

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



TESIS

RESTAURACIÓN Y ESTRUCTURA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO

PRESENTA

M. C. ANA MARÍA PATIÑO FLORES

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN
CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES**


LINARES, NUEVO LEÓN JUNIO 2021

RESTAURACIÓN Y ESTRUCTURA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO

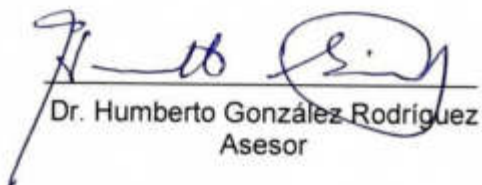
Aprobación de tesis



Dr. Eduardo Alanís Rodríguez
Director



Dr. Enrique Jurado
Co-director



Dr. Humberto González Rodríguez
Asesor



Dr. Oscar Aguirre Calderón
Asesor



Dr. Víctor Manuel Molina Guerra
Asesor externo

Agradecimientos

Primero que nada, agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por haberme brindado la beca para poder realizar el doctorado dentro de la Facultad de Ciencias Forestales UANL.

A la Facultad de Ciencias Forestales y a todo su personal académico, así como técnicos que siempre mostraron la disposición para llevar a cabo cada una de las actividades para lograr terminar esta investigación.

A la empresa Ternium México, en especial a los Ing(s) Luis Rechy y Alejandro Alcalá por facilitar el proceso para que parte de esta investigación se realizara dentro de sus instalaciones en el municipio de Pesquería, Nuevo León.

A mi director de tesis, el Dr. Eduardo Alanís quien siempre mostró su apoyo y crecer en mí desde antes de ser aceptada en el programa de doctorado. Gracias por motivarme día a día y enseñarme las altas y bajas que se presentan en este camino de la investigación, gracias por cada plática, llamada, mensaje que siempre se dieron en el momento indicado para lograr el mejor de los resultados en cada uno de los capítulos aquí presentados.

Al Dr. Enrique Jurado por aceptar ser parte del comité y apoyar en gran manera mi formación durante este proceso, siempre amable y dispuesto a colaborar y resolver cada duda que surgió en el camino, mil gracias por cada palabra de motivación. Al resto del comité y no menos importante su participación, gracias infinitas al Dr. Humberto González, Dr. Oscar Aguirre por siempre mostrar interés y aportar en cada uno de los escritos derivados de esta tesis.

A mi asesor externo, el Dr. Víctor Manuel Molina Guerra a quien sin su apoyo no hubiese sido posible cada una de las salidas a campo durante cada investigación, gracias al equipo de técnicos de las empresas Renac SA de CV y Geoprospect SA de CV así como al ing. Daniel Marín por todo su apoyo en la logística. Gracias.

Al Dr. José Sigala, Dr. Alejandro Collantes y Dra. María Inés Yáñez por colaborar y aportar en gran manera a la realización de alguno de los capítulos aquí presentados. Así como Andrés, Patiño, alumnos de servicio social que me apoyaron en la toma de datos, gracias muchachos.

Por último, pero sin duda lo más importante en mi vida, gracias totales a mi familia, gracias a mi esposo Angel, a mi hijo Angel Matías, mis padres José e Irma. Gracias porque sin su ayuda no se hubiera logrado todo esto.

Dedicatoria

Ángel Matías: llegaste en el mejor momento,

te volviste mi motor y es por y para ti cada logro en mi vida.

Te amo hijo.

Nuestra recompensa se encuentra en el esfuerzo y no en el resultado, un esfuerzo
total es una victoria completa.

Mahatma Gandhi

Índice general

Resumen	13
Abstract	15
Introducción	17
Objetivo.....	21
General	21
Particulares	20

Capítulo I

Almacenamiento de carbono en la Reserva Ecológica de Ternium en Pesquería, Nuevo León.....	22
Resumen	23
Abstract	23
Introducción.....	25
Materiales y métodos.....	25
Área de estudio.....	25
Toma de datos.....	26
Análisis de datos	27
Resultados y discusión	28
Conclusiones	34
Referencias	35

Capítulo II.

