








Regeneración natural en un área restaurada del matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México

Natural regeneration in a restored area of the Tamaulipas thornscrub of Northeast Mexico

Ana María Patiño-Flores¹ ,
 Eduardo Alanís-Rodríguez^{1*} ,
 Víctor Manuel Molina-Guerra^{1,2} ,
 Enrique Jurado¹ ,
 Humberto González-Rodríguez¹ ,
 Oscar Alberto Aguirre-Calderón¹ ,
 Alejandro Collantes-Chávez-Costa³ 

¹Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Carretera Linares-Cd. Victoria km 145. CP. 67700, Apartado Postal 41. Linares, Nuevo León, México.

²RENAC, S.A. de C.V. Corregidora 102 Nte, Col. Centro. CP. 67700. Linares, Nuevo León, México.

³Universidad de Quintana Roo, División de Desarrollo Sustentable, Av. Andrés Quintana Roo s/n Esq. Ignacio Comonfort. CP. 77600. Cozumel, Quintana Roo, México.

* Autor de correspondencia:
eduardo.alanisrd@uanl.edu.mx

Nota científica

Recibida: 09 de febrero 2021

Aceptada: 01 de febrero 2022

Como citar: Patiño-Flores AM, Alanís-Rodríguez E, Molina-Guerra VM, Jurado E, González-Rodríguez H, Aguirre-Calderón OA, Collantes-Chávez-Costa A (2022) Regeneración natural en un área restaurada del matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios 9(1): e2853. DOI: 10.19136/era.a9n1.2853

RESUMEN. La restauración con especies nativas del Matorral espinoso tamaulipeco (MET) se está realizando dado el alto grado de degradación que sufre este ecosistema. En el presente estudio, se evaluó la vegetación de porte alto y la regeneración en un área de MET posterior a 5 años de ser restaurado. A cada individuo, se le midió la altura total, diámetro basal y diámetro de copa, en sitios de 200 m² para vegetación arbórea y arbustiva, y de 1 m² para regeneración. Se determinó el índice de valor de importancia (IVI), índices de Margalef (D_{Mg}) y Shannon (H'). La diversidad fue baja. La regeneración registró seis especies de las cuales tres no fueron utilizadas en la plantación; *Vachellia farnesiana* presentó mayor IVI tanto en la vegetación de porte alto como en regeneración. Con la restauración se ha logrado tener individuos maduros con capacidad de dar paso a la regeneración natural.

Palabras clave: Diversidad, estructura, evaluación, plantación, restauración ecológica.

ABSTRACT. Restoration with native species of the Tamaulipas Thorny Scrub (MET) is being carried out given the high degree of degradation suffered by this ecosystem. In the present study, tall vegetation and regeneration were evaluated in an MET area after 5 years of being restored. Total height, basal diameter and crown diameter were measured for each individual, for which sites of 200 m² were used for tree and shrub vegetation, and 1 m² for regeneration. The importance value index (IVI), Margalef (D_{Mg}) and Shannon (H') indices were determined. Diversity was low. The regeneration registered six species of which three were not used in the plantation; *Vachellia farnesiana* presented higher IVI both in tall vegetation and in regeneration. With the restoration, it has been possible to have mature individuals with the capacity to give way to natural regeneration.

Key words: Diversity, structure, evaluation, plantation, ecological restoration.

INTRODUCCIÓN

El matorral espinoso tamaulipeco (MET) cubre una superficie de 200 000 km² del noreste de México y del sur de Texas, de la Llera de Canales y los límites sureños de la Sierra Azul en Tamaulipas (González-Medrano 2003), al altiplano Edwards en Texas (Diamond *et al.* 1987) y de las faldas de la Sierra Madre Oriental hasta la costa del Golfo de México. Esta comunidad vegetal es muy diversa en especies arbóreas, arbustivas y subarbustivas, aunado a esto es de gran importancia en la economía del noreste de México (Alanís *et al.* 2013). Dentro de la utilidad que se les ha dado a las especies presentes en este ecosistema, destacan la obtención de productos de construcción de cercas, extracción de leña, producción de carbón, entre otras, pero la principal es el uso de sus superficies para establecer áreas de cultivo y pastoreo (Alanís *et al.* 2013). Aunado a estas prácticas se le suman actividades productivas como la minería, extracción de especies como *Euphorbia antisyphilitica* (candelilla), *Organum vulgare* (orégano), *Agave lechuguilla* (lechuguilla), *Prosopis laevigata* (mezquite), entre otras (Palacios *et al.* 2009). En conjunto, estos factores han provocado que la superficie de los matorrales se vea disminuida y se altere su composición y estructura original (CONABIO 2022).

