

DENSIDAD DE SEMILLAS Y PLÁNTULAS DE *ZANTHOXYLUM FAGARA* EN MÉXICO Y *ZANTHOXYLUM COCO* EN ARGENTINA: INFLUENCIA DE PLANTAS BAJO LAS CUALES OCURREN Y BORDE DE LA VEGETACIÓN

SEED AND SEEDLING DENSITY OF *ZANTHOXYLUM FAGARA* IN MÉXICO AND *ZANTHOXYLUM COCO* IN ARGENTINA: INFLUENCE OF DISTANCE TO VEGETATION BORDER AND PLANTS UNDER WHICH THEY OCCUR

RENATA VALDES-ALAMEDA^{1*}, ENRIQUE JURADO¹, JOEL FLORES², MARISELA PANDO-MORENO¹, EDUARDO ESTRADA¹,
 DIEGO E. GURVICH³

¹Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N.L., México.

²IPICYT-División de Ciencias Ambientales, San Luis Potosí, S.L.P., México.

³Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, CONICET, FCEF y N, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina

*Autor para correspondencia: renatavalamedas@gmail.com

Resumen

Antecedentes: La distribución de plantas depende de dispersores que transportan semillas a hábitats adecuados y de plantas que faciliten o inhiban germinación y establecimiento. Es importante conocer cómo estos factores influyen en la distribución de la vegetación y contemplar esta información en planes de manejo.

Hipótesis: Las semillas y plántulas de las especies estudiadas diferirán en abundancia bajo diferentes especies de árboles y posición respecto al borde de la vegetación. Se espera una mayor densidad de semillas y plántulas bajo especies de árboles dispersos por animales y en los bordes de los fragmentos.

Método: Se realizó conteo directo de semillas y plántulas de *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. en México y *Zanthoxylum coco* Gillies ex Hook.f. & Arn. en Argentina, en fragmentos de vegetación remanente bajo copas de árboles, en borde e interior de vegetación.

Resultados: Para ambas especies, la densidad de semillas fue similar en borde y en interior. La densidad de plántulas de *Z. fagara* fue mayor en el borde que 40 m al interior, así como bajo las copas de árboles dispersados por fauna. Para *Z. coco* no se encontraron diferencias.

Conclusiones: Para ambas especies los dispersores de semillas no parecen importantes, se presenta similar densidad de semillas en borde e interior. Quizá tengan efecto en regeneración de *Z. fagara*, con mayor densidad de plántulas en borde que al interior. Es probable que mayor disponibilidad de luz en borde promueva regeneración de esta especie. Para *Z. coco* no parece existir un efecto de los dispersores en la regeneración.

Palabras clave: Chaco Serrano, Coco, Colima, Fragmentación del hábitat, Matorral Espinoso Tamaulipeco.

Abstract

Background: Plant distribution depends, partially on dispersers that transport seeds to suitable habitats and the presence of other plants that facilitate or inhibit germination and establishment. It is important to determine how these factors influence plant distribution in vegetation and include such information in management plans.

Hypotheses: Seeds and seedlings of the studied species will differ under tree species and position with respect to the vegetation edge. Higher seed and seedling density is expected under species of animal dispersed trees and in the edges of fragments.

Methods: We carried out a direct count of seeds and seedlings of *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. in North America and *Zanthoxylum coco* Gillies ex Hook.f. & Arn. in South America under the canopy of shrubs inside and at the edge of remnant vegetation.

Results: For both species, seed density was similar at the edge and inside vegetation fragments. *Z. fagara* seedling density was higher at the edge than 40 m inside the scrub, also higher under trees dispersed by animals. For *Z. coco* no seedling density differences were found at edge or inside vegetation fragments.

Conclusions: For both species, seed dispersers do not appear to be important, as seeds had similar seed density in edge and inside vegetation. However, they might have an effect on *Z. fagara* regeneration, as there was higher seedlings density at the edge than inside. Higher light at edge might promote regeneration of this species. For *Z. coco* there does not appear to be an effect of dispersers on regeneration.

Key words: Chaco Serrano, Coco, Colima, Habitat fragmentation, Tamaulipan Thornscrub.

La fragmentación del paisaje es un proceso presente prácticamente en todo el mundo y es uno de los principales factores ambientales que amenazan la conservación de la biodiversidad (Herrera & García 2010). Este proceso puede afectar diferentes aspectos de la ecología de un sistema, desde procesos ecosistémicos como la descomposición de la materia orgánica (Moreno *et al.* 2014) hasta aspectos como la dispersión de semillas (Condit *et al.* 2002, Bacles *et al.* 2006, Seifert & Fischer 2010) e inclusive la calidad de progenie de las plantas (Aguilar *et al.* 2019). Una de las principales consecuencias de las alteraciones que produce la fragmentación es una acelerada pérdida de especies de los ambientes fragmentados (Pardini *et al.* 2017).

La dispersión de semillas es el punto de partida de los procesos de reclutamiento de plántulas y renovación de poblaciones (Harper 1977, Herrera *et al.* 1994). Una vez que ocurre la dispersión, las fases de germinación de semillas y establecimiento de plántulas son de las más vulnerables en los ciclos de vida de las plantas, ya que dependen de condiciones ambientales específicas (Watson *et al.* 1997, Marañón *et al.* 2004). En ambientes áridos se considera que el establecimiento de plántulas ocurre con mayor frecuencia en microambientes que se forman debajo de plantas nodriza (Flores & Jurado 2003), por lo que éstas juegan un papel importante en el proceso de regeneración (Castillo-Landero & Valiente-Banuet 2010, Pérez-Sánchez *et al.* 2015). La importancia de plantas nodriza puede ser mayor en la recuperación de la diversidad de los paisajes fragmentados (Linares 2013).

La dispersión de semillas a sitios debajo de plantas nodriza ocurre principalmente por zoocoria, con frecuencia por aves que consumen los frutos y desechan semillas viables (Godínez-Alvarez & Valiente-Banuet 1998). Los límites entre la vegetación natural y los espacios abiertos a agricultura, ganadería o desarrollo creados en el proceso de fragmentación influyen en la dinámica de los fragmentos. Por ejemplo, las plantas de los bordes tienen más acceso a luz que en el interior de los fragmentos (Asbjornsen *et al.* 2004) y podrían tener menor competencia por agua y nutrientes. En algunos ecosistemas de bosques subtropicales secos tanto de Sudamérica como de Norteamérica, las aves frugívoras pasan más tiempo en los bordes de los fragmentos de vegetación (López de Casenave *et al.* 1998, Padilla-Rangel 2013). Mientras que en el interior de los fragmentos de vegetación se ha detectado una mayor remoción de frutos y semillas (Jurado *et al.* 2006) y menor número de especies germinando quizá como resultado de una menor exposición a la luz y mayor competencia por agua (Jurado *et al.* 2001b, García & Jurado 2003, García 2011).