Estructura y diversidad de leñosas del matorral espinoso tamaulipeco en una reserva ecológica del noreste de México	39
Resumen	39
Abstract	40
Introducción	41
Métodos	42
Área de estudio	42
Trabajo de campo	43
Análisis de datos	43
Resultados	45
Discusión	51
Conclusiones	54
Referencias	54

Capítulo III

Regeneración natural en un área restaurada del matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México.....	59
Resumen	59
Abstract	60
Introducción	60
Materiales y métodos	62

Resultados y discusión	64
Conclusiones	68
Referencias	68

Capítulo IV

Estructura y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco regenerado posterior a uso pecuario	73
Resumen	74
Abstract	74
Introducción	75
Métodos	77
Área de estudio	77
Trabajo de campo	77
Análisis de la información	78
Resultados	81
Discusión	86
Conclusiones	88
Referencias	89

Capítulo V

Desempeño de una reforestación con especies arbóreas nativas del matorral espinoso tamaulipeco en áreas degradadas.....	94
Resumen	95
Abstract	95
Introducción	96
Objetivo	97
Materiales y métodos	97
Área de estudio	97
Evaluación	99
Análisis estadístico	99
Resultados y discusión	100
Conclusiones	105
Referencias	106

Capítulo VI

Características ecológicas de <i>Amoreuxia wrightii</i> A. Gray, en el noreste de México.....	111
Resumen	112
Abstract	112
Introducción	113
Materiales y métodos	114
Área de estudio	114
Trabajo de campo	114
Análisis estadístico	116
Resultados	118
Discusión	120
Referencias	122

Índice de tablas

Capítulo I.

Almacenamiento de carbono en la Reserva Ecológica de Ternium en Pesquería, Nuevo León

Tabla 1. Características orográficas e historial de uso de las comunidades vegetales	26
Tabla 2. Listado florístico del área de estudio	28
Tabla 3. Biomasa total y contenido de carbono por comunidad vegetal.....	29
Tabla 4. Características dasométricas, biomasa total ($Mg\ ha^{-1}$) y Carbono ($Mg\ ha^{-1}$) de las comunidades vegetales del área de estudio.....	30

Capítulo II.

Estructura y diversidad de leñosas del matorral espinoso tamaulipeco en una reserva ecológica del noreste de México

Tabla 1. Familia, nombre científico, nombre común y hábito de las especies registradas en el área de estudio	45
Tabla 2. Abundancia, área de copa, área basal, volumen, riqueza de especies e índice de Shannon para cada una de las áreas de muestreo. Los valores representan la media \pm desviación estándar ($n=10$). Medias con letras diferentes, representan diferencias significativas entre las áreas de muestreo de acuerdo a la prueba de comparación de medias HSD de Tukey con un nivel $P = 0.05$	49
Tabla 3. Índice de Pretzsch en las 10 áreas de muestreo.....	51

Capítulo III

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

Tabla 1. Familia nombre científico, nombre común y hábito de las especies registradas en el estudio	66
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).....	67

Capítulo IV

Estructura y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco regenerado posterior a uso pecuario

Tabla 1. Parámetros estructurales estimados para las familias registradas en el área de estudio.....	81
Tabla 2. Parámetros estructurales estimados para las especies registradas en el área de estudio. $IVI =$ Índice de Valor de Importancia.....	83
Tabla 3. Estructura vertical de la vegetación, índice de Pretzsch.....	84

Tabla 4. Pruebas de normalidad y análisis de correlación de Pearson y Spearman entre la distancia física (cm) y la distancia filogenética (MYA) entre la especie focal y sus vecinos más cercanos en el área de estudio.....86

Índice de figuras

Capítulo I.

Almacenamiento de carbono en la Reserva Ecológica de Ternium en Pesquería, Nuevo León

Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio25

Capítulo II.

Estructura y diversidad de leñosas del matorral espinoso tamaulipeco en una reserva ecológica del noreste de México

Figura 1. Mapa del área de estudio. A) Mapa de México indicando el estado de Nuevo León; b) Mapa de Nuevo León indicando el municipio de Pesquería; c) Mapa de Pesquería, indicando la Reserva Ecológica de Ternium.....42

Figura 1. Dendrograma que muestra la clasificación de TWINSPAN50

Capítulo V.