Los ecosistemas tienen capacidad de respuesta a los cambios que se puedan presentar en él; cuando se requiere acelerar los tiempos de recuperación o bien cuando los procesos de degradación son tales que la revegetación natural no parece viable, se recurre a la restauración ecológica, la cual es el proceso que ayuda a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER 2004, Silva *et al.* 2021). La práctica más común para lograr este propósito, es la reforestación con especies arbóreas y arbustivas nativas (Hopper *et al.* 2002). Con las prácticas de restauración ecológica, se espera que el ecosistema logre recuperar las condiciones óptimas para que se pueda dar la regeneración natural, la cual, es la base para el crecimiento y continuidad de las especies, por lo cual, dentro del ciclo de las plantas es uno

de los procesos más importantes (Nathan y Muller-Landau 2000, Wang y Smith 2002). Para que se dé la regeneración natural, deben presentarse ciertas condiciones: existencia de bancos de semilla, dispersión y depredación de semillas, emergencia y depredación de plántulas, y competencia entre ellas (Díaz y Armesto 2007). Se han realizado esfuerzos por reforestar el matorral espinoso tamaulipeco, pero faltan estudios que midan el éxito de estas actividades; por ello la importancia de este estudio, en el cual, se tiene como objetivo evaluar la estructura y diversidad de la regeneración natural y el arbolado establecido en un área con tratamiento de restauración ecológica en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La presente investigación se desarrolló en el municipio de Pesquería, Nuevo León (Noreste de México). Las coordenadas de ubicación son 25° 45' 17.78" de latitud norte y 99° 58' 01.40" de longitud oeste. Según la clasificación de Köppen (García 1964), el clima predominante es muy seco semicálido (BWhw), con temperatura media anual entre los 20 y 21°C. Los tipos de suelos presentes en su mayoría son xerosol, castañozem, feozem, regosol y en su minoría, fluvisol, vertisol y rendzina. La precipitación media anual es de 550 mm, una altitud de 330 msnm. La comunidad vegetal circundante está conformada principalmente por matorral espinoso tamaulipeco con vegetación secundaria arbustiva.

En el año 2013 se realizó el proyecto de restauración. El área restaurada se delimitó con un cercado perimetral para evitar el ingreso del ganado y personal ajeno al proyecto. Con maquinaria agrícola se removió la vegetación existente, que consistía predominantemente en la especie exótica pasto buffel (*Cenchrus ciliaris*). La reforestación se realizó en abril de 2013 con especies nativas con buen vigor reproducidas en viveros de la localidad. Los organismos plantados presentaban una altura total de 0.30-0.45 m y diámetro basal de 0.5-1.5 cm. Dicha

plantación se realizó a tres bolillo con una distancia de 1.5 m entre individuos y líneas teniendo una densidad de plantación de 992 N ha⁻¹. Para la remoción del suelo en las áreas donde se ubicarían las plántulas se utilizó maquinaria agrícola (barrenador). Ya removido el suelo se realizaron cepas de 40 cm de profundidad por 30 cm de diámetro, donde se aplicó hidrogel (20 g) y enraizador (se diluyó 20 kg en 10 000 L de agua y se aplicó 20 L) en cada una. Posteriormente se procedió a la plantación de los individuos. Para retener el agua del riego y de las precipitaciones se les realizó un cajete de 1 m² de diámetro a cada plántula. Para darles soporte a las plántulas se colocaron tutores de madera y se aplicó el primer riego. En los primeros dos años se realizó sustitución de planta muerta. En el área se realizó mantenimiento de herbáceas periódicamente desde 2013 y hasta 2016 (Alanís *et al.* 2016).

