



# Banco de semillas de un bosque de encinos de *Quercus delgadoana* en la zona centro de la Sierra Madre Oriental, México

## Seed bank in an oak forest of *Quercus delgadoana* in the central zone of the Sierra Madre Oriental, Mexico

Karina Calva-Soto<sup>1</sup> , Numa P. Pavón<sup>1,3</sup> , Neptalí Ramírez-Marcial<sup>2</sup> 

### Resumen:

**Antecedentes y Objetivos:** Los encinares son bosques considerados comunidades clímax que poseen una amplia variación estructural y alta biodiversidad. Sin embargo, se han realizado pocos estudios sobre el banco de semillas como fuente de germoplasma que permitan entender la sucesión vegetal y el restablecimiento natural de ese ecosistema. El objetivo del presente trabajo fue inventariar las especies que conforman el banco de semillas en un bosque de encino dominado por *Quercus delgadoana* localizado en la zona central de la Sierra Madre Oriental, México.

**Métodos:** Se obtuvieron muestras de suelo en cuatro parcelas de 400 m<sup>2</sup>. Las semillas presentes en cada muestra fueron extraídas manualmente. Posteriormente, el suelo fue puesto dentro de un invernadero por cinco meses para promover la germinación y obtener plántulas. Las semillas y/o plántulas obtenidas fueron determinadas y clasificadas de acuerdo con su etapa sucesional, forma de vida y modo de dispersión.

**Resultados clave:** Se obtuvieron 2000 semillas correspondientes a 20 familias, 40 géneros, 48 especies. La familia más abundante fue Asteraceae con 20 especies. *Simsia amplexicaulis* fue la especie más abundante. Las semillas de especies de etapas sucesionales pioneras e intermedias fueron las más representativas con 85% del total. La zoocoria (50%) fue el principal medio de dispersión de las semillas del banco.

**Conclusiones:** La composición del banco de semillas no se relacionó con la vegetación del dosel. Solo 15% de las semillas fueron de árboles. El corto periodo de muestreo no permitió analizar la dinámica del banco de semillas, transitorio o permanente. Sin embargo, la composición del banco de semillas constituido por especies de etapas sucesionales pioneras, intermedias y tardías tiene el potencial de regenerar la vegetación mediante sucesión ecológica.

**Palabras clave:** biodiversidad, bosque montano, regeneración natural, sucesión ecológica.

### Abstract:

**Background and Aims:** Oak forests have been considered climax communities with high structural variation and biodiversity. However, few studies have been surveyed about seed banks as a germplasm source that may help understanding of ecological succession and the natural recovery of that ecosystem. Therefore, this work's objective was to carry out an inventory of species in the seed bank of an oak forest dominated by *Quercus delgadoana* located in the central zone of the Sierra Madre Oriental, Mexico.

**Methods:** Soil samples were collected into four circular parcels of 400 m<sup>2</sup>. Seed content in every soil sample was manually extracted. Posteriorly, the soil was put into a greenhouse for five months to seed germination and obtain seedlings. Then, seeds and seedlings were determined and classified according to their successional affinities, life form, and dispersal modes.

**Key results:** Two thousand seeds corresponding to 20 families, 40 genera, and 48 species were obtained. The most abundant family was Asteraceae with 20 species. *Simsia amplexicaulis* was the most abundant species. The seeds of pioneer and intermediate successional species were the most representative with 85%, of the total. Zoochory (50%) was the main means of seed dispersal.

**Conclusions:** The composition of the seed bank was not related to the standing vegetation. Only 15% of the seeds were from trees. The short sampling period did not allow for analyzing the seed bank dynamics, transitory or permanent. However, the seed bank composition constituted by species of initial, secondary, and late successional stages has the potential to regenerate the standing vegetation through ecological succession.

**Key words:** biodiversity, ecological succession, mountain forest, natural regeneration.

<sup>1</sup>Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Centro de Investigaciones Biológicas, Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5, 42184 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México.

<sup>2</sup>El Colegio de la Frontera Sur, Departamento de Conservación de la Biodiversidad, 29290 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

<sup>3</sup>Autor para la correspondencia: npavon@uaeh.edu.mx

Recibido: 15 de septiembre de 2021.

Revisado: 31 de marzo de 2022.

Aceptado por Moisés Méndez-Toribio: 13 de septiembre de 2022.

Publicado Primero en línea: 25 de octubre de 2022.

Publicado: Acta Botanica Mexicana 129 (2022).

Citar como: Calva-Soto, K., N. P. Pavón y N. Ramírez-Marcial. 2022. Banco de semillas de un bosque de encinos de *Quercus delgadoana* en la zona centro de la Sierra Madre Oriental, México. Acta Botanica Mexicana 129: e1973. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm129.2022.1973>



Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional).