Desempeño de una reforestación con especies arbóreas nativas del matorral espinoso tamaulipeco en áreas degradadas

Figura 1. Temperaturas medias, mínimas y máximas, mensuales y precipitación media mensual acumulada durante el periodo de evaluación de la plantación.....87

Figura 2. Probabilidad de supervivencia de cuatro especies nativas del Matorral Espinoso Tamaulipeco durante los primeros 41 meses después de plantado (MDP).....101

Figura 2. Crecimiento en diámetro y altura (a, b) y tasas relativas de crecimiento en diámetro y altura (c, d) de cuatro especies nativas del Matorral Espinoso Tamaulipeco durante 41 meses después de plantado (MDP).....102

Figura 3. Evolución de la cobertura total de cuatro especies nativas del Matorral Espinoso Tamaulipeco durante los primeros 41 meses MDP.105

Capítulo V.

Desempeño de una reforestación con especies arbóreas nativas del matorral espinoso tamaulipeco en áreas degradadas

Figura 1. Diagrama de la ordenación entre variables ambientales, sitios y especies. De acuerdo a la ordenación canónica de comunidades.....120

Resumen

Dentro de las variantes con las que cuenta el matorral xerófilo, en el noreste de México, destaca el matorral espinoso tamaulipeco. El cual se distribuye desde el sur de Texas en Estados Unidos hasta los estados de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas en México. Esta comunidad por su importancia en diversidad y usos del suelo, es de las comunidades vegetales más fragmentadas en el país, registrando tan solo 25 569 km² de superficie. Dado a la alta degradación que ha presentado se ha optado por crear áreas de reservas naturales para conservar los remanentes que quedan de este ecosistema. La reserva ecológica del complejo siderúrgico de Ternium, se estableció en el año 2010, realizando reforestaciones como medida de rehabilitación del área. En el verano de 2018 se realizó una zonificación de la reserva ecológica para cuantificar el carbono almacenado en ella. Se detectaron 10 comunidades vegetales en las cuales la asociación de mezquite-huizache fue la que mayor biomasa y carbono almacenado registro con 102.44 y 46.10 Mg ha⁻¹ respectivamente. Concluyendo que en general la reserva almacena un promedio de 12.77 Mg ha⁻¹ siendo las especies de *Prosopis glandulosa*, *Acacia farnesiana* y *Cercidium macrum* las que contribuyen a una mayor captación de carbono. En estas mismas áreas se determinó la estructura encontrando que las áreas de matorral de cenizo obtuvieron la mayor área de copa y el área de plantación con seis años presentó la mayor área basal y volumen que el resto de las áreas. El índice de distribución vertical de especies (A) registra dos estratos. Dentro del área restaurada en la reserva ecológica después de cinco años se evaluó la regeneración natural, encontrado una diversidad baja y seis especies regeneradas de las cuales *Baccharis salicifolia*, *Ehretia anacua* y *Gymnosperma glutinosum* no se utilizaron en la plantación. En otra zona del matorral espinoso tamaulipeco se evaluó la estructura y diversidad de una comunidad regenerada después de registrar uso pecuario. Se encontraron 15 especies en los tratos medio y bajo y el análisis de filogenia *Vachellia farnesiana* presentó una correlación negativa entre la distancia física y la distancia filogenética, por lo que es una especie facilitadora para sus vecinos más cercanos. Una plantación con especies nativas del matorral espinoso tamaulipeco fue evaluada durante 41 meses encontrando que *Cordia boissieri* fue la especie que menor supervivencia registró, y junto con *Caesalpinia mexicana* fueron las que mayor crecimiento a lo largo del estudio presentaron respecto al resto de las especies utilizadas en la plantación. Existen

especies que prefieren los sitios con disturbio, una de ellas es *Amoreuxia wrightii* que además se encuentra en peligro de extinción, la cual se evaluó en dos áreas del matorral espinoso tamaulipeco, con y sin disturbio. Encontrando que prefiere desarrollarse en áreas con disturbio acompañándose principalmente por arbustos característicos de vegetación secundaria como *Croton cortesianus*, *Vachellia farnesiana* y *Vachellia rigidula* y prefiriendo suelos arcillosos con alta densidad aparente.

