipinnata Moc & Sessé ex DC Engl.) de Teotlalco, mixteca poblana*. BSc Thesis. Universidad Autónoma de Chapingo.
- García-Martínez LE. 2012. *Aspectos socio-ecológicos para el manejo sustentable del copal en el Ejido de Acatayahualco, Gro.* BSc Thesis. Universidad Autónoma de México.
- Gómez-Cárdenas M, Cruz-Cruz E, Mariles-Flores V, Solares-Arenas F, Serrano-Altamirano V, Ayerde-Lozada D, Fuentes-López ME, Castellanos-Bolaños JF, Orozco-Cirilo S, Vargas-Álvarez D, Borja de la Rosa A. 2009. Recomendaciones y fundamentos técnicos a considerar para el manejo sustentable de poblaciones naturales de linaloe. In: Cruz-Cruz E, Mariles-Flores V, Gómez- M. Cárdenas M, Vargas-Álvarez D, eds. *Fundamentos Técnicos para*

- el Manejo de Poblaciones Naturales de linaloe (Bursera linanoe (La Llave) Rzedowski, Calderón & Medina) en México.* Ciudad de México, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP).
- Griscom HP, Ashton MS. 2011. Restoration of dry tropical forests in Central America: a review of patten and process. *Forest Ecology and Management* **261**: 1564-1576. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.027>
- Grossnickle SC, MacDonald JE. 2018. Why seedlings grow: influence of plant attributes. *New Forests* **49**: 1-34. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-017-9606-4>
- Guízar NE. 1998. *Estudio de preinversión para el aprovechamiento de los recursos forestales no maderables: copal Bursera bipinnata (Moc. & Sessé ex DC.) Engl., en los bienes comunales de Teotlalco, Puebla.* BSc Thesis. Universidad Autónoma Chapingo.
- Guzmán-Pozos AM, Cruz-Cruz E. 2014. *Guía técnica para la multiplicación de ocho especies de la selva baja caducifolia. Campo Experimental Zacatepec.* Centro de Investigación Regional Pacífico Sur-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. ISBN 978-607-37-0240-9
- Hernández-Pérez E, González-Espinosa M, Trejo I, Bonfil C. 2011. Distribución del género *Bursera* en el estado de Morelos, México y su relación con el clima. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **82**: 964-976. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.3.694>
- Hernández-Ramírez V, Hernández A, Cruz JA. 2015. Factores que influyen en la supervivencia de plántulas de *Bursera bipinnata* a considerar para su manejo agroecológico en Tepalcingo, Morelos, In: Sarandón SJ, Abbona EA. *Memorias del V Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA.* Argentina: Universidad Nacional de la Plata. pp. 1-5. ISBN: 978-950-34-1265-7
- Huante P, Rincón E, Acosta I. 1995. Nutrient availability and growth rate of 34 woody species from a tropical deciduous forest in Mexico. *Functional Ecology* **9**: 849-858. DOI: <https://doi.org/10.2307/2389982>
- Huante P, Rincón E, Chapin III FS. 1998. Effect of changing light availability on nutrient foraging in tropical deciduous tree-seedlings. *Oikos* **82**: 449-458. DOI: <https://doi.org/10.2307/3546366>
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Tepoztlán, Morelos. México. <https://xdoc.mx/preview/prontuario-de-informacion-geografica-municipal-5e24b8fd3e468> (accessed June10, 2019).
- Janzen DH. 2002. Restauración del bosque seco tropical: Área de Conservación Guanacaste (ACG), noreste de Costa Rica. In: González-Espinosa M, Rey-Benayas JM, Ramírez-Marcial N, eds. *Restauración de Bosques en América Latina.* México: Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE) y Editorial Mundi-Prensa, pp 181-210. ISBN: 978-968-7462-49-3
- 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>
- Leakey RB, Tchoundjeu Z, Schreckenber K, Shackleton SE, Shackleton CM. 2005. Agroforestry tree products (AFTPs): targeting poverty reduction and enhanced livelihoods. *International Journal of Agricultural Sustainability* **3**: 1-23. DOI: <https://doi.org/10.1080/14735903.2005.9684741>
- Linares E, Bye R. 2008. El copal en México. CONABIO. *Biodiversitas* **78**: 8-11.
- Márquez-Torres FJ, Martínez-Garza C. 2022. Survival of 12 native tree species in restoration plantings in the dry forest. *Botanical Sciences* **100**: 314-330. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsoci.2878>
- Mendoza-Segovia YA, Zúñiga-Vega J, Bonfil C. 2022. Seed viability in *Bursera*: the relative contribution of environmental variation and phylogenetic relatedness. *Plant Species Biology* **37**: 52-65. DOI: <https://doi.org/10.1111/1442-1984.12356>
- Mesén F. 1998. *Enraizamiento de estacas juveniles de especies forestales: uso de propagadores de sub-irrigación.* Turrialba, Costa Rica: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura/Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. ISBN 9977-57-304-2