Los bosques secos son uno de los biomas más afectados por los cambios del uso del suelo, particularmente la deforestación con fines agrícolas y ganaderos (Zak &

Cabido 2002, Zak *et al.* 2004, Jiménez-Pérez *et al.* 2009, Mora-Donjuán *et al.* 2013). Los fragmentos de bosque son de gran importancia para la conservación de las áreas remanentes (Haddad *et al.* 2015) y la conectividad funcional dentro y entre fragmentos mediada por el movimiento de aves frugívoras puede promover la dispersión de semillas de especies dispersadas por aves (Díaz-Vélez *et al.* 2015). Los bosques secos de Argentina y México son deforestados a tasas muy altas (Zak & Cabido 2002, Zak *et al.* 2004, Jiménez-Pérez *et al.* 2009, Mora-Donjuán *et al.* 2013), por lo que comprender el efecto de estos procesos es fundamental para planes de conservación y manejo (Huxel & Hastings 1999). En el presente trabajo estudiamos si el borde de la vegetación y el síndrome de dispersión de las especies de árboles tienen influencia en la dinámica de regeneración de dos especies del género *Zanthoxylum*, *Z. fagara* y *Z. coco*, en bosques secos de México (Matorral Espinoso Tamaulipeco) y de Argentina (Chaco Serrano). Se estudiaron dos especies filogenéticamente relacionadas en diferentes ambientes debido a su historia evolutiva común (Harvey & Pagel 1991), con el fin de comprender las diferencias en rasgos ecológicos asociados a la adaptación a diferentes hábitats.

El matorral espinoso tamaulipeco es una densa vegetación espinosa con arbustos y árboles de 4 m de altura, compuestos principalmente de plantas leñosas perennes de hojas pequeñas, así como de hierbas y gramíneas (Reid *et al.* 1990a, b). Este tipo de matorral presenta un clima semiárido subtropical con veranos cálidos y húmedos y heladas severas en algunos inviernos; la temperatura promedio es de 22.4 °C; la precipitación promedio anual es de 800 mm; el periodo de lluvias ocurre entre abril - junio y agosto - octubre (García 1988). El matorral espinoso tamaulipeco es bastante homogéneo en apariencia; sin embargo, se han encontrado más de 22 especies de arbustos en parcelas de 0-1-ha. Las especies dominantes son *Acacia berlandieri* Benth., *A. farnesiana* (L.) Willd., *A. greggi* A. Gray *A. greggi* Benth., *A. rigidula* Benth., *Celtis pallida* Torr., *Condalia hookeri* M.C. Johnst., *Cordia boissieri* A. DC., *Diospyros texana* Eastw., *Eysenhardtia texana* Sarg., *Forestiera angustifolia* Torr., *Helietta parvifolia* (A.Gray) Beneth., *Leucophyllum texanum* Benth., *Mimosa biuncifera* Benth., *Pithecellobium pallens* Standl., *Pithecellobium ebano* (Berland.) C.H. Mull. y *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. (Návar *et al.* 2001).

Al igual que el matorral espinoso tamaulipeco, el bosque chaqueño serrano se caracteriza por ser estacionalmente seco (Luti *et al.* 1979, Zak & Cabido 2002). El periodo de máximas precipitaciones se extiende en la época cálida, de octubre a marzo con un promedio anual de 725 mm y la temperatura media anual es de 16 °C (Giorgis *et al.* 2011). La vegetación característica está dominada por árboles de 8-15 m de altura, de hojas pequeñas, con especies como

Aspidosperma quebracho-blanco Schltldl., *Lithrea molleoides* (Vell.) Engl., *Prosopis* spp., *Schinopsis lorentzii* y *Zanthoxylum coco* Gillies ex Hook. & Arn.; por arbustos (1.5-3 m) como *Celtis pallida* Torr. y *Acacia* spp.; hierbas (< 1 m) y por muchas enredaderas y bromelias epífitas. La vegetación nativa está actualmente restringida a parches aislados dentro de una matriz intensamente administrada (Cagnolo *et al.* 2006, Cabido *et al.* 2010).

En el matorral espinoso tamaulipeco, donde estudiamos *Z. fagara* se ha determinado que la riqueza y abundancia de vertebrados, específicamente aves (potenciales dispersores) son mayores en el borde de la vegetación que en el interior (quizá por el efecto de borde) (Padilla-Rangel 2013).

Z. coco es consumida y dispersada por aves nativas del bosque chaqueño (Ponce *et al.* 2012, Díaz-Vélez *et al.* 2015), las cuales son más abundantes en el borde de la vegetación (López de Casenave *et al.* 1998) y favorecen su germinación al pasar las semillas por sus tractos digestivos (Díaz-Vélez *et al.* 2017). De acuerdo con lo anterior se espera encontrar más semillas y plántulas de las especies estudiadas en el borde que al interior de la vegetación. Puesto que las aves frugívoras pasan más tiempo en árboles cuyas semillas poseen síndrome de dispersión por aves (Takanose & Kamitani 2003), se espera también que la densidad de semillas y plántulas de las especies de estudio sean mayores bajo estos árboles que bajo árboles con semillas con diferente síndrome de dispersión.

Materiales y métodos

Biología de las especies estudiadas y tipos de vegetación. Colima, uña de gato, limoncillo son nombres comunes que se le han dado a *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. Es en general un arbusto o árbol pequeño, de hasta 9 metros de altura, aromático, muy espinoso y siempreverde, tiene hojas alternas, impar-pinnadamente (Everitt *et al.* 2002). La floración ocurre en invierno - primavera, con flores pequeñas, verde amarillentas y la fructificación ocurre de octubre a diciembre, puede extenderse hasta febrero, siendo el fruto un folículo marrón de una sola semilla (Everitt *et al.* 2002, Alvarado-Vázquez 2003). En Brasil se documenta, que esta especie es dispersada por aves (Pillatt *et al.* 2010), mientras que, en Ecuador, en las Islas Galápagos, se reporta como una especie dispersada por algunos roedores y reptiles como lagartijas (Clark 1981, Heleno *et al.* 2013, Nogales *et al.* 2017). *Z. fagara* se puede encontrar en diversos tipos de vegetación como en bosques tropicales, bosque espinoso, matorral xerófilo, bosque de *Quercus*, bosque de coníferas y bosque mesófilo de montaña ya que es la especie de distribución más amplia del género *Zanthoxylum* (Puga-Jiménez *et al.* 2013). En Norteamérica se distribuye en Texas y Florida, EUA y en diversos estados de México mientras que en el centro y sur de América se registra desde

Guatemala hasta Argentina (Zuloaga *et al.* 2008, Puga-Jiménez *et al.* 2013). Los usos de *Z. fagara* van desde ser una fuente importante de alimento para venados cola blanca, en especial por su alto valor nutricional, hasta un frecuente sitio de anidación para aves passeriformes (Everitt *et al.* 2002, Alvarado *et al.* 2012). Esta especie fue estudiada en el matorral espinoso tamaulipeco compuesto por alrededor de 60 especies leñosas que se utilizan como fuente de recursos maderables y para la producción de forraje para la ganadería (Von Maydel 1996, Domínguez-Gómez *et al.* 2013). Las plantas leñosas se caracterizan por tener un amplio intervalo de patrones y dinámicas de crecimiento (Reid *et al.* 1990a, Domínguez-Gómez *et al.* 2013). La mayoría de las especies germinan en otoño y algunas en primavera, coincidiendo con los meses de mayor precipitación pluvial (Flores & Jurado 1998, Jurado *et al.* 2000, García & Jurado 2003).