Abstract

Among the variants of the xerophilous scrub, in northeastern Mexico, the Tamaulipas Thornscrub stands out. Which is distributed from southern Texas in the United States to the states of Coahuila, Nuevo Leon and Tamaulipas in Mexico. This community, due to its importance in diversity and use of the land that is given to the surface where it develops, is one of the most fragmented plant communities in the country, registering only 25,569 km² of surface. Given the high degradation that it has presented, it has been decided to create natural reserve areas to conserve the remnants that remain of this ecosystem. The ecological reserve of the Ternium iron and steel complex was established in 2010, carrying out reforestations as a measure of rehabilitation of the area. In the summer of 2018, a zoning of the ecological reserve was carried out to quantify the carbon stored in it. 10 plant communities were detected in which the mesquite-huizache association was the one with the highest biomass and stored carbon recorded with 102.44 and 46.10 Mg ha⁻¹ respectively. Concluding that in general the reserve stores an average of 12.77 Mg ha⁻¹, with *Prosopis glandulosa*, *Acacia farnesiana* and *Cercidium macrum* species contributing to a higher carbon uptake. In these same areas, the structure was determined, finding that the ash scrub areas obtained the highest crown area and the six-year-old plantation area presented the highest basal area and volume than the rest of the areas. The vertical species distribution index (*A*) registers two strata. Within the restored area in the ecological reserve after five years the natural regeneration was evaluated, found a low diversity and six regenerated species of which *Baccharis salicifolia*, *Ehretia anacua* and *Gymnosperma glutinosum* were not used in the plantation. In another area of the Tamaulipas thorn scrub, the structure and diversity of a regenerated community was evaluated after registering livestock use. 15 species were found in the medium and low treatments and the analysis of *Vachellia farnesiana* phylogeny presented a negative correlation between the physical distance and the phylogenetic distance, making it a facilitator species for its closest neighbors. A plantation with native species of the Tamaulipas thorn scrub was evaluated for 41 months, finding that *Cordia boissieri* was the species with the lowest survival recorded, and together with *Caesalpinia mexicana*, they were the ones with the highest growth throughout the study compared to the rest of the species used in the plantation. There are species that prefer disturbed sites, one of them is *Amoreuxia wrightii*, which is also in danger of extinction, which was

evaluated in two areas of the Tamaulipas thorn scrub, with and without disturbance. Finding that it prefers to develop in disturbed areas, mainly accompanied by characteristic shrubs of secondary vegetation such as *Croton cortesianus*, *Vachellia farnesiana* and *Vachellia rigidula* and preferring clayey soils with high apparent density.

Introducción

En México los matorrales xerófilos comprenden diversas comunidades vegetales principalmente en climas áridos y semiáridos, presentando alrededor de 6 000 especies de plantas, considerándose una diversidad mayor a la de las selvas húmedas (Rzedowski, 1998). Estas comunidades contaban una cobertura original de 70.49 millones de ha (INEGI, 2003) mientras que para 2005 se estimaba un 29.7% de la superficie nacional, contando con 53.10 millones de ha con vegetación primaria y 5.36 millones de ha con vegetación secundaria (INEGI, 2005). Debido a la fisionomía que presentan las especies de estas comunidades se pueden distinguir diferentes tipos de matorrales: matorral micrófilo, subtropical, submontano, espinoso tamaulipeco, rosetófilo y chaparral (INEGI, 2005). El presente trabajo se centró en estudiar aspectos ecológicos, así como la respuesta a diferentes disturbios de las especies del matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México.

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, 1985) 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 (Jurado y Reid, 1989). Esta comunidad vegetal es muy diversa en especies arbóreas, arbustivas y subarbustivas, destacando algunas como *Acacia amentácea*, *A. farnesiana*, *Celtis pallida*, *Cordia boissieri*, *Forestiera angustifolia*, *Havardia pellens*, *Karwinskia humnoldtiana*, *Neopringlea integrifolia*, *Prosopis laevigata*, *Randia aculeata*, *Zanthoxylum fagara*, entre otras.

Las áreas de matorrales presentan un gran potencial para diversas actividades económicas lo que ha ido degradando sus superficies debido al cambio uso de suelo por actividades como minería, ganadería, agricultura, entre otras; lo que ocasiona que la estructura y composición original de esta comunidad vegetal se vea afectada (Alanís *et al.*, 2013; Mora *et al.*, 2013; Molina *et al.*, 2013; Martínez, 2013).