Trabajo en campo

A seis años de haberse realizado la plantación, en el invierno de 2018, se evaluó la comunidad vegetal del matorral espinoso tamaulipeco plantada (comunidad de porte alto, ≥ 3 cm de diámetro basal) y aquella regenerada bajo el dosel (regeneración, < 3 cm de diámetro basal). Para la primera, se establecieron 10 sitios de muestreo aleatoriamente de 10 x 20 m (200 m²); mientras que, para la segunda, se coloraron 50 sitios de muestreo, cinco en cada sitio de muestreo, ubicados en los cuatro vértices y uno en el centro de 1 x1 m (1 m²) en donde se evaluaron los árboles y arbustos provenientes de la regeneración del sitio. A todos los ejemplares se les midió la altura total (*h*), diámetro basal (*d*_{0.10}) y de diámetro de copa (*k*). La identificación de las especies se hizo mediante el manual de Molina-Guerra *et al.* (2019).

Para determinar la diversidad alfa se utilizaron dos índices, el de Margalef (*D*_{Mg}) que está basado en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica) y el de Shannon (*H'*), el cual está basado en la estructura numérica de la comunidad, es decir, en la distribución proporcional de la abundancia de cada especie (Moreno 2001). Las fórmulas se describen a continuación:

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \times \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i/N$$

Donde: *S* = número de especies presentes; *N* = número total de individuos; *n_i* = número de individuos de la especie *i*. Para cada especie, se determinó su abundancia de acuerdo con el número de individuos, su dominancia en función a la cobertura de copa y su frecuencia con base en su presencia en las parcelas de muestreo. Estos resultados fueron utilizados para obtener un valor ponderado a nivel de taxón denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual adquiere valores porcentuales en una escala del 0 al 100 (Müller-Dombois y Ellenberg 1974). Para la estimación de la abundancia relativa (*AR_i*) de cada especie se empleó la siguiente fórmula:

$$AR_i = \left(A_i / \sum_{i=1..n} A_i \right) \times 100$$

Donde: *A_i* = abundancia absoluta. La dominancia relativa (*DR_i*) se evaluó mediante la fórmula:

$$DR_i = \left(D_i / \sum_{i=1..n} D_i \right) \times 100$$

Donde: *D_i* = dominancia absoluta.

La frecuencia relativa (*FR_i*) se obtuvo con la siguiente fórmula:

$$FR_i = \left(F_i / \sum_{i=1..n} F_i \right) \times 100$$

Donde: *F_i* = frecuencia absoluta, calculada con base en el cociente *P_i/NS*, donde *P_i* = número de sitios en los que está presente la especie *i*, y *NS* = número total de sitios de muestreo. Por otro lado, el IVI se calculó con base en la siguiente fórmula (Whittaker 1972, Moreno 2001):

$$IVI = \frac{\sum_{i=1}^n (AR_i, DR_i, FR_i)}{3}$$

Donde: AR_i = abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, DR_i = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total, y FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontraron cinco familias, 10 géneros y 10 especies (Tabla 1). La familia Fabaceae fue la más común con cuatro géneros. De las 10 especies, seis son arbóreas y cuatro arbustivas. La presencia de la familia Fabaceae en esta área después de tener uso pecuario coincide con los resultados presentados por Estrada *et al.* (2004) y Jiménez *et al.* (2009), quienes mencionan que después de que se presenta algún disturbio antropogénico, el suelo registra baja disponibilidad de nitrógeno, lo que beneficia el establecimiento de leguminosas. A pesar de que las leguminosas registradas fueron plantadas, son especies de la región y las condiciones del sitio después del cese de la actividad antropogénica propiciaron el buen establecimiento de estas.

La especie *Vachellia farnesiana* fue la que presentó el mayor valor de IVI en el área restaurada como en el área de regeneración. En la comunidad vegetal de porte alto se registraron ocho especies mientras que en la regeneración fueron seis. Tres de las cuales fueron *Baccharis salicifolia*, *Ehretia anacua* y *Gymnosperma glutinosum* no fueron utilizadas en la plantación. Estas especies fueron las que presentaron el menor valor de IVI dado a su baja densidad en el área. *B. salicifolia* así como *G. glutinosum* son arbustos que se encuentran en sitios perturbados y son considerados como malezas. El establecimiento de estas especies responde a procesos ecológicos como el banco de semillas y la dispersión de semillas que son primordiales para que se logre el establecimiento de especies pioneras en lugares con disturbio (Guariaguata y Ostertag 2002, Álvarez-Aquino *et al.* 2005). Estas especies poseen una alta plasticidad fenotípica lo que les permite adaptarse en cuanto a su tamaño y forma dependiendo de las condiciones ambientales donde se encuentren (Solís *et al.* 2016).