Zanthoxylum coco Gillies ex Hook.f. & Arn. es conocido con el nombre común de coco o cocucho. Es un árbol de 4-10 metros de altura. Desarrolla una copa globosa, es caducifolio con tallos grises que contienen pequeñas espinas cónicas de color grisáceo, mientras que, las ramas jóvenes tienen rectas espinas de color marrón claro (Oggero *et al.* 2016). Las hojas son pinnaticompuestas, alternas, color verde oscuro. Las flores son imperfectas, blanco verdosas, de aproximadamente 5 mm de diámetro y aparecen de agosto a mayo y los frutos son folículos dehiscentes, pequeños, de unos 5-7 mm de diámetro, de superficie rugosa, morados a la madurez, agrupados en racimos pendulares y al abrirse dejan ver una semilla negra, lustrosa y de textura aceitosa al tacto, esta especie fructifica de octubre a marzo (Demaio *et al.* 2015). Los frutos son consumidos y dispersados por algunas especies de aves como *Elaenia parvirostris*, *Pitangus sulphuratus*, *Saltator aurantiostris* (Ponce *et al.* 2012, Díaz-Vélez 2013). Se distribuye hasta los 1,300 m snm en Argentina (Provincias de Catamarca, Córdoba, Jujuy, La Rioja, Salta, San Luis, Tucumán), Bolivia y Paraguay (Instituto De Botánica Darwinion). Bajo *Z. coco* se colecta el hongo *Phlebopus bruchii* (Speg.) para su venta, es nativo y muypreciado, pero no se conoce si forman una asociación de ectomicorriza (Deschamps & Moreno 1999, Nouhra *et al.* 2008). Esta especie fue estudiada en el bosque chaqueño serrano, que pertenece a una parte del gran chaco, ubicada al centro-norte de Argentina (Luti *et al.* 1979). Esta región provee de importantes servicios ambientales, siendo la captación de agua la de mayor relevancia ya que se encuentran las cuencas de los ríos que abastecen alrededor del 80 % de la población de la Provincia de Córdoba, Argentina (Giorgis *et al.* 2011). Ambos tipos de vegetación incluyen árboles y arbustos que se ramifican cerca de la base, sin embargo, algunas especies pueden tener individuos arbóreos y arbustivos (Domínguez-Gómez *et al.* 2013,

[Giorgis et al. 2011](#)). A lo largo del manuscrito nos referiremos a árboles para todas las especies leñosas.

Las parcelas de muestreo de *Z. fagara* fueron distribuidas en fragmentos de matorral espinoso tamaulipeco localizado en el Municipio de Linares, Nuevo León en la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México, con las coordenadas: 24° 47' 43. 00" N 99° 32' 29.51" O y una elevación de 379 m snm.

Las zonas de muestreo de *Z. coco* se localizaron en las Sierras Chicas en Córdoba, en el centro de Argentina, donde se ubica el Distrito Chaqueño Serrano, entre las coordenadas 31° 3' 39" S 64° 12' 27" O y 30° 52' 57" S 64° 13' 1" O y una altitud media de 740 m snm.

Diseño experimental. Se utilizaron ocho parcelas por fragmento. Debido a la baja disponibilidad de sitios para realizar el muestreo *Z. fagara*, las ocho parcelas se distribuyeron en 2 fragmentos, mientras que para *Z. coco* se utilizó una parcela por fragmento (ocho fragmentos). Cada parcela fue rectangular, un lado paralelo sobre el borde de la vegetación midió 30 metros y el otro, 40 metros hacia el interior de la vegetación ([Figura 1](#)). En cada parcela se contó y registró el número de plántulas de las especies bajo estudio. Dentro de las parcelas se establecieron subparcelas de 5 × 30 m paralelas al borde con el fin de determinar el efecto de la distancia al borde. Estas subparcelas se ubicaron de los 0 a 5 m del borde (borde) y de los 35 a 40 m hacia el interior del fragmento (interior) ([Figura 1](#)).

En las parcelas de 30 × 40 metros, se contó y registró el número de plántulas de las especies bajo estudio. En estas parcelas se identificó la especie bajo la que se encontró cada plántula de *Zanthoxylum* spp. y se midieron dos diámetros (m) perpendiculares de su copa. El tipo de dispersión de cada especie bajo cuyas copas se encontraron plántulas de *Zanthoxylum* spp. se determinó mediante la literatura ([Jurado et al. 2001a](#), [Voigt et al. 2011](#), [Ponce et al. 2012](#), [Dellafore 2016](#)). Mediante el promedio de los diámetros de copa se determinó el área de copa de cada árbol para posteriormente calcular la densidad promedio de plántulas bajo cada especie. Para determinar diferencias entre especies con distintos tipos de dispersión se agruparon en las siguientes categorías: 1) Plantas con frutos dispersados por fauna y 2) Plantas con otros tipos de dispersión (agrupando plantas anemócoras, explosivas y sin dispersión aparente).

En las subparcelas de 5 × 30 metros se contaron las plántulas de cada especie para determinar la densidad de plántulas en el borde e interior del fragmento ([Figura 1](#)). Además, con el objetivo de determinar la densidad de semillas, se establecieron 40 puntos para colecta de muestras de suelo para cada especie estudiada. Estas áreas fueron seleccionadas de manera sistemática, manteniendo una distancia mínima de 10 metros entre cada una y asegurándose de distribuir 20 puntos para colecta en borde y la misma cantidad para el interior del fragmento.