Esta comunidad ha registrado una pérdida de 953,000 ha por cambio uso de suelo entre los años 1993 al 2002, lo que lo coloca en el segundo lugar de ecosistemas más afectados en México (SEMARNT, 2006). Esta situación ha provocado que muchas especies se encuentren bajo algún estatus de protección (sujeta a protección especial

(Pr), amenazada (A), en peligro de extinción (P) y probablemente extinta en el medio silvestre (E) en la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Para tratar de revertir el daño causado a los ecosistemas y las especies presentes en ellos, se crearon áreas para la conservación, iniciando en México a finales del siglo XIX con un criterio estético y recreativo inicialmente. Con el tiempo este concepto fue cambiando y hoy en día las áreas protegidas son consideradas como una herramienta para la conservación cuyos objetivos son mantener la fauna y flora silvestres, mantener paisajes naturales, así como procesos ecológicos (carbón, agua, suelo), son testigos del cambio, dan recreación, educación y son sitios para la investigación científica. La Comisión Mundial de áreas Protegidas (WCPA) las define como “un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y administrado, a través de medios legales u otros similares efectivos, para lograr la conservación de la naturaleza con sus servicios económicos asociados y valores culturales”.

El matorral espinoso tamaulipeco ha sido objeto para el desarrollo de diversos estudios científicos, donde destacan de establecimiento y germinación (Jurado *et al.*, 2000; Jurado *et al.*, 2001; García y Jurado, 2003), biomasa (Návar *et al.*, 2001; García *et al.*, 2014), interacciones (Flores y Jurado, 2003), potencial hídrico y disponibilidad de agua en el suelo (González *et al.*, 2000; González *et al.*, 2004), intercepción de la precipitación (Cantú y González, 2005), aspectos nutricionales (Ramírez *et al.*, 1999; López *et al.*, 2015; Ramírez *et al.*, 2018), así como tolerancia a factores abióticos (Sánchez *et al.*, 2005), contenido de carbono (Yerena *et al.*, 2015) evaluación de la regeneración del ecosistema después de actividades como el fuego (Graciano *et al.*, 2018) la minería (Marroquín *et al.*, 2016), actividades ganaderas (Pequeño *et al.*, 2018). Estudios relacionados con la evaluación del impacto ambiental en estas comunidades vegetales son escasos, por lo que con este estudio se pretende generar información útil para la determinar el grado de afectación y su respuesta a los cambios que pudieran tener las algunas especies del matorral.

A continuación, se describen brevemente cada uno de los capítulos que conforman esta tesis:

Capítulo I: Almacenamiento de carbono en la reserva ecológica de Ternium en Pesquería, Nuevo León. En este capítulo se cuantificó el carbono que se tiene almacenado en la reserva ecológica, mediante una zonificación se determinaron las diferentes áreas que conforman la reserva. Se estimó biomasa y contenido de carbono para cada área.

Capítulo II: estructura y diversidad de leñosas del matorral espinoso tamaulipeco en una reserva ecológica del noreste de México. Aquí se determinó la estructura vertical y horizontal presente en cada comunidad vegetal de la reserva ecológica de Ternium. Para lo cual se calculó el área basal, volumen, diversidad, además de realizar análisis de varianza (ANOVA) para conocer si existen diferencias significativas entre las comunidades, un análisis de conglomerados WinTWINS, y para saber la distribución vertical se utilizó el índice de distribución vertical de especies (A).

Capítulo III: Regeneración natural en un área restaurada del matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. Se evaluó la estructura y diversidad de un área restaurada después de 5 años y la vegetación que corresponde a la regeneración bajo la plantación. calculando para cada especie el índice de valor de importancia (IVI), así como los índices de diversidad de Margalef (DMg) y Shaannon (H').