e-ISSN: 2448-7589

## Introducción

Los encinares son bosques dominados por especies del género *Quercus* L., considerados comunidades clímax que poseen una amplia variación estructural y alta biodiversidad (Olvera-Vargas et al., 2010). En México se han determinado alrededor de 38 especies de encinos para las zonas montañosas subtropicales del país (González-Espinosa et al., 2011). Varias especies de *Quercus* pueden coexistir en esta vegetación, pero frecuentemente una sola especie domina sobre el resto, por lo que son comunidades con baja equidad (Olvera-Vargas et al., 2010). En la región occidental del país se han reportado nueve especies de *Quercus* que pueden coexistir en diferentes abundancias dentro de parcelas de 500 m<sup>2</sup> (Olvera-Vargas et al., 2010). Mientras que, en el oriente del país, en particular sobre la Sierra Madre Oriental, existen encinares maduros y densos, donde la dominancia de las especies de encino varía entre sitios, destacándose bosques dominados por *Q. sartorii* Liebm., *Q. germana* Schltld. & Cham., *Q. affinis* Scheidw., *Q. ocoteifolia* Liebm., *Q. laurina* Bonpl., *Q. calophylla* Schltld. & Cham. entre otras (Luna-Vega et al., 2006). En esta sierra se está perdiendo la cobertura forestal de manera continua, para 2018, Leija-Loredo y colaboradores reportaron una tasa de deforestación de -1.4% (Leija-Loredo et al., 2018). A pesar de su importancia, los encinares y los bosques mesófilos de montaña han perdido cerca de la mitad de su cobertura original (Sánchez-Ramos y Dirzo, 2014), al ser talados para convertirlos en potreros, poniendo en riesgo la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que brindan. Por lo tanto, la conservación de los encinares implica tanto generar programas de conservación como de restauración ecológica. Sin embargo, información básica sobre los mecanismos de regeneración natural es aún escasa. En este sentido, el conocimiento del banco de semillas como fuente de germoplasma es importante para entender la sucesión vegetal como un proceso de restablecimiento natural de los bosques (González-Espinosa et al., 1991; Ramírez-Marcial et al., 1992; Grime, 2001; Martínez et al., 2013).

El banco de semillas se conforma por semillas no germinadas presentes en el suelo, por lo regular de diversas especies y como resultado de la lluvia y la dispersión de estas durante la sucesión vegetal (Bedoya-Patiño et al., 2010). Así, las semillas contenidas en el suelo son fuentes de di-

versidad genética de especies de diferentes estados serales acumuladas durante la sucesión ecológica (Álvarez-Aquino et al., 2005; Bedoya-Patiño et al., 2010). Además, pueden representar a las especies del dosel como resultado de la lluvia de semillas y el proceso de reclutamiento.

El objetivo del presente trabajo fue inventariar las especies que conforman el banco de semillas en un bosque de encino primario, dominado por *Quercus delgadoana* S. Valencia, Nixon & L.M. Kelly, que se encuentra en el área de preservación ecológica denominada “Chicamole”, establecida por interés comunitario, con manejo de leña y agua, localizado en la zona central de la Sierra Madre Oriental, México. El inventario del banco de semillas consideró la etapa sucesional, forma de vida y medio de dispersión de cada especie.