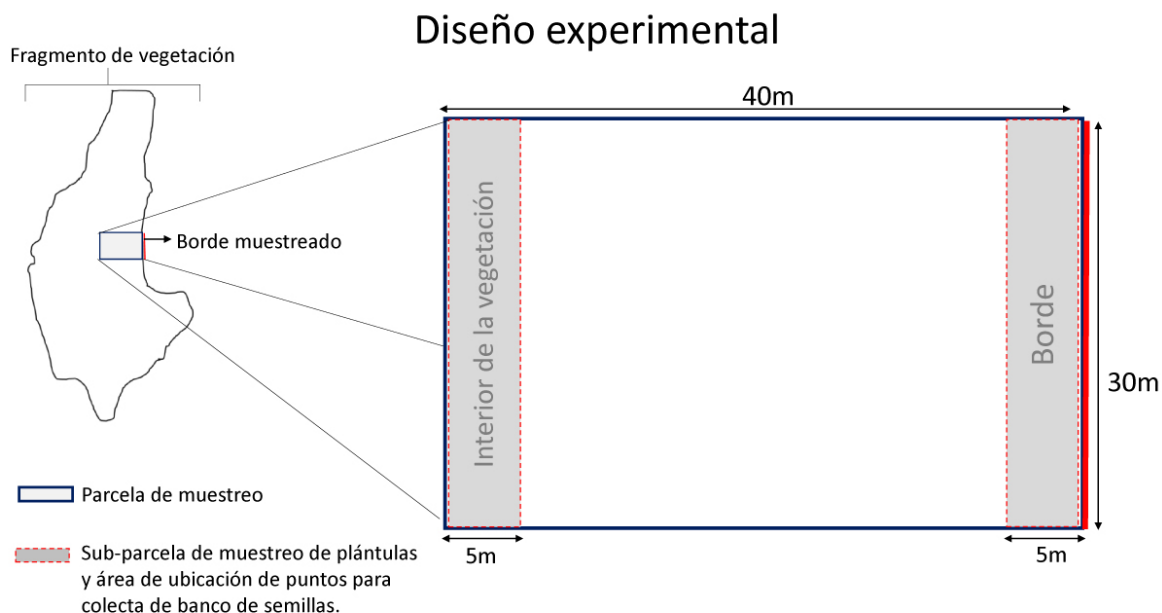


Figura 1. Esquema de parcela de muestreo dentro de un fragmento de vegetación remanente. Las sub-parcelas de borde e interior fragmento fueron utilizadas para el muestreo de semillas.

Las muestras fueron colectadas en áreas de 20×20 cm y 2cm de profundidad, con ayuda de una pequeña espátula y se depositaron en bolsas de plástico, etiquetadas según si se colectaron en el borde o al interior del fragmento de vegetación. Las muestras de suelo en donde crece *Z. fagara* se recolectaron en junio y julio de 2018 y de *Z. coco* en diciembre de 2018 y enero de 2019 (época estival de cada región). Para el conteo de semillas se utilizó el método de tamizado, pasando las muestras de suelo por un tamiz de 6.3 mm para remover las semillas grandes. Posteriormente, se usaron tamices de 2 y 1 mm y se extrajeron e identificaron todas las semillas de la muestra (ver [apéndice 1](#) y [2](#)). Como el número de semillas viables estará en función de todas las semillas (sean viables o no) que se encuentren en el suelo ([Pando-Moreno et al. 2010](#)), en este trabajo se consideró como “banco de semillas” al total de éstas sin considerar la viabilidad. La identificación se llevó a cabo mediante el uso de un banco de semillas de referencia. Para *Z. fagara* se utilizó el banco de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, mientras que para *Z. coco* el del Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Universidad Nacional de Córdoba. Además, se colectaron frutos y semillas directamente de las plantas en las áreas de estudio como referencia.

Análisis estadísticos. Se realizaron pruebas de Shapiro-Wilk para determinar la distribución del error de los datos de densidad de semillas (g.l. = 40, $P < 0.001$) y plántulas de *Z. fagara* (g.l. = 16, $P = 0.04$) en diferentes ambientes (borde e interior de la vegetación), además de aplicar la misma prueba para la distribución de datos de densidad de plántulas bajo la copa de árboles con diferente tipo de dispersión (g.l. 108, $P < 0.001$). Posteriormente, para determinar diferencia en las medias de cada variable se utilizaron pruebas de U de Mann Whitney.

Para *Z. coco* también se realizaron pruebas de Shapiro-Wilk con el fin de determinar la distribución del error de los datos sobre densidad de semillas (g.l. = 40, $P = 0.001$) y plántulas (g.l. = 16, $P < 0.001$) en diferentes ambientes y de la densidad de plántulas bajo árboles con diferente tipo de dispersión (g.l. = 12, $P < 0.001$). Después se buscó diferencia en la media de cada variable con pruebas de U de Mann Whitney. Todos los análisis se realizaron con SPSS 22.

Resultados

Densidad de semillas. Tanto en matorral como en el bosque chaqueño la densidad de semillas fue semejante en el borde de la vegetación y a 40 m hacia el interior. Se encontraron un total de 698 semillas de *Z. fagara*, 233 de éstas en el borde de la vegetación y 465 a 40 m hacia el interior del matorral ($U = 130.0$; $Z = -0.76$, $P = 0.44$; [Tabla 1](#)). Se encontraron 173 semillas de *Z. coco*, de las cuales 116 estaban en el borde y 57 hacia el interior de la vegetación ($U = 36.50$; $Z = -1.57$, $P = 0.11$; [Tabla 1](#)).

Densidad de plántulas. La densidad de plántulas de *Z. fagara* fue mayor en el borde que 40 m al interior del matorral ($U = 7.00$; $Z = -2.63$, $P = 0.009$; [Tabla 2](#)), mientras que, para *Z. coco*, la densidad de plántulas fue similar ($U = 22$; $Z = -1.20$, $P = 0.22$; [Tabla 2](#)). Se encontraron en total 625 plántulas de *Z. fagara* bajo 108 individuos de 27 especies ([Tabla 3](#)). De éstas, 15 especies son dispersadas por fauna y 13 tienen otras vías de dispersión ([Tabla 3](#)). La densidad de plántulas por metro cuadrado fue mayor bajo las copas de los árboles dispersados por aves (1.101 ± 2.225) que bajo las copas de otras especies (0.411 ± 0.709 ; $U = 1046.00$; $Z = -2.07$, $P = 0.03$), sin considerar la abundancia de éstas.

Se encontraron 42 plántulas de *Z. coco* bajo 12 especies de árboles, de las cuales ocho especies son dispersadas por aves y cuatro tienen otros tipos de dispersión ([Tabla 4](#)). El número de plántulas por metro cuadrado fue semejante ($U = 39$; $Z = -0.94$, $P = 0.340$) bajo árboles dispersados por aves (0.139 ± 0.088) y árboles con otros tipos de dispersión (0.168 ± 0.122).

Discusión

La densidad de semillas fue semejante entre el borde y el interior de la vegetación, en ambas especies estudiadas. Este resultado contrasta con los encontrados en el matorral esclerófilo en España ([Herrera et al. 1994](#)), en los bordes de bosque y matorral en Suiza ([Kollmann & Schneider 1999](#)) y otros trabajos en el bosque chaqueño en Argentina ([Verga et al. 2018](#)), donde se han encontrado mayores densidades de semillas en el borde que al interior de fragmentos de diversas especies. Estas diferencias en la densidad de

Tabla 1. Promedio (\pm desviación estándar) de la densidad de semillas de dos especies de *Zanthoxylum* en los bordes y al interior de fragmentos de vegetación. Cada promedio equivale a 20 muestras.