Capítulo IV: Estructura y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco regenerado posterior a uso pecuario. Para conocer la composición, estructura y diversidad de la comunidad regenerada después de 36 años del cese de la actividad pecuaria, se utilizaron los índices de Margalef (DMg), Shannon (H'), diversidad verdadera de Shannon, índice de valor de importancia (IVI) e índice de valor de importancia familiar ($IVIF$), así como el índice de distribución vertical de especies (A). Además de análisis de filogenia mediante las tres especies con mayor IVI del área siendo estas *Havardia pallens*, *Vachellia farnesiana* y *Zanthoxylum fagara*.

Capítulo V: Desempeño de una reforestación con especies arbóreas nativas del matorral espinoso tamaulipeco en áreas degradadas. Se evaluó una plantación de especies nativas (*Cordia boisieri*, *Caesalpinia mexicana*, *Eysenhardtia texana* y *Leucophyllum frutescens*) desde el inicio hasta 41 meses después, las evaluaciones se realizaron cada seis meses. La supervivencia se determinó mediante el método de Kaplan-Meier y se calcularon las tasas de crecimiento para las variables de diámetro, altura y cobertura de cada especie.

Capítulo VI: Características ecológicas de *Amoreuxia wrightii* A. Gray, en el noreste de México. *Amoreuxia wrightii* es una herbácea que se encuentra en peligro de extinción según la NOM-059-SEMARNAT-2010. En este capítulo se evaluaron dos áreas, una con disturbio y otra sin disturbio. Se tomaron índices de diversidad, así como el índice de valor de importancia además de determinar características edáficas de cada una de las áreas como materia orgánica, carbono orgánico, pH, conductividad eléctrica, densidad aparente y textura. Con estas variables ambientales y la vegetación presente en las áreas evaluadas se realizó un análisis de correspondencia canónica.

OBJETIVO

General:

el objetivo de la investigación es conocer la adaptación que presentan las especies del matorral espinoso tamaulipeco después de presentarse algún disturbio en su área de distribución, analizar la respuesta de ciertas especies al ser utilizadas en procesos de restauración ecológica.

Particulares:

- Evaluar el almacenamiento de carbono que reúnen las comunidades vegetales y sus principales especies en la reserva ecológica de la empresa Ternium, Pesquería, Nuevo León, México, para determinar cuál de estas registra mayor contenido de carbono.
- Determinar la estructura (horizontal y vertical) y diversidad de la Reserva Ecológica de Ternium.
- 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.
- Evaluar la composición, estructura, diversidad y filogenia de una comunidad regenerada posterior a uso pecuario con 36 años de regeneración.
- Evaluar la supervivencia y crecimiento de una reforestación multiespecífica de *Cordia boissieri*, *Leucophyllum frutescens*, *Caesalpinia mexicana* y *Eysenhardtia texana* durante 41 meses en un área degradada del matorral espinoso tamaulipeco.
- Conocer la flora y que características del suelo están asociadas al desarrollo de *Amoreuxia wrightii*.

CAPÍTULO I

Almacenamiento de carbono en la Reserva Ecológica de Ternium en Pesquería, Nuevo León



Sometido enero 2019 / publicado junio 2019

Revista Mexicana de Ciencias Forestales DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i54.498>

Resumen

La reserva ecológica Ternium es un área de conservación de flora y fauna, que incluye al Matorral Espinoso Tamaulipeco. En este estudio se cuantificó el almacenamiento de carbono en las diferentes áreas de la reserva ecológica. Se realizó un muestreo estratificado al azar con imágenes satelitales para definir las comunidades. En ellas, se muestrearon 10 sitios rectangulares de 10 × 20 m (100 sitios en total) en los que se evaluó el diámetro basal, la altura total y los diámetros de copa de cada individuo con diámetro basal > 3 cm. Para determinar el almacenamiento de carbono se estimó la biomasa mediante ecuaciones alométricas y, una vez calculada la biomasa, se utilizó el factor de 45.4 % para la estimación de carbono propuesto para especies del Matorral Espinoso Tamaulipeco. Se registraron 16 familias, 27 géneros y 28 especies. La comunidad vegetal que presentó mayor biomasa total y contenido de carbono fue la de Mezquite-Huizache con 102.44 y 46.10 Mg ha⁻¹, respectivamente; mientras que en las comunidades vegetales derivadas de plantaciones forestales se registraron las cifras más bajas (1.74 y 3.96 Mg ha⁻¹). En general, el contenido de carbono promedio en el área fue de 12.77 Mg ha⁻¹. Los taxones que contribuyeron a capturar la mayor concentración de carbono por sus dimensiones fueron: *Prosopis glandulosa*, *Acacia farnesiana* y *Cercidium macrum*.