- Montes C. 2006. *Crecimiento y supervivencia de plántulas de Bursera glabrifolia en respuesta a diferentes condiciones ambientales.* BSc Thesis. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Montúfar-López A. 2016. Copal de *Bursera bipinnata*. Una resina mesoamericana de uso ritual. *Travaux et Recherches dans les Amériques du Centre (TRACE)* **70**: 45-77.
- Núñez-Cruz A, Meave JA, Bonfil C. 2018. Reproductive phenology and seed germination in eight tree species from a Seasonally Dry Tropical Forest of Morelos, Mexico: implications for community-oriented restoration and conservation. *Tropical Conservation Science* **11**: 1-17. DOI: <https://doi.org/10.1177/1940082917749946>
- Ochoterena H. 1977. Origen y edad del Tepozteco. *Investigaciones Geográficas* **8**: 41-54.
- Orantes-García C, Pérez-Farrera MA, Rioja-Paradela TM, Garrido-Ramírez ER. 2013. Viabilidad y germinación de semillas de tres especies arbóreas nativas de la selva tropical, Chiapas, México. *Polibotánica* **36**: 117-127.
- Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Garnier E, Lavorel S, Poorter H, Jaureguiberry P, Bret-Harte MS, Cornwell WK, Craine JM, Gurvich DE, Urcelay C, Veneklaas EJ, Reich PB, Poorter L, Wright IJ, Ray P, Enrico L, Pausas JG, de Vos AC, Buchmann N, Funes, G, Quétier F, Hodgson JG, Thompson K, Morgan HD, ter Steege H, van der Heijden MGA, Sack L, Blonder B, Poschold P, Vaieretti MV, Conti, G, Staver AC, Aquin S, Cornelissen JHC. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* **61**: 167-234. DOI: <https://doi.org/10.1071/BT12225>
- Purata SE. coord. 2008. Uso y manejo de los copales aromáticos: resinas y aceites. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad /RAICES. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/6320.pdf> (accessed January 14, 2023).
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/> (accessed April 10, 2019).
- Rendón-Sandoval FJ, Casas A, Moreno-Calles A, Torres-García I, García-Frapolli E. 2020. Traditional agroforestry systems and conservation of native plant diversity of Seasonally Dry Tropical Forest. *Sustainability* **12**: 4600-4627. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12114600>
- Rincón E, Huante P. 1993. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. *Trees* **7**: 202-207. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00202074>
- Rivas-Arancibia SP, Bello-Cervantes E, Carrillo-Ruiz H, Andrés-Hernández AR, Figueroa-Castro DM, Guzmán-Jiménez S. 2015. Variaciones de la comunidad de visitantes florales de *Bursera copallifera* (Burseraceae) a lo largo de un gradiente de perturbación antropogénica. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **86**: 178-187. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.44620>
- Rivera-Ríos A, López-Mata L, Cruz-Rodríguez JA. 2021. Rocks are safe sites for establishment of *Bursera* seedlings in a seasonally dry tropical forest of Mexico. *Journal of Arid Environments* **186**: 104395. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104395>
- Rodríguez-Larramendi LA, Sánchez-Cortés MS, Gordillo-Ruiz MC. 2018. Árboles útiles del bosque tropical caducifolio secundario en la Reserva Forestal Villa Allende, Chiapas, México. *Acta Botanica Mexicana* **125**: 189-214. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm125.2018.1359>
- Rzedowski J, Medina LR, Calderón G. 2005. Inventario del conocimiento taxonómico, así como de la diversidad y del endemismo regionales de las especies mexicanas de *Bursera* (Burseraceae). *Acta Botanica Mexicana* **70**: 85-111. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm70.2005.989>
- Schroth G, da Fonseca AB, Harvey CA, Gascon C, Vasconcelos H, Izac MA, Angelsen A, Finegan B, Kaimowitz D, Krauss U, Laurance SGW, Laurance WF, Nasi R, Naughton-Treves L, Niessen E, Richardson DM, Somarriba E, Tucker NIJ, Vincent G, Wilkie DS. 2004. Conclusion: Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. In: Schroth G, da Fonseca GAB, Harvey CA, Gascon C, Vasconcelos H, Izac AMN, eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. EUA: Island Press. pp. 487-502. ISBN: 978-155-9633-574
- Schroth G, McNeely JA. 2011. Biodiversity conservation, ecosystem services and livelihoods in tropical landscapes: towards a common agenda. *Environmental Management* **48**: 229-236. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9708-2>
- SEMARNAT-CONAFOR [Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Comisión Nacional Forestal]. 2013. Inventario estatal forestal y de suelos Morelos. ISBN 978-607-8383-04-7