En relación a la diversidad, el índice de Margalef calculado para la comunidad plantada fue de 1.76, mientras que su índice de Shannon fue de 1.63; para la regeneración fueron de 1.91 y 0.21, respectivamente. Los valores del índice de Margalef indican baja diversidad, dado que otros autores han reportado valores entre 2.17 y 3.16 para el índice de Margalef (Jiménez *et al.* 2009, Alanís-Rodríguez *et al.* 2019) y de 1.94 a 3.02 para el índice de Shannon (Canizales-Velázquez *et al.* 2009, Mora *et al.* 2013). Esto podría deberse a que se trata de un área reforestada donde el número de especies fue controlado durante la plantación.

El área de copa registrada en la comunidad de porte alto fue de 7 069.21 m² ha⁻¹ (Tabla 2), siendo *Vachellia farnesiana* la que domina con 2 583.35 m² ha⁻¹; mientras que la regeneración presentó 56.84 m² ha⁻¹, siendo *Leucophyllum frutescens* la que aporta 26.34 m² ha⁻¹. En cuanto a la abundancia, tanto en la comunidad de porte alto como en la regeneración, la especie más abundante fue *V. farnesiana* que sobresale del resto de las especies con una abundancia relativa de 25.1% en plantación y de 89.30% en la regeneración. Mientras que *V. farnesiana* registró una frecuencia relativa de 38.1% en el área de regeneración seguida de *L. frutescens* con 33.3%. El área regenerada presenta valores de densidad cercanos a los registrados por Jiménez *et al.* (2012), quienes evaluaron un matorral regenerado con historial agrícola y reportaron 2 370 N ha⁻¹, que son superiores a los 1 763 N ha⁻¹ reportados por Jiménez *et al.* (2013) para una comunidad con historial pecuario. Mientras que *V. farnesiana* destaca por la alta abundancia que presenta en el área; aportando el 89.30% de la abundancia total.

Con relación al IVI, en la comunidad de porte alto, *V. farnesiana* presentó el mayor valor siendo este de 26.12%, seguida de *Cordia boissieri* con 17.83% de IVI. La especie con menor valor de IVI fue *E. anacua* con 0.99%. De las especies presentes en la regeneración, *V. farnesiana* es la de mayor valor de IVI con 43.52%, seguida de *L. frutescens* con 28.01%, que son especies que se encontraron en la comunidad de porte alto presentes desde la plantación. *V. farnesiana* a pesar de ser una especie

Tabla 1. Familia, nombre científico, nombre común y forma de vida de las especies registradas en el estudio. La comunidad de porte alto (≥ 3 cm de diámetro basal) representa a los árboles y arbustos que forman parte de la estructura del dosel. La regeneración (< 3 cm de diámetro basal) corresponde a la comunidad de plántulas regeneradas bajo el dosel a los 6 años de iniciada la plantación.

Familia	Nombre científico	Nombre común	Forma de vida	Presencia	
				Comunidad de porte alto	Regeneración
Asteraceae	<i>Baccharis salicifolia</i> * (Ruiz & Pav.) Pers.	Jarilla	Arbustiva	✓	✓
Asteraceae	<i>Gymnosperma glutinosum</i> * (Spreng.) Less	Escobilla	Arbustiva		✓
Boraginaceae	<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuíta	Arbórea	✓	
Boraginaceae	<i>Ehretia anacua</i> * (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Anacua	Arbórea	✓	✓
Cannabaceae	<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Arbustiva		✓
Fabaceae	<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Arbórea	✓	
Fabaceae	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Retama	Arbórea	✓	
Fabaceae	<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	Mezquite	Arbórea	✓	
Fabaceae	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Arbórea	✓	✓
Scrophulariaceae	<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Cenizo	Arbustiva	✓	✓

*Especies no plantadas en 2013.

Tabla 2. Valores absolutos y relativos de abundancia ($N\ ha^{-1}$), área de copa ($m^2\ ha^{-1}$), dominancia, frecuencia e Índice de valor de importancia (IVI). Las especies están ordenadas de acuerdo al IVI.