## Materiales y Métodos

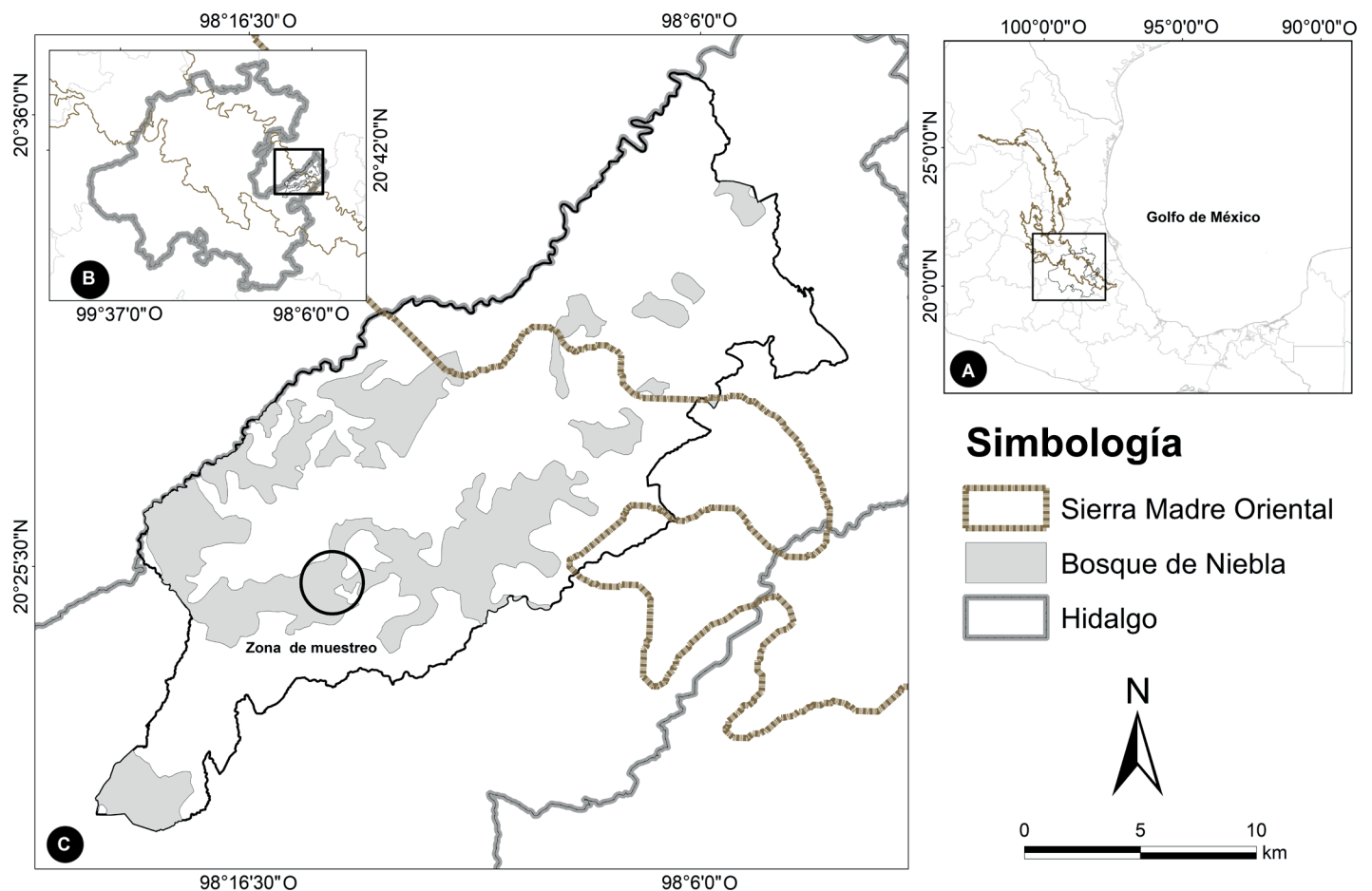
### Sitio de estudio

El muestreo se realizó en un encinar dominado por *Quercus delgadoana* ubicado en la zona centro de la Sierra Madre Oriental (20°36' y 20°18'N, 98°03' y 98°20'O y 2150 m de altitud) (Fig. 1), en el centro-este de México dentro de la región Otomí-Tepehua del estado de Hidalgo. El clima es templado húmedo, del tipo C(w1)(w)b(i')g; es decir, templado con temperatura media anual de 12 a 18 °C y la del mes más frío entre -3 y 18 °C, con lluvias en verano y precipitación anual entre 1200 y 2000 mm (estación “El Banco” ubicada a 8 km del área de estudio) (Pavón y Meza-Sánchez, 2009). En este encinar se encuentran árboles de hasta 30 a 35 m de altura de especies de los géneros *Alnus* Mill., *Carpinus* L., *Clethra* L., *Liquidambar* L., entre otras (CONABIO, 2010). El bosque se encuentra en un área de preservación ecológica denominada “Chicamole” con manejo comunal por parte de una comunidad de origen Otomí con alto índice de marginación, pero que sufre de continua perturbación por extracción de leña (Calva-Soto et al., 2019).

### Diseño de muestreo

Dentro del encinar se establecieron cuatro parcelas circulares de 22.56 m de diámetro (área de 400 m<sup>2</sup>), con una separación entre ellas de 200 m. Las parcelas fueron caracterizadas en cuanto a su composición arbórea. Se registraron todos los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP)





**Figura 1:** Ubicación del sitio de muestreo. A. ubicación de la región sur de la Sierra Madre Oriental en el estado de Hidalgo; B. ubicación de la zona de muestreo en la sierra Otomí-Tepehua dentro del estado de Hidalgo; C. ubicación de la zona de muestreo dentro de los remanentes de bosque de niebla en la sierra Otomí-Tepehua del estado de Hidalgo, México.

de 1.3 m  $\geq$  10 cm. Para cada especie se calculó el valor de importancia relativa (VIR), y el promedio de los valores de la densidad, frecuencia y dominancia (Maldonado-Sánchez y Maldonado-Morales, 2010).

Al interior de cada parcela se establecieron cinco subparcelas de 12.56 m<sup>2</sup>, en cada una se recolectaron al azar dos muestras de suelo de 50 × 50 cm y 5 cm de profundidad. La colecta de muestras se realizó durante el periodo del 14 al 25 de febrero de 2015. Se colectó 1.5 kg de suelo por muestra, considerando suelo mineral y materia orgánica.

Las muestras de suelo fueron transportadas al Laboratorio de Ecología de Comunidades de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo en Pachuca, México, para la extracción manual de las semillas. Las semillas obtenidas

fueron agrupadas por su forma, color, tamaño y ornamentaciones de la testa. Considerando la presencia de semillas con tamaños reducidos y no perceptibles de manera directa dentro del banco, se realizó el siguiente procedimiento para promover la germinación. Las muestras de suelo fueron colocadas en charolas de 20 × 20 cm y 10 cm de profundidad, con riego diario dos veces al día, durante cinco meses en condiciones de invernadero. Por otro lado, las semillas extraídas manualmente fueron colocadas en una cámara de crecimiento (VWR modelo 2015, Bristol, Inglaterra) durante 15 días bajo condiciones de 12 horas luz y 25 °C de temperatura; se mantuvo una humedad constante con riego dos veces al día, usando un aspersor manual.

Las especies a las que pertenecían las semillas fueron determinadas usando material del herbario CH del Co-

legio de la Frontera Sur (ECOSUR, unidad San Cristóbal) y el herbario HGOM de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH). Además, se consultó el registro fotográfico de las especies reportadas en el estudio previo justificativo de la Reserva de la Biosfera “Corredor biológico del bosque mesófilo de montaña de la Sierra Madre Oriental” (CONANP, 2010). Para la afinidad sucesional utilizamos la propuesta de Rozaa et al. (2007), donde las especies fueron clasificadas como pioneras (intolerantes a la sombra, sobre todo hierbas y arbustos), intermedias (hierbas y arbustos de rápido crecimiento, con mayor tolerancia a la sombra) y especies tardías (árboles del sotobosque, que son altamente tolerantes a la sombra). La información de las especies sobre afinidad sucesional, forma de vida y medio de dispersión se obtuvo de la revisión de 137 referencias.