- Sierra-Morales P, Almazán-Núñez RC, Beltrán-Sánchez E, Ríos-Muñoz C, Arizmendi M. 2016. Distribución geográfica y hábitat de la familia Trochilidae (Aves) en el estado de Guerrero, México. *Revista de Biología Tropical* **64**: 363-376.
- Solares-Arena F, Gálvez-Cortés MC. 2002. *Manual para una producción sustentable de corteza de cuachalalate (Amphipterigium adstringens Schiede ex Schlecht)*. México: Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural/ Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Publicación Especial 34.
- Vieira DL, Coutinho AG, da Rocha GP. 2013. Resprouting ability of dry forest tree species after disturbance does not relate to propagation possibility by stem and root cuttings. *Restoration Ecology* **21**: 305-311. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00935.x>
- Villar R, Ruíz-Robledo J, Quero J, Poorter H, Valladares F, Marañón T. 2008. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. In: Valladares F. 2008. *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, pp. 193-230. ISBN: 978-84-8014-738-5.
- Villar-Salvador P, Puértolas J, Cuesta B, Peñuelas JL, Uscola M, Heredia-Guerrero N, Rey-Benayas JM. 2012. Increase in size and nitrogen concentration enhances seedling survival in Mediterranean plantations. Insight from an ecophysiological conceptual model of plant survival. *New Forests* **43**:755-770 DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9328-6>
- Zahawi RA. 2005. Establishment and growth of living fence species: an overlooked tool for the restoration of degraded areas in the tropics. *Restoration Ecology* **13**: 92-102. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00011.x>
- Zahawi RA, Holl KD. 2009. Comparing the performance of tree stakes and seedlings to restore abandoned tropical pastures. *Restoration Ecology* **17**: 854-864. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00423.x>

Editor de sección: Joel Flores

Contribución de los autores: CB diseño, trabajo de campo, análisis de datos y escritura. EHG y BB, propagación, trabajo de campo, análisis de datos, escritura y figuras.

Entidades financiadoras: proyecto UNAM-DGAPA-PAPIIT IN218815 Investigación para la restauración ecológica de los bosques tropicales secos.

Conflictos de interés: Los autores declaran que no tienen conflictos de interés, financieros o personales en la información y presentación de datos y resultados de este artículo.