Especies	$N\ ha^{-1}$	AR_i	$m^2\ ha^{-1}$	DR_i	F	FR_i	IVI
<i>Vachellia farnesiana</i>	225	25.14	2,583.35	36.54	100	16.67	26.12
<i>Cordia boissieri</i>	175	19.55	1,220.77	17.27	100	16.67	17.83
<i>Leucophyllum frutescens</i>	165	18.44	690.75	9.77	100	16.67	14.96
<i>Prosopis glandulosa</i>	145	16.20	810.98	11.47	100	16.67	14.78
<i>Parkinsonia aculeata</i>	80	8.94	1,400.37	19.81	80	13.33	14.03
<i>Ebenopsis ebano</i>	75	8.38	277.48	3.93	90	15.00	9.10
<i>Baccharis salicifolia</i>	20	2.23	71.88	1.02	20	3.33	2.19
<i>Ehretia anacua</i>	10	1.12	13.64	0.19	10	1.67	0.99
Sumatoria plantación	895	100	7069.21	100	510	100	100
<i>Vachellia farnesiana</i>	1835	89.29	1.82	3.20	80	38.09	43.52
<i>Leucophyllum frutescens</i>	90	4.38	26.34	46.34	70	33.30	28.01
<i>Celtis pallida</i>	10	0.49	16.03	28.20	10	4.76	11.14
<i>Ehretia anacua</i>	55	2.68	5.49	9.65	20	9.52	7.28
<i>Gymnosperma glutinosum</i>	5	0.24	7.16	12.59	10	4.76	5.86
<i>Baccharis salicifolia</i>	60	2.92	0.01	0.02	20	9.52	4.15
Sumatoria regeneración	2055	100	56.84	100	210	100	100

* AR_i = abundancia relativa, DR_i = dominancia relativa, F = frecuencia, FR_i = frecuencia relativa, IVI = índice de valor de importancia.

nativa, ha llegado a considerarse como una amenaza para la biodiversidad nativa (Tassin *et al.* 2006) dado el nivel de impacto en el paisaje. Su alto valor ecológico está dado ya que se adapta bien a suelos pobres y es utilizada para estabilizar suelos degradados evitando la erosión y mejorando la fertilidad del suelo, además de que tiene gran capacidad para fijar N, el cual repercute en el ciclo de nutrientes (Ortiz *et al.* 2000, Arévalo *et al.* 2010), por ello su utilidad en los procesos de las reforestaciones. A pesar de ser la especie con más alto IVI en esta área, *L. frutescens* fue la especie que presentó la mayor dominancia con el 46.34%, dado a la mayor cobertura que presentan

los individuos. En cambio, las especies de menor IVI en la regeneración fueron *B. salicifolia* con 4.15%, y *G. glutinosum* con 5.86%; especies que no están presentes en la plantación. Mientras que *V. farnesiana* es la especie que presenta mayor IVI en el área de regeneración.

Las actividades de reforestación realizadas después de cinco años han logrado que las especies utilizadas en la plantación ya presenten la madurez para generar semillas y, en conjunto con las condiciones del sitio, se ha logrado la regeneración de estas especies. Para el área de estudio la riqueza específica fue de 10 especies de las cuales seis se

reportan en el área de regeneración. Las especies que fueron plantadas y que presentan el mayor IVI en la regeneración fueron *V. farnesiana* y *L. frutescens* con el 71.53%. Las especies, *B. salicifolia*, *E. anacua* y *G. glutinosum* se registraron en la regeneración, pero no fueron utilizadas en la plantación.

AGRADECIMIENTOS

A la empresa Ternium por todas las facilidades otorgadas para realizar el trabajo de campo en este estudio. Así como al personal de las empresas RENAC, S.A. de C.V y Geoprospect S.A. de C.V. por su apoyo en logística y actividades de campo.