La completitud de los muestreos se estimó con base en las abundancias mediante el estimador de cobertura de Chao y Shen usando el programa EstimateS v. 9.10 (Colwell, 2013). El concepto de cobertura de muestra, o simplemente cobertura, es una medida de que tan representativa es la muestra respecto de la comunidad total, y se define como la proporción de individuos en una comunidad que pertenecen a las especies representadas en la muestra (Chao y Jost, 2012). La diversidad alfa se estimó de acuerdo a los estimadores  $q$  de orden 0 y 1, para esto el número de especies efectivas se obtuvo como primera medida de diversidad alfa de acuerdo con la aproximación de Jost (Moreno et al., 2011; Chao et al., 2014), usando la siguiente ecuación:

$${}^qD = \left( \sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde:

$p_i$  = abundancia relativa de la especie  $i$  (abundancia de la especie  $i$  dividida entre el total de abundancias de todas las especies del sitio).

$q$  = orden de la diversidad.

$s$  = número de especies.

El orden de diversidad indica la entropía del sistema según la importancia que se les da a las frecuencias de las especies, dependiendo si son raras o comunes (Jost, 2006).

La diversidad de orden cero ( $q_0$ ), no toma en cuenta la abundancia, considerando únicamente la riqueza de especies. Por su parte, la diversidad de orden uno ( $q_1$ ) le brinda a cada especie el peso que representa según su abundancia (Jost, 2006; Moreno et al., 2011; Chao et al., 2014).

## Resultados

El estrato arbóreo estuvo compuesto de siete especies: *Quercus delgadoana* (VIR=39.22), *Nectandra salicifolia* (Kunth) Nees (VIR=33.07), *Eugenia capuli* (Schltdl. & Cham.) Hook. & Arn. (VIR=8.70), *Clethra mexicana* DC. (VIR=7.47), *Fragula mucronata* (Schltdl.) Grubov (VIR=4.43), *Prunus samydoidea* Schltdl. (VIR=3.63) y *Quercus trinitatis* Trel. (VIR=3.48).

Se obtuvieron 2000 semillas correspondientes a 20 familias, 40 géneros y 48 especies (Cuadro 1). La familia más abundante fue Asteraceae con 18 géneros y 20 especies, constituyendo 41.6% del total de especies. Le siguen las familias Solanaceae (8.3%), Rosaceae (6.2%), Adoxaceae, Apocynaceae, Fagaceae, Smilacaceae y Verbenaceae (4.1% cada una). El resto de las familias presentaron solamente una especie y un género. Las especies con mayor densidad de individuos fueron *Simsia amplexicaulis* (Cav.) Pers., *Rubus* sp. y *Coreopsis* sp. 1 (Cuadro 1).

El mayor porcentaje de las especies fue de herbáceas (54.7%), seguido de arbustos (24.3%), árboles (11.3%) y bejucos (9.7%). Con respecto a las etapas sucesionales, las especies pioneras fueron las más representativas con 60% del total, las intermedias 34.5% y solo 5.5% conformado por las tardías. Referente a los síndromes de dispersión se registraron zoocoria (50%), anemocoria (32.2%), hidrocoria (7.2%), baricoria (5.3%) y antropocoria (5.3%).

La completitud de los muestreos se consideró alta dado que el porcentaje de la cobertura de los muestreos del banco de semillas fue de 99%. La riqueza o diversidad alfa de orden cero fue de 48 especies. La mayoría de las especies que conformaron el banco de semillas tuvieron bajos valores de abundancia, es decir pocas semillas por especie. Por lo que la diversidad alfa de orden uno fue de solo ocho especies efectivas. La mayoría de las semillas pertenecieron a *Simsia amplexicaulis* que es una especie anual considerada ruderal perteneciente a la familia Asteraceae. De estas, la mayoría corresponde a especies de etapa sucesional temprana. Los

**Cuadro 1:** Lista de especies registradas en el banco de semillas de un bosque dominado por *Quercus delgadoana* S. Valencia, Nixon & L.M. Kelly en la Sierra Madre Oriental, México. Para cada especie se incluye la abundancia de las semillas en el banco, su etapa sucesional: P=Pionera, I=Intermedia, T= Tardía; forma de vida: A=Árbol, Ar=Arbusto, HA=Herbácea anual, HAB=Herbácea anual o bianual, HP=Herbácea perenne, Be=Bejuco; tipo de distribución: N=Nativa, I=Invasora; Síndrome de Dispersión: A=Anemocoria, B=Baricoria, H=Hidrocoria, Z=Zoocoria, M=Antropocoria.