Palabras clave: *Acacia farnesiana* (L.) Willd., captura de carbono, *Cercidium macrum* I. M. Johnst., Matorral Espinoso Tamaulipeco, *Prosopis glandulosa* Torr., reserva ecológica.

Abstract

The *Ternium* Ecological Reserve is a flora and fauna conservation area, which includes the Tamaulipan Thornscrub. In this study, carbon storage was quantified in the different areas of the ecological reserve. Stratified random sampling was carried out, using satellite images to define the different communities. In each one of them, 10 rectangular sites of 10 × 20 m (a total number of 100 sites) were sampled, in which the basal diameter, the height and the diameters of the crown of each individual with a basal diameter > 3 cm were measured. To determine carbon storage, biomass was estimated by allometric equations and once it was calculated, a 45.4 % factor was used for carbon estimation proposed for the Tamaulipan Thornscrub species. 16 families, 27 genera and 28 species were recorded. The vegetal community that presented the

highest total biomass and carbon was the *Mezquite-Huizache* with 102.44 and 46.10 Mg ha⁻¹ respectively, while the vegetal sources derived from the plantations, recorded the lowest numbers (1.74 and 3.96 Mg ha⁻¹). In general, the area has an average carbon content of 12.77 Mg ha⁻¹. The species that contributed to a greater carbon concentration due to their size were: *Prosopis glandulosa*, *Acacia farnesiana* and *Cercidium macrum*.

Key words: *Acacia farnesiana* (L.) Willd., carbon capture, *Cercidium macrum* I. M. Johnst., Tamaulipan Thornscrub, *Prosopis glandulosa* Torr., ecological reserve.

Introducción

Para la conservación de la biodiversidad, en el mundo se destinan áreas naturales protegidas, reservas de la biósfera, parques nacionales, monumentos naturales, áreas de protección de recursos naturales, áreas de protección de flora y fauna y santuarios (Toledo, 2005). En un principio, su objetivo era la preservación de la belleza escénica natural (Halffter, 2011), pero con el paso del tiempo esta visión fue evolucionando hasta que en la actualidad estas áreas tienen como propósito mantener la diversidad, el hábitat, componentes ecológicos como el agua y el suelo, además de algunos procesos como la captura de carbono (Dudley *et al.*, 2008).

Entre los servicios ambientales que brindan los ecosistemas, los bosques juegan un papel primordial en el ciclo y captura de carbono (C), pues llegan a almacenar grandes cantidades de carbono en biomasa y suelo, y realizan el intercambio con la atmósfera por medio de la fotosíntesis y la respiración (Brown, 1999). Las comunidades vegetales tienen cierta capacidad para almacenar carbono y esta depende de la composición florística, edad y densidad de la población de cada estrato por comunidad (Schulze *et al.*, 2000). El carbono almacenado en los ecosistemas terrestres se modifica en función de las transformaciones naturales o inducidas, como la erosión y el cambio de uso del suelo (Figueroa *et al.*, 2005). Dichos procesos de liberación de carbono a la atmósfera se pueden revertir mediante la reforestación y la restauración (Rodríguez *et al.*, 2008).

En México, algunas áreas son de propiedad privada y sus responsables las dedican a la conservación para proteger parte del capital biológico del país (Semarnat, 2013). A pesar de ello, son escasos los estudios que se han realizado para determinar su captura de carbono (Roldán *et al.*, 2010; Cuellar y Larrea, 2016; Mora *et al.*, 2017). El