Especies de estudio	Vegetación	Borde de la vegetación (semillas/m ²)	Interior de la vegetación, (semillas/m ²)
<i>Zanthoxylum fagara</i>	Matorral espinoso tamaulipeco	342.64 \pm 510.57 a	645.83 \pm 1212.62 a
<i>Zanthoxylum coco</i>	Bosque chaqueño	145.00 \pm 225.30 a	83.82 \pm 99.58 a

Letras diferentes indican diferencias entre medias por fila ($P < 0.05$).

Semillas y plántulas de *Zanthoxylum*, México y Argentina

Tabla 2. Promedio (\pm desviación estándar) de la densidad de plántulas de *Zanthoxylum* en los bordes y al interior de fragmentos de vegetación. Cada promedio equivale a ocho muestras.

Especies de estudio	Vegetación	Borde de la vegetación (plántulas/m ²)	Interior de la vegetación (plántulas/m ²)
<i>Zanthoxylum fagara</i>	Matorral espinoso tamaulipeco	0.11 \pm 0.058 a	0.0325 \pm 0.026 b
<i>Zanthoxylum coco</i>	Bosque chaqueño	0.001 \pm 0.003 a	0.005 \pm 0.005 a

Letras diferentes indican diferencias entre medias por hilera ($P < 0.05$).

Tabla 3. Plantas bajo cuyas copas se encontraron plántulas de *Z. fagara* en el matorral espinoso tamaulipeco y sus síndromes de dispersión según [Jurado et al. \(2001a\)](#).

Especie	Número de plántulas de <i>Z. fagara</i> bajo la copa	Síndrome de dispersión
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	1	Sin síndrome de dispersión aparente
<i>Amyris madrensis</i> Wats.	10	Zoocoria
<i>Castela erecta</i> Turp ssp. <i>texana</i> (T. & G.) Cronq.	1	Zoocoria
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	1	Zoocoria
<i>Celtis pallida</i> Torr	26	Zoocoria
<i>Cercidium macrum</i> I.M. Johnst.	12	Sin síndrome de dispersión aparente
<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	54	Zoocoria
<i>Cordia boissieri</i> A. DC	44	Zoocoria
<i>Diospyros palmeri</i> Scheele	73	Zoocoria
<i>Diospyros texana</i> Scheele	24	Zoocoria
<i>Eysenhardtia polystachya</i> Scheele	10	Sin síndrome de dispersión aparente
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	28	Zoocoria
<i>Gochnatia hypoleuca</i> DC.	1	Anemocoria
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Brit. & Rose	47	Sin síndrome de dispersión aparente
<i>Helietta parvifolia</i> (Gray) Benth.	7	Anemocoria
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (R. & S.) Zucc.	6	Zoocoria
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	32	Anemocoria
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berl.) I.M. Johnst.	1	Sin síndrome de dispersión aparente
<i>Prosopis laevigata</i> (Willd.) M.C. Johnst.	29	Zoocoria
<i>Randia rhagocarpa</i> H.B.K.	5	Zoocoria
<i>Sargentia greggi</i> S. Wats.	25	Zoocoria
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) Penn.	3	Zoocoria
<i>Vachellia wrightii</i> Benth.	2	Sin síndrome de dispersión aparente
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Willd	22	Sin síndrome de dispersión aparente
<i>Vachellia rigidula</i> Benth.	103	Sin síndrome de dispersión aparente
<i>Vachellia schaffneri</i> (Wats.) Herm.	9	Sin síndrome de dispersión aparente
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	49	Zoocoria
Total	625	

Tabla 4. Plantas bajo cuyas copas se encontraron plántulas de *Z. coco* en el bosque chaqueño serrano y sus síndromes de dispersión según Voigt *et al.* (2011), Dellafiore (2016) y Alzugaray *et al.* (2006).

Especie	Número de plántulas de <i>Z. coco</i> bajo la copa	Síndrome de dispersión
<i>Acacia aroma</i> Hook. & Arn.	4	Zoocoria
<i>Acacia praecox</i> Griseb	16	Autocoria
<i>Aspidosperma quebracho blanco</i> Schltr	2	Anemocoria
<i>Celtis ehrenbergiana</i> Gillies ex Planch.	4	Zoocoria
<i>Condalia buxifolia</i> Reissek 1861	4	Zoocoria
<i>Croton</i> sp.	1	Autocoria
<i>Geofrea decorticans</i> (Gill. ex Hook. & Arn.) Burkart 1949.	2	Zoocoria
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	1	Zoocoria
<i>Lycium cestroides</i>	2	Zoocoria
<i>Melia azedarach</i> L.	2	Zoocoria
<i>Prosopis alba</i> Griseb	2	Zoocoria
<i>Zanthoxylum coco</i> Gillies ex Hook.f. & Arn.	2	Zoocoria
Total	42	

semillas son atribuidas al comportamiento de los dispersores. Los resultados encontrados en el presente estudio podrían deberse a que la distancia entre el borde y el interior de la vegetación no es tan larga (40 m) para las aves, debido a que la lluvia de semillas mediada por frugívoros está influida por las distancias de deposición de semillas después de la ingestión de frutos (Rodríguez-Pérez *et al.* 2012). Es probable que no solamente las aves dispersoras influyen en la distribución de semillas, sino también los consumidores de semillas que las depredan, disminuyendo así el número de semillas en el suelo. Por ejemplo, podría ser que hubiera mayor dispersión al interior de la vegetación que al borde, pero que al interior hubiera mayor granivoría por otras especies.

El efecto borde afectó de manera diferencial la densidad de plántulas para *Z. fagara*. La densidad de plántulas de esta especie fue mayor en el borde, es decir, la distribución de semillas y plántulas no son consistentes entre sí. Estos resultados podrían indicar un efecto microambiental, por una mayor radiación solar sobre el borde que favorece la germinación y/o el establecimiento de las plántulas (Jordano & Herrera 1995, Cheib & García 2012). Así, la humedad de la temporada de lluvias podría favorecer la supervivencia de algunas plántulas en el borde. Por ejemplo, *Z. fagara* es una especie considerada de sucesión intermedia (Williams-Linera *et al.* 2011) y quizá la luz que recibe en los bordes es más adecuada para su establecimiento que la luz del interior de los fragmentos. En cuanto a *Z. coco* no se encontraron diferencias entre bordes e interior de los fragmentos, lo cual podría indicar que es una especie con amplia capacidad de establecimiento a diferentes condiciones de luz y humedad.