Familia/especie	Abundancia semillas/m <sup>2</sup>	Etapa sucesional	Forma de vida	Nativa/ Invasora	Síndrome de dispersión
<b>Acanthaceae</b>					
<i>Thunbergia fragrans</i> Roxb.	0.02	I	HP	N	H, M
<b>Adoxaceae</b>					
<i>Sambucus nigra</i> L.	0.02	P, I	A, Ar	N	Z
<i>Viburnum</i> sp.	0.04	I,	A, Ar	N	Z
<b>Anacardiaceae</b>					
<i>Rhus</i> sp.1	0.16	I	A, Ar	N	Z
<b>Apocynaceae</b>					
<i>Tabernaemontana</i> sp.	0.04	P, I	A, Ar	N	Z
<i>Thevetia</i> sp.	0.14	I	A, Ar	N	Z
<b>Araceae</b>					
<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	0.2	P	Be	N	Z
<b>Asteraceae</b>					
<i>Baccharis conferta</i> Kunth	0.06	P	Ar	N	A
<i>Baccharis heterophylla</i> Kunth	0.16	P	HP	N	A
<i>Chromolaena</i> aff. <i>collina</i> (DC.) R.M. King & H. Rob	0.08	P	Ar	N	A
<i>Conyza</i> sp. 1	0.02	P	HAB		A
<i>Conyza</i> sp. 2	0.06	P	HAB		A
<i>Coreopsis</i> sp. 1	5.96	I	Ar	N	A
<i>Erechtites hieracifolia</i> Raf.	0.02	P	HA	N	A
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	0.44	P	HP	N	A
<i>Eupatorium</i> sp. 1	0.66	I	Ar	N	A
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	0.08	P	HA	N	A, Z, H, M
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	0.08	P	HA	N	A
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	0.02	P	Be-HP	N	A
<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	0.84	P	HP	N	A
<i>Pseudognaphalium ehrenbergianum</i> (Sch. Bip. ex Klatt) Hinojosa & Villaseñor	0.02	P, I	HP	N	A
<i>Pseudelephantopus spicatus</i> (B. Juss. ex Aubl.) C.F. Baker	0.14	P	HA	N	A
<i>Sigesbeckia jorullensis</i> Kunth	0.1	I	HA	N	Z
<i>Simsia amplexicaulis</i> (Cav.) Pers.	16.14	P	HA	N	Z
<i>Sinclairia deppeana</i> (Less.) Rydb.	0.02	P	Ar	N	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	0.02	P	HA	I	A
<i>Verbesina microptera</i> DC.	0.04	I	HA	N	A
<b>Convolvulaceae</b>					
<i>Cuscuta</i> sp. 1	0.02	P	Be, HP	N	A, H, Z, M
<b>Commelinaceae</b>					
<i>Commelina</i> sp. 1	0.02	I	HA	N	A
<b>Fagaceae</b>					
<i>Quercus</i> sp. 1	0.02	T	A	N	B, Z



Cuadro 1: Continuación.

Familia/especie	Abundancia semillas/m <sup>2</sup>	Etapas sucesional	Forma de vida	Nativa/Invasora	Síndrome de dispersión
<i>Quercus</i> sp. 2	0.02	T	A	N	B, Z
<b>Hypoxidaceae</b>					
<i>Hypoxis</i> sp. 1	0.2	P, I	HA	N	Z
<b>Linaceae</b>					
<i>Linum nelsonii</i> Rose	0.02	P	HP, HA	N	Z
<b>Malvaceae</b>					
<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	0.02	I	Ar	N	H, Z
<b>Phytolaccaceae</b>					
<i>Phytolacca rivinoides</i> Kunth & C.D. Bouché	1.52	P	Ar	N	Z
<b>Poaceae</b>					
<i>Poa annua</i> L.	0.22	P	HA	I	Z
<b>Polygalaceae</b>					
<i>Monnina xalapensis</i> Kunth	0.02	I	Ar	N	Z
<b>Rosaceae</b>					
<i>Potentilla indica</i> (Andrews) Th. Wolf	0.04	P	HP	I	Z
<i>Potentilla vesca</i> (L.) Scop.	0.04	P	HP	N	Z
<i>Rubus</i> sp. 1	6.56	P, I	Ar-Be	N	Z
<b>Smilacaceae</b>					
<i>Smilax</i> sp. 1	0.06	P, I	Be	N	Z
<i>Smilax domingensis</i> Willd.	0.08	T	Be	N	Z
<b>Rubiaceae</b>					
<i>Coccocypselum hirsutum</i> Bartl. ex DC. var. <i>hirsutum</i>	0.12	I	HP	N	Z
<b>Solanaceae</b>					
<i>Physalis pubescens</i> L.	0.02	P	HA	N	Z
<i>Solanum aligerum</i> Schlttdl.	0.24	P, I	HP	N	Z
<i>Solanum myriacanthum</i> Dunal	0.1	P	HA	N	Z
<i>Solanum oxycarpum</i> Schiede	0.02	P	HP	N	Z
<b>Verbenaceae</b>					
<i>Lantana velutina</i> M. Martens & Galeotti	0.04	P	Ar	N	B

únicos representantes de condiciones sucesionalmente tardías fueron *Smilax domingensis* Willd. Esta especie es un bejuco conocido como cocolmecha y dos especies de encino que no fue posible determinar (*Quercus* sp. 1 y *Q.* sp. 2), aunque probablemente las semillas de una de estas morfoespecies pertenecen a la especie arbórea dominante *Q. delgadoana*.