objetivo de la presente investigación fue evaluar el almacenamiento de carbono que reúnen las comunidades vegetales y sus principales especies en la reserva ecológica de la empresa Ternium, Pesquería, Nuevo León, México, para determinar cuál de estas registra mayor contenido de carbono.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se desarrolló en la Reserva Ecológica de la empresa Ternium México (Figura1), cuya superficie es de 96.17 ha, se ubica en el municipio Pesquería, Nuevo León; sus coordenadas geográficas son 25°45'25" N y 99°58'07" O, a 306 msnm. El clima del lugar corresponde a seco BS0hw según la clasificación de Köppen modificado por García (1988). La temperatura media anual es de 20 a 22 °C, la precipitación anual varía entre 500 a 700 mm (INEGI, 1986). Los suelos presentes son: Castañosem, Vertisol, Leptosol, Chernozem y Fulisol (INEGI, 1986). La vegetación predominante en el área de estudio es el Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) con diferentes estados sucesionales y grados de disturbio. Existen comunidades vegetales del MET maduras y otras en diferentes condiciones de edad: 2, 4 y 6 años, debido a las prácticas de restauración ecológica aplicadas (reforestaciones); y unas más en las que después del disturbio, prevalecen especies de vegetación secundaria.

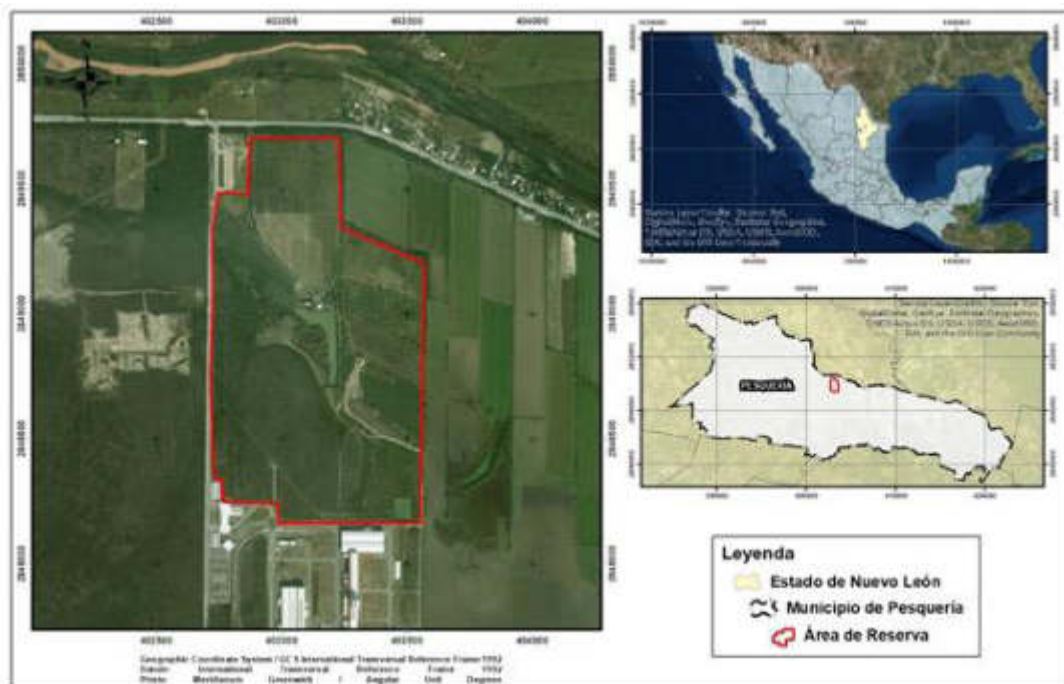


Figura 4 mapa de ubicación del área de estudio.

Toma de datos

Se realizaron recorridos preliminares en el área de estudio durante los cuales se reconocieron diferencias en la estructura de la comunidad vegetal. Estos contrastes responden a la orografía y al historial de las comunidades vegetales (Tabla 1).

Mediante imágenes de satélite, tomadas de *Google Earth Pro*, se realizó la estratificación de la zona para estimar el carbono de cada área en específico.

Tabla 1. Características orográficas e historial de uso de las comunidades vegetales.

Comunidad vegetal	Orografía	Historial
Matorral maduro	Valle	Sin disturbio
Matorral maduro	Valle	Sin disturbio
Matorral de cenizo	Loma	Sin disturbio
Matorral de cenizo	Loma	Sin disturbio
Matorral maduro	Parte baja de la cuenca	Sin disturbio
Mezquite-Huizache	Valle	Regeneración
Matorral de cenizo	Loma	Sin disturbio
Plantación 6 años	Valle	Plantación
Plantación 4 años	Valle	Plantación
Plantación 2 años	Valle	