Para *Z. fagara* se encontró lo predicho, que habría mayor densidad de plántulas bajo especies de dispersión zoocora, lo que sugiere influencia de dispersores, aún en esta fase exploratoria. Franco-Pizaña *et al.* (1995) encontraron alta densidad de establecimiento de *Z. fagara* bajo la copa de *Prosopis glandulosa*, una especie de dispersión zoocora. Estos patrones podrían estar relacionados a los patrones de movimiento de las especies de aves en el matorral espinoso tamaulipeco y en el bosque chaqueño, aunque sería necesario realizar estudios específicos sobre este tema. Por ejemplo, estudiar los patrones de movimiento de las principales especies de aves dispersoras en ambos países, como la relación entre las aves y la dispersión de semillas de ambas especies de *Zanthoxylum*, así como estudios específicos sobre dispersores y depredadores de semillas.

El presente trabajo aporta nueva información sobre el efecto de la fragmentación, particularmente el efecto borde, sobre patrones de regeneración en especies. Si bien algunos patrones fueron similares entre ambas especies, como la densidad de semillas, se encontraron marcadas diferencias como la mayor densidad de plántulas de *Z. fagara* en borde que en el interior de la vegetación, así como debajo de especies de árboles con dispersión zoocora que en árboles con otro síndrome de dispersión. Esto indica que incluso en especies filogenéticamente muy relacionadas, las respuestas a la fragmentación difieren. Hacen falta más estudios para entender la dinámica de regeneración de vegetación en paisajes fragmentados para contribuir a su conservación y restauración.

Agradecimientos

Proyectos CONACYT (CB2015 0255453), FONCyT (PICT 2016 0077), PAICYT-UANL y Beca CONACYT (473516). A. López, J. Escobedo, K. Bauk y M. Lorenzati apoyaron con trabajo en campo. D.E. Gurvich es investigador de CONICET (Argentina).

Literatura citada

- Aguilar R, Cristóbal-Pérez EJ, Balvino-Olvera FJ, de Jesús Aguilar-Aguilar M, Aguirre-Acosta N, Ashworth L, Lobo JA, Martín-Rodríguez S, Fuchs EJ, Sanchez-Montoya G, Bernardello G, Quesada M. 2019. Habitat fragmentation reduces plant progeny quality: a global synthesis. *Ecology Letters* **22**: 1163-173. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13272>
- Alvarado MDS, González-Rodríguez H, Ramírez-Lozano RG, Cantú-Silva I, Gómez-Meza MV, Cotera-Correa M, Jurado E, Domínguez-Gómez TG. 2012. Chemical composition and digestion of shrubs browsed by white-tailed deer (*Odocoileus virginianus texanus*). *Journal of Animal and Veterinary Advances* **23**: 4428-4434.
- Alvarado-Vázquez MA. 2003. *Análisis fenológico y algunos aspectos reproductivos en especies selectas del matorral xerófilo del noreste de México*. PhD Thesis. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Asbjornsen H, Ashton MS, Vogt DJ, Palacios S. 2004. Effects of habitat fragmentation on the buffering capacity of edge environments in a seasonally dry tropical oak forest ecosystem in Oaxaca, Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **103**: 481-495. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.11.008>
- Bacles CF, Lowe AJ, Ennos RA. 2006. Effective seed dispersal across a fragmented landscape. *Science* **311**: 628-628. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1121543>
- Cabido MR, Giorgis MA, Tourn M. 2010. Guía para una excursión botánica en las Sierras de Córdoba. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* **45**: 209-219.
- Cagnolo L, Cabido M, Valladares G. 2006. Plant species richness in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina: Ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation* **132**: 510-519. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.012>
- Castillo-Landero JP, Valiente-Banuet A. 2010. Species-specificity of nurse plants for the establishment, survivorship, and growth of a columnar cactus. *American Journal of Botany* **97**: 1289-1295. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.1000088>
- Cheib AL, García QS. 2012. Longevity and germination ecology of seeds of endemic Cactaceae species from high-altitude sites in south-eastern Brazil. *Seed Science Research* **22**: 45-53. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0960258511000298>
- Clark D. 1981. Foraging patterns of black rats across a desert-montane forest gradient in the Galapagos islands. *Biotropica* **13**: 182-194. DOI: <https://doi.org/10.2307/2388123>
- Condit R, Pitman N, Leigh EG, Chave J, Terborgh J, Foster RB, Nunez P, Aguilar S, Valencia R, Villa G, Muller-Landau HC, Losos E, Hubbell SP. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* **295**: 666-669. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1066854>
- Dellafiore CM. 2016. Dispersión legítima de semillas por aves en el bosque y matorral serrano de la provincia de Córdoba. *European Scientific Journal* **12**: 56-64. DOI: <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n18p56>
- Demaio PH, Medina M, Karlin UO. 2015. *Árboles Nativos de Argentina*. Buenos Aires, Argentina: Ecoval. ISBN-10: 978-987-45671-6-1.
- Deschamps J, Moreno G. 1999. *Phlebopus bruchii* (Boletales): an edible fungus from Argentina with possible commercial value. *Mycotaxon* **72**: 205-213.
- Díaz-Vélez MC. 2013. *Evaluación de la dispersión de semillas por aves de plantas nativas en un paisaje fragmentado del bosque chaqueño de Córdoba*. Ph.D. Thesis. Universidad Nacional de Córdoba.
- Díaz-Vélez MC, Ferreras AE, Silva WR, Galetto L. 2017. Does avian gut passage favour seed germination of woody species of the Chaco Serrano Woodland in Argentina? *Botany* **95**: 493-501. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjb-2016-0243>
- Díaz-Vélez MC, Silva WR, Pizo MA, Galetto L. 2015. Movement patterns of frugivorous birds promote functional connectivity among Chaco Serrano woodland fragments in Argentina. *Biotropica* **47**: 475-483. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12233>
- Domínguez-Gómez TG, González Rodríguez H, Ramírez Lozano RG, Estrada Castellón AE, Cantú Silva I, Gómez Meza MV, Villarreal Quintanilla JA, Alvarado MS, Alanís Flores G. 2013. Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* **4**: 106-122. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i17.425>
- Everitt JH, Drawe DL, Lonard RI, Lonard R. 2002. *Trees, shrubs & cacti of south Texas*. Texas. Tech University Press. ISBN 0-89672-473-5
- Flores J, Jurado E. 1998. Germination and early growth traits of 14 plant species native to northern Mexico. *Southwestern Naturalist* **43**: 40-46.
- Flores J, Jurado E. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments? *Journal of Vegetation Science* **14**: 911-916. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02225.x>