## Discusión

La diversidad y la abundancia de semillas por especies dentro del banco de semillas es un indicador del potencial de regeneración y resiliencia de la comunidad vegetal al que per-

tenece. La dominancia de especies pioneras en el banco de semillas implica que si éstas se establecen, podrían modificar las condiciones ambientales, de tal manera que propicien el establecimiento de especies de estadios sucesionales tardíos. Lo anterior implica una dinámica necesariamente postdisturbio. A pesar del muy escaso número de semillas de especies arbóreas, en el sitio se observaron juveniles de especies del dosel. Este hecho podría implicar que los árboles dominantes del encinar no están formando bancos permanentes de semillas y que tendrían otras estrategias para el reclutamiento, como las relacionadas con la dinámica de claros (Álvarez-



Buylla y Martínez-Ramos, 1990). En general se ha reportado que el banco de semillas de bosques montanos no refleja a las especies del dosel o vegetación en pie (Hoopen y Kappelle, 2006; Williams-Linera et al., 2016). Aunque las semillas de algunas especies arbóreas pueden ser abundantes en el banco; tal es el caso de *Carpinus tropicalis* (Donn. Sm.) Lundell, dentro de un bosque maduro con cuatro especies de encinos dominantes (Williams-Linera et al., 2016). Sin embargo, en el mismo sitio no se reportó la presencia de semillas de encinos en el banco. Por otro lado, se debe considerar que especies arbóreas como los encinos pueden formar bancos de semillas transitorios, en los cuales las semillas se encuentran en la superficie del suelo o levemente enterradas, donde la germinación ocurre a corto plazo (Walck et al., 2005). Por ejemplo, *Quercus liaotungensis* Koidz. forma bancos transitorios, con alta pérdida de semillas por germinación, muerte fisiológica y depredación (Zhiping et al., 2005). Además, la mortalidad de plántulas es muy alta, por lo que previo a la lluvia de semillas es raro encontrarlas en el suelo. Solo estudios a largo plazo pueden analizar la dinámica de los bancos de semilla transitorios.

Otro factor importante que considerar en la dinámica de los bancos de semilla en bosques montanos es que algunas especies arbóreas tienen variaciones en la producción de semillas, con años de mayor producción o años semilleros (comportamiento referido en inglés como “mast seeding”). En particular, se ha reportado que los encinos tienen este comportamiento (Sánchez-Humanes et al., 2011). En este sentido, se carece de información sobre la periodicidad de los años semilleros de *Q. delgadoana* en el sitio de estudio, y por ello, es posible que la escasez de bellotas durante el muestreo realizado sea un reflejo de años previos de baja producción.

La mayor presencia de especies pioneras, particularmente hierbas, coincide con lo registrado para otros bosques montanos, donde la dominancia de estos grupos oscila entre 42 y 92% (González-Espinosa et al., 1991; Ramírez-Marcial et al., 1992; Williams-Linera, 1993; Álvarez-Aquino et al., 2005; Ortiz-Arrona et al., 2008; Williams-Linera et al., 2016). En parte este patrón es explicado por las estrategias reproductivas de las hierbas (especies pioneras), ya que se caracterizan por ser de pequeño tamaño, vida corta (particularmente de las partes vegetativas), rápido crecimiento y

con alto número de propágulos de fácil distribución, lo que aumenta su probabilidad de establecimiento (Dalling, 2002). Otro factor que debe tomarse en cuenta es la perturbación en sitios cercanos al bosque o incluso en su interior (Álvarez-Buylla y Martínez-Ramos, 1990; González-Espinosa et al., 1991; Williams-Linera et al., 2016). Además, se ha reportado que las semillas de especies pioneras pueden mantenerse viables durante periodos de uno a dos años en el banco de semillas (Ortiz-Arrona et al., 2008). La entrada de la semilla de hierbas es principalmente por dispersión anemócora, y su establecimiento en claros por las condiciones propicias de luz (Degen et al., 2005). Sin embargo, en este trabajo se reportan varias especies cuyas semillas son dispersadas por animales. En bosques montanos de encinos, la zoocoria es la forma de dispersión más común, principalmente efectuada por aves (Hoopen y Kappelle, 2006; Kappelle, 2006); aquí se reporta que 50% de las especies del banco en el sitio de estudio tienen este tipo de dispersión. Este resultado podría ser explicado parcialmente por la alta cantidad de perchas que se encuentran al interior del bosque, lo que favorece la dispersión de semillas por aves (Shiels y Walker, 2003).

En el banco de semillas se registraron pocos individuos de especies intermedias y tardías (sobre todo árboles del dosel). Las bellotas encontradas en el sitio de estudio tenían signos de depredación o pudrición. La alta depredación de las semillas de encinos es un factor a considerar para explicar su baja abundancia en el suelo (Zhiping et al., 2005; Pérez López et al., 2013). Como ya se mencionó antes, los años semilleros como estrategia reproductiva, pueden solventar la depredación ya que el exceso de alimento puede satisfacer a los herbívoros de tal manera que otras semillas no sean consumidas y con ello incrementar el éxito del reclutamiento (Pearse et al., 2021). También se debe tomar en cuenta que las condiciones de humedad del suelo favorecen la presencia de detritívoros y descomponedores que limitan la permanencia de las semillas en el sustrato (Dalling, 2002). Sumado a lo anterior, se debe contemplar la estrategia reproductiva de las especies de fases avanzadas de la sucesión, las cuales presentan una rápida germinación y establecimiento (Grime, 2001; Dalling, 2002). En el caso de *Q. delgadoana*, sus semillas se caracterizan por presentar latencia variable no mayor a siete meses (Martínez et al., 2013; Valencia-A. y Gual-Díaz, 2014).