LITERATURA CITADA

- Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerana JI, Cuellar LG, Mora-Olivo A (2013) Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82: 185-191.
- Alanís E, Molina VM, Rechy L, Alcalá AG, Marín JD y Pequeño MA (2016) Composición, diversidad y supervivencia de un área restaurada en el complejo siderúrgico de Ternium, Pesquería, Nuevo León. En: Ceccon E, Martínez C (coord.). *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas UNAM-Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias-UAEM-CONABIO*. Cuernavaca, Morelos, México. pp: 255-272.
- Alanís-Rodríguez E, Rubio-Camacho EA, Mata-Balderas JM, Lozano-Cavazos EA, González-Tagle MA & Amarán-Ruiz M de F (2019) Tamaulipan thornscrub after fire: an analysis of the composition of species. *Brazilian Journal of Biology* 80(4). DOI: 10.1590/1519-6984.221325.
- Álvarez-Aquino C, Williams-Linera G and Newton AC (2005) Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica* 37: 337-342.
- Arévalo JR, Afonso L, Naranjo A, Salas M (2010) Invasion of the Gran Canaria ravines ecosystems (Canary Islands) by the exotic species *Vachellia farnesiana*. *Plant Ecology* 206: 185. DOI: 10.1007/s11258-009-9633-0.
- Canizales-Velázquez PA, Alanís-Rodríguez E, Aranda-Ramos R, Mata-Balderas JM, Jiménez-Pérez J, Alanís-Flores G, Uvalle-Sauceda JI, Ruíz-Bautista MG (2009) Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15: 115-120.
- CONABIO (Comisión nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2022. Matorrales. Biodiversidad Mexicana. <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/Matorral>. Fecha de consulta: 22 de enero de 2022.
- Diamond DD, Riskind DH, Orzell SL (1987) A framework for plant community classification and conservation in Texas. *The Texas Journal of Science* 39: 202-221.
- Díaz MF, Armesto JJ (2007) Limitantes físicos y bióticos de la regeneración arbórea en matorrales sucesionales de la Isla Grande de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 13-26.
- Estrada E, Yen C, Delgado A, Villarreal J (2004) Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM. Serie Botánica* 75: 78-85.
- García J, Jurado E (2008) Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares, N.L. México. *Revista Ra Ximhai* 4: 1-21.

- González-Medrano F (2003) Las comunidades vegetales de México. Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México. Instituto Nacional de Ecología. México. 77p.
- Guariguata MR, Ostertag R (2002) Sucesión secundaria: En: Guariguata MR, Kattan GH (eds.) Ecología y conservación de bosques neotropicales. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, Costa Rica. pp: 591-623.
- Hooper E, Condit R, Legendre P (2002) Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications* 12: 1626-1641.
- Jiménez J, Alanís E, Aguirre OA, Pando M, González MA (2009) Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* 15: 5-20.
- Jiménez J, Alanís E, González MA, Aguirre OA, Treviño EJ (2013) Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the Tamaulipan Thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 58: 299-304.
- Molina-Guerra VM, Mora-Olivo A, Alanís-Rodríguez E, Soto-Mata B, Patiño-Flores AM (2019) Plantas características del matorral espinoso tamaulipeco en México. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León. México. 114p.
- Mora CA, Alanís E, Jiménez J, González MA, Yereña JI, Cuellar LG (2013) Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada* 12: 29-34.
- Moreno CE (2001) Métodos para medir la biodiversidad. Manual y tesis SEA. CYTED, UNESCO (ORCYT) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo. 83p.
- Müeller-Dombois D, Ellenberg H (1974) Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, Nueva York. 54p.
- Nathan R, Muller-Landau HC (2000) Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 278-285.
- Ortiz BOC, Reyes MEP, Balch EPM (2000) Somatic embryogenesis and plant regeneration in *Acacia farnesiana* and *Acacia schaffneri*. *In Vitro Cellular & Developmental Biology* 36: 268-272.
- Palacios-Sánchez JE, Mejía-Saenz E, Oropeza-Mota JL, Martínez-Menes MR, Figueroa-Sandoval B. (2009) Impacto de las actividades económicas en los recursos suelo y vegetación. *Terra Latinoamericana* 27: 247-255.
- Silva E, Derak M, Climent-Gil E, Aledo A, Bonet A, López G, Cortina-Segarra J (2021) Planificación participativa de la restauración ecológica en un paisaje semiárido altamente antropizado. *Ecosistemas* 30(3): 2266. DOI: 10.7818/ECOS.2266.
- SER (Society for Ecological Restoration International) (2004) Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América. 15p. www.ser.org. Fecha de consulta: 22 de junio de 2021.
- Solís S, Martínez Y, Castillo S (2016) Los paradigmas de las malezas. *Ciencias* 120: 90-97.
- Tassin J, Revière JN, Cazanove M, Bruzzese E (2006) Ranking of invasive woody plant species for management on Réunion Island. *Weed Research* 46: 388-403.
- Wang BC, y Smith TB (2002) Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 379-386.
- Whittaker RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.