- Franco-Pizaña J, Fulbright TE, Gardiner DT. 1995. Spatial relations between shrubs and *Prosopis glandulosa* canopies. *Journal of Vegetation Science* **6**: 73-78. DOI: <https://doi.org/10.2307/3236258>
- García E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México, DF: Instituto de Geografía Universidad Nacional Autónoma de México. ISBN: 970-32-1010-4
- García J. 2011. Can environmental variation affect seedling survival of plants in northeastern Mexico? *Archives of Biological Sciences* **63**: 731-737. DOI: <https://doi.org/10.2298/ABS1103731G>
- García J, Jurado E. 2003 Influence of plant cover on germination in matorral in northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* **177**: 11-16. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00329-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00329-8)
- Giorgis MA, Cingolani AM, Chiarini F, Chiapella J, Barboza G, Ariza Espinar L, Morero R, Gurvich DE, Tecco PA, Subils R, Cabido M. 2011. Composición florística del Bosque Chaqueño Serrano de la provincia de Córdoba, Argentina. *Kurtziana* **36**: 9-43.
- Godínez-Alvarez H, Valiente-Banuet A. 1998. Germination and early seedling growth of Tehuacan Valley cacti species: the role of soils and seed ingestion by dispersers on seedling growth. *Journal of Arid Environments* **39**: 21-31. DOI: <https://doi.org/10.1006/jare.1998.0376>
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damsche EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song DX, Townshend JR. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* **1**: e1500052. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Harper JL. 1977. *Population Biology of Plants*. London: Academic Press. ISBN: 0-12-325850-2
- Harvey PH, Pagel MD. 1991. *The Comparative Method in Evolutionary Biology*. New York: Oxford University Press. ISBN 0198546408
- Heleno RH, Olesen JM, Nogales M, Vargas P, Traveset A. 2013. Seed dispersal networks in the Galápagos and the consequences of alien plant invasions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **280**: 20122112. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2112>
- Herrera CM, Jordano P, Lopez-Soria L, Amat JA. 1994. Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. *Ecological Monographs* **64**: 315-344. DOI: <https://doi.org/10.2307/2937165>
- Herrera JM, García D. 2010. Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. *Conservation Biology* **24**: 1089-1098. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01459.x>
- Huxel GR, Hastings A. 1999. Habitat loss, fragmentation, and restoration. *Restoration Ecology* **7**: 309-315. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.72024.x>
- Jiménez-Pérez J, Alanís-Rodríguez E, Aguirre-Calderón Ó, Pando-Moreno M, González-Tagle M. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* **15**: 5-20. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2009.1531183>
- Jordano P, Herrera CM. 1995. Shuffling the offspring: uncoupling and spatial discordance of multiple stages in vertebrate seed dispersal. *Ecoscience* **2**: 230-237. DOI: <https://doi.org/10.1080/11956860.1995.11682288>
- Jurado E, Aguirre O, Flores J, Navar J, Jiménez J, Villalón H, Wester D. 2000. Germination in Tamaulipan thornscrub of northeastern México. *Journal of Arid Environments* **46**: 413-424. DOI: <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0684>
- Jurado E, Estrada E, Moles A. 2001a. Characterizing plant attributes with particular emphasis on seeds in Tamaulipan thornscrub in semi-arid Mexico. *Journal of Arid Environments* **48**: 309-321. DOI: <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0762>
- Jurado E, Flores J, Endress A. G, Flores M, Estrada E, Pando M. 2006. Seed removal rates under isolated trees and continuous vegetation in semiarid thornscrub. *Restoration Ecology*, **14**: 204-209. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00122.x>
- Jurado E, Flores J, Navar J, Jiménez, J. 1998. Seedling establishment under native Tamaulipan thornscrub and *Leucaena leucocephala* plantation. *Forest Ecology and Management* **105**: 151-157. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00276-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00276-4)
- Jurado E, Navar J, Villalón H, Pando M. 2001b. Germination associated with season and sunlight for Tamaulipan thornscrub plants in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* **49**: 833-841. DOI: <https://doi.org/10.1006/jare.2001.0817>
- Kollmann J, Schneider B. 1999. Landscape structure and diversity of fleshy-fruited species at forest edges. *Plant Ecology* **144**: 37-48. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009880506495>
- Linares JC. 2013. Shifting limiting factors for population dynamics and conservation status of the endangered English yew (*Taxus baccata* L., Taxaceae). *Forest Ecology and Management* **291**: 119-127. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.009>
- López de Casenave J, Pelotto JP, Caziani SM, Mermoz M, Protomastro J. 1998. Responses of avian assemblages to a natural edge in a Chaco semiarid forest in Argentina. *Auk* **115**: 435-435. DOI: <https://doi.org/10.2307/4089201>