En general, se obtuvo una menor densidad y riqueza de especies en el banco de semillas, en comparación con otros bosques montanos mexicanos, donde se han reportado hasta 80 especies. Para el sitio de estudio se reportan 20 familias, un número bajo en comparación con otros sitios en México, dentro de un intervalo entre 31 y 65 familias (González-Espinosa et al., 1991; Williams-Linera, 1993; Álvarez-Aquino et al., 2005; Ortiz-Arroña et al., 2008). Se ha sugerido que los bosques con baja cantidad de semillas suelen corresponder a sitios primarios con pocas perturbaciones, donde las semillas de comunidades sucesionalmente iniciales no tienen acceso y las semillas de las especies del dosel corresponden a ejemplares tardíos con semillas recalcitrantes, que se establecen rápidamente (Álvarez-Aquino et al., 2005). Gelviz-Gelvez et al. (2016) reportaron para un bosque andino en Colombia que la densidad de semillas de especies de etapas sucesionales tardías fue significativamente mayor al interior de bosques maduros.

En el sitio de estudio “Chicamole” el bosque es maduro, con dominancia de *Q. delgadoana* y está sufriendo perturbaciones continuas por extracción de leña. Esto podría tener un efecto negativo en la riqueza del banco de semillas. En este sentido se reportan semillas de especies indicadoras de perturbación, tales como *Baccharis conferta* Kunth y *Phytolacca rivinoides* Kunth & C.D. Bouché (Martínez et al., 2013). Sin embargo, la composición del banco de semillas con presencia de algunas especies de arbustos y árboles tiene el potencial de regenerar la vegetación del dosel del bosque después de una fuerte perturbación, si se permite el proceso de sucesión. Incluso la presencia de semillas de especies pioneras (hierbas) podría reemplazar a plantas adultas afectadas por acción humana y en caso de establecerse éstas podrían generar cambios microambientales favorables para el establecimiento de arbustos y árboles.

## Contribución de autores

NPP propuso el estudio. NPP y KCS participaron en la toma de muestras. KCS determinó las especies y realizó los análisis. Todos los autores participaron en la revisión e interpretación de los análisis y la redacción del manuscrito.

## Financiamiento

Este estudio fue apoyado por recursos propios de los autores.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a Claudia E. Moreno y Arturo Sánchez-González por su apoyo en la revisión del trabajo y los análisis de biodiversidad. Se agradece a Miguel Martínez Icó, Sonia Vázquez, Mario Ishiki, Alfonso Luna, Henry Castañeda y Gustavo Montiel por su ayuda en el trabajo de campo y laboratorio. KCS agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca de estudios de Maestría en Ciencias (660298). A Gustavo Montiel por la realización de la figura 1.

## Literatura citada

- Álvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera y A. C. Newton. 2005. Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica* 37(3): 337-342. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00044.x>
- Álvarez-Buylla, E. R. y M. Martínez-Ramos. 1990. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia* 84: 314-325. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00329755>
- Bedoya-Patiño, J. G., J. V. Estévez-Varón y G. J. Castaño-Villa. 2010. Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales. *Boletín Científico, Centro de Museos, Museo de Historia Natural* 14: 77-91.
- Calva-Soto, K., J. Bravo-Cadena, D. Ortega-Meza y M. T. Pulido-Silva. 2019. Perspectivas de conservación desde múltiples actores: el caso de la Zona Ecológica de Preservación Chicamole, México. *Bosque (Valdivia)* 40(2): 105-115. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002019000200105>
- Chao, A. y L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93(12): 2533-2547. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chao, A., C.-H. Chiu y L. Jost. 2014. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45: 297-324. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS. Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. V 9.1.0. Museum of Natural History, University of Colorado. Boulder, USA.