- Luti R, Bertrán M, Galera FM, Müller N, Berzal M, Nores N, Herrera M, Barrera YJC. 1979. *Vegetación*. In: Vázquez J, Miatello R, Roqué M, eds. *Geografía Física de la Provincia de Córdoba*. Buenos Aires: Editorial Boldt, pp. 297-368.
- Marañón T, Camarero JJ, Castro J, Díaz M, Espelta JM, Hampe A, Jornado P, Valladares F, Verdú M, Zamora R. 2004. Heterogenidad ambiental y nicho de regeneración. In: Valladares F, ed. *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. Madrid: Ministerio de Ambiente EGRAF, pp. 69-99. ISBN: 978-84-8014-738-5.
- Mora-Donjuán CA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Yarena-Yamallel J, Cuellar-Rodríguez LG. 2013. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada* 12: 29-34.
- Moreno ML, Bernaschini ML, Pérez-Harguindeguy N, Valladares G. 2014. Area and edge effects on leaf-litter decomposition in a fragmented subtropical dry forest. *Acta Oecologica* 60: 26-29. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.07.002>
- Návar J, Nájera J, Jurado E. 2001. Preliminary estimates of biomass growth in the Tamaulipan thornscrub in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 47: 281-290. DOI: <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0708>
- Nogales M, González-Castro A, Rumeu B, Traveset A, Vargas P, Jaramillo P, Heleno RH. 2017. Contribution by vertebrates to seed dispersal effectiveness in the Galápagos Islands: a community-wide approach. *Ecology* 98: 201-228. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.1816>
- Nouhra ER., Dominguez LS, Daniele GG, Longo S, Trappe J M, Claridge AW. 2008. Occurrence of ectomycorrhizal, hypogeous fungi in plantations of exotic tree species in central Argentina. *Mycologia* 100: 752-759. DOI: <https://doi.org/10.3852/07-182>
- Oggero AJ, Arana MD, Reinoso HE. 2016. Morfología y anatomía comparada de la hoja y el tallo de las especies de *Zanthoxylum* R) del Centro de Argentina. *Polibotánica* 42: 121-136. DOI: <https://doi.org/10.18387/polibotanica.42.6>
- Padilla-Rangel H. 2013. *Efecto de la vegetación sobre la avifauna de una porción de matorral espinoso tamaulipeco, en el municipio de Linares, N.L.* MSc. Thesis. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Pando-Moreno M, Jurado E, Castillo D, Flores J, Estrada E. 2010. Physical crust does not affect soil seed bank. *Arid Land Research and Management* 24: 263-266. DOI: <https://doi.org/10.1080/15324981003744966>
- Pardini R, Nichols E, Püttker T. 2017. Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. *Encyclopedia of the Anthropocene* 3: 229-239. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09824-9>
- Pérez-Sánchez RM, Flores J, Jurado E, González-Salvatierra C. 2015. Growth and ecophysiology of succulent seedlings under the protection of nurse plants in the Southern Chihuahuan Desert. *Ecosphere* 6: 1-21. DOI: <https://doi.org/10.1890/ES14-00408.1>
- Pillatt N, Pillatt N, Franco ETH, Coelho GC. 2010. Dry artificial perches and the seed rain in a subtropical riparian forest. *Revista Brasileira de Biociências* 8: 246-252.
- Ponce AM, Grilli G, Galetto L. 2012. Frugivoría y remoción de frutos ornitócoros en fragmentos del bosque chaqueño de Córdoba (Argentina). *Bosque (Valdivia)* 33: 33-41. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002012000100004>
- Puga-Jiménez AL, Andrés-Hernández AR, Carrillo-Ruiz H, Espinosa D, Rivas-Arancibia SP. 2013. Patrones de distribución del género *Zanthoxylum* L.(Rutaceae) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84: 1179-1188. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.32047>
- Reid N, Marroquín J, Beyer MP. 1990a. Utilization of shrubs and trees for browse, fuelwood and timber in the Tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 36: 61-79. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90064-I](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90064-I)
- Reid N, Stafford SD, Beyer-Miinzal P, Marroquín J. 1990b. Floristic and structural variation in the Tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico. *Journal of Vegetation Science* 1: 529-538. <https://doi.org/10.2307/3235787>
- Rodríguez-Pérez J, Larrinaga AR, Santamaría L. 2012. Effects of frugivore preferences and habitat heterogeneity on seed rain: a multi-scale analysis. *Plos One* 7: e33246. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033246>
- Seifert B, Fischer M. 2010. Experimental establishment of a declining dry-grassland flagship species in relation to seed origin and target environment. *Biological Conservation* 143: 1202-1211. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.028>
- Takanose Y, Kamitani T. 2003. Fruiting of fleshy-fruited plants and abundance of frugivorous birds: phenological correspondence in a temperate forest in central Japan. *Ornithological Science* 2: 25-32. <https://doi.org/10.2326/osj.2.25>
- Verga EG, Peluc SI, Landi M, Galetto L. 2018. Efecto de la fragmentación del bosque sobre las fuentes potenciales de alimento para aves en Córdoba. *Ecología Austral* 28: 339-352. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.2.0.429>
- Voigt FA, Farwig N, Johnson SD. 2011. Interactions between the invasive tree *Melia azedarach* (Meliaceae) and native frugivores in South Africa. *Journal of Tropical Ecology* 27: 355-363. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467410000702>

- Von Maydel HJ. 1996. Appraisal of practices to manage woody plants in semiarid environment. In: Bruns SJ, Luukonen O, Woods P, eds. *Dry Land Forestry Research*. Stockholm, Sweden: International Foundation for Science pp. 47-64. ISBN-10: 9185798436, ISBN-13: 978-9185798438
- Watson IW, Westoby M, Holm A. McR. 1997. Demography of two shrub species from an arid grazed ecosystem in Western Australia 1983-93. *Journal of Ecology* **85**: 815-832. DOI: <https://doi.org/10.2307/2960604>
- Williams-Linera G, Álvarez-Aquino C, Hernández-Ascención E, Toledo M. 2011. Early successional sites and the recovery of vegetation structure and tree species of the tropical dry forest in Veracruz, Mexico. *New Forests* **42**: 131-148. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11056-010-9242-8>
- Zak MR, Cabido M. 2002. Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: integration of remote sensing and phytosociology. *Applied Vegetation Science* **5**: 213-226. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00551.x>
- Zak M, Cabido M, Hodgson JG. 2004. ¿Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* **120**: 589-598. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.034>
- Zuloaga FO, Morrone O, Belgrano MJ, Marticorena C, Marchesi E. eds. 2008. *Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay)*. St. Louis, Missouri. US: Monographs in Systematic Botany from de Missouri Botanical Garden 107. ISBN: 978-1-930723-70-2

Editor de sección: Edilia de la Rosa

Contribuciones de los autores: RVA trabajo de campo y diseño experimental; EJ edición y diseño experimental; JD edición y análisis; MPM edición; EE identificación de especies; DEG trabajo de campo e identificación de especies.

Apéndice 1. Número de semillas por especie y número de muestras en las que se encontraron en fragmentos del matorral espinoso tamaulipeco.

Especie	Nombre común	Número de muestras (número de semillas) en borde	Número de muestras (número de semillas) al interior
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Willd	Huizache	5 (8)	1 (1)
<i>Vachellia rigidula</i> Benth.	Chaparro prieto	4 (6)	7 (21)
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Palo blanco	3 (5)	3 (8)
<i>Celtis pallida</i> Torr	Granjeno	12 (66)	12 (43)
<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	Brasil	7 (123)	8 (371)
<i>Cordia boissieri</i> A. DC	Anacahuita	4 (9)	8 (38)
<i>Diospyros palmeri</i> Scheele	Chapote blanco	1 (3)	1 (9)
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote prieto	3 (11)	7 (24)
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.Johnst. 1924	Anacua	1 (2)	2 (4)
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Brit. & Rose	Tenaza	3 (3)	7 (30)
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (R. & S.) Zucc.	Coyotillo	1 (4)	0 (0)
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit,	Leucaena	3 (3)	0 (0)
<i>Prosopis laevigata</i> (Willd.) M.C.Johnst.	Mezquite	1 (1)	1 (1)
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	17 (233)	18 (465)
Total	14	467 semillas	1,015 semillas

Apéndice 2. Número de semillas por especie y número de muestras en las que se encontraron en borde e interior de fragmentos de vegetación en el bosque chaqueño.

Especie	Nombre común	Número de muestras (número de semillas) de borde	Número de muestras (número de semillas) al interior
<i>Acacia aroma</i> Hook. & Arn.	Garabato	1(2)	0
<i>Acacia caven</i> (Molina) Molina	Espinillo	0	1(1)
<i>Celtis ehrenbergiana</i> Gillies ex Planch.	Tala	9(190)	8(99)
<i>Condalia buxifolia</i> Reissek 1861	Piquillín	7(66)	6(160)
Herbácea 1		3(28)	0
Herbácea 2		1(120)	0
<i>Zanthoxylum coco</i> Gillies ex Hook.f. & Arn.	Coco	10(116)	12(57)
Total		522 semillas	327 semillas