- CONABIO. 2010. El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. 197 pp.
- CONANP. 2010. Estudio previo justificativo para el establecimiento del área natural protegida reserva de la biosfera corredor biológico del bosque mesófilo de montaña en Hidalgo, Puebla y Veracruz, y anexos. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Pachuca, México. 215 pp.
- Dalling, J. W. 2002. Ecología de semillas. In: Guariguata, M. R. y G. H. Kattan (eds.). Ecología y conservación de bosques neotropicales. Editorial LUR. Cartago, Costa Rica. Pp. 345-375.
- Degen, T., F. Devillez y A.-L. Jacquemart. 2005. Gaps promote plant diversity in beech forests (*Luzulo-Fagetum*), North Vosges, France. *Annals of Forest Science* 62(5): 429-440. DOI: <https://doi.org/10.1051/forest:2005039>
- Gelviz-Gelvez, S. M., L. R. Sánchez-Montaño, L. Lopez-Toledo y F. Barragán. 2016. The andean forest soil seed bank in two successional stages in Northeastern Colombia. *Botanical Sciences* 94(4): 713-727. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.666>
- González-Espinosa, M., P. F. Quintana-Ascencio, N. Ramírez-Marcial y P. Gaytán-Guzmán. 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus-Quercus* forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Journal of Vegetation Science* 2(3): 351-360. DOI: <https://doi.org/10.2307/3235927>
- González-Espinosa, M., J. A. Meave, F. G. Lorea-Hernández, G. Ibarra-Manríquez y A. C. Newton. 2011. The Red List of Mexican cloud forest trees. *Fauna and Flora International, BGCI Plants for the Planet, Global Trees Campaign, The International Union for Conservation of Nature (IUCN) and Species Survival Commission (SSC)*. Cambridge, UK. 148 pp.
- Grime, J. P. 2001. *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. John Wiley & Sons Inc. Chichester, UK. 417 pp.
- Hoopen, M. T. y M. Kappelle. 2006. Soil seed bank changes along a forest interior-edge-pasture gradient in a Costa Rican montane oak forest. In: Kappelle, M. (ed.). *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests*. Springer. Berlin, Germany. Pp. 299-308. DOI: [https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7\\_23](https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7_23)
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kappelle, M. 2006. Neotropical montane oak forests: overview and outlook. In: Kappelle, M. (ed.). *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests*. Springer. Berlin, Germany. Pp. 449-467. DOI: [https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7\\_34](https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7_34)
- Leija-Loredo, E. G., N. P. Pavón, A. Sánchez-González, R. Rodríguez-Laguna y G. Ángeles-Pérez. 2018. Land use change and carbon stores in a tropical montane cloud forest in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Journal of Mountain Science* 15(10): 2136-2147. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4937-y>
- Luna-Vega, I., O. Alcántara-Ayala, C. A. Ruiz-Jiménez y R. Contreras-Medina. 2006. Composition and structure of humid montane oak forests at different sites in central and eastern Mexico. In: Kappelle, M. (ed.). *Ecology and conservation of neotropical montane oak forests*. Springer Science & Business Media Springer, Vol. 185. Berlin, Germany. Pp. 101-112. DOI: [https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7\\_8](https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7_8)
- Maldonado-Sánchez, E. A. y F. Maldonado-Morales. 2010. Estructura y diversidad arbórea de una selva alta perennifolia en Tacotalpa, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia* 26(3): 235-245.
- Martínez, Y., S. Castillo-Argüero, J. Álvarez-Sánchez, M. Collazo-Ortega y A. Zavala-Hurtado. 2013. Lluvia y banco de semillas como facilitadores de la regeneración natural en un bosque templado de la ciudad de México. *Interciencia* 38(6): 400-409.
- Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda, y N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(4): 1249-1261. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Olvera-Vargas, M., B. L. Figueroa-Rangel y J. M. Vázquez-López. 2010. Is there environmental differentiation in the *Quercus*-dominated forests of west-central Mexico? *Plant Ecology* 211(2): 321-335. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9792-z>
- Ortiz-Arrona, A., L. R. Sánchez-Velásquez y B. J. Castillo. 2008. Banco de semillas en el suelo de un bosque mesófilo de



- montaña en la Sierra de Manantlán, México. *Scientia-CUCBA* 10: 81-94.
- Pavón, N. P. y M. Meza-Sánchez. 2009. Cambio climático en el estado de Hidalgo: clasificación y tendencias climáticas. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, México. 168 pp.
- Pearse, I. S., A. P. Wion, A. D. Gonzalez y M. B. Pesendorfer. 2021. Understanding mast seeding for conservation and land management. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 376(1839): 20200383. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0383>
- Pérez López, P., F. López Barrera, F. García Oliva, P. Cuevas Reyes y A. González Rodríguez. 2013. Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes. *Biológicas* 15: 18-24.
- Ramírez-Marcial, N., M. González-Espinosa y P. F. Quintana-Ascencio. 1992. Banco y lluvia de semillas en comunidades sucesionales de bosques de pino-encino de Los Altos de Chiapas, México. *Acta Botanica Mexicana* 20: 59-75. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm20.1992.658>
- Rozza, A. F., F. F. Turini y R. R. Rodríguez. 2007. Ecological management of degraded forest fragments. In: Rodrigues, R. R., S. V. Martins y S. Gandolfi (eds.). *High diversity forest restoration in degraded areas*. Nova Science Publishing. Nueva York, USA. Pp. 171-196.
- Sánchez-Humanes, B., V. L. Sork y J. M. Espelta. 2011. Trade-offs between vegetative growth and acorn production in *Quercus lobata* during a mast year: the relevance of crop size and hierarchical level within the canopy. *Oecologia* 166(1): 101-110. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1819-6>
- Sánchez-Ramos, G. y R. Dirzo. 2014. El bosque mesófilo de montaña: un ecosistema prioritario amenazado. In: Gual-Díaz, M. y A. Rendón-Correa (eds.). *Bosques Mesófilos de Montaña de México: Diversidad, Ecología y Manejo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. Pp. 109-139.
- Shiels, A. B. y L. R. Walker. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology* 11(4): 457-465. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0269.x>
- Valencia-A., S. y M. Gual-Díaz. 2014. La familia Fagaceae en el bosque mesófilo de montaña de México. *Botanical Sciences* 92(2): 193-204. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.45>
- Walck, J. L., J. M. Baskin, C. C. Baskin y S. N. Hidayati. 2005. Defining transient and persistent seed banks in species with pronounced seasonal dormancy and germination patterns. *Seed Science Research*, 15(3), 189-196. DOI: <https://doi.org/10.1079/SSR2005209>
- Williams-Linera, G. 1993. Soil seed banks in four lower montane forests of Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 9(3): 321-337. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467400007379>
- Williams-Linera, G., M. Bonilla-Moheno y F. López-Barrera. 2016. Tropical cloud forest recovery: the role of seed banks in pastures dominated by an exotic grass. *New forests* 47(3): 481-496. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-016-9526-8>
- Zhiping, C., W. Hui y Y. Hongbo. 2005. Studies on soil seed bank and seed fate of *Quercus liaotungensis* forest in the Ziwu Mountains. *Gansu Nongye Daxue Xuebao* 40(1): 7-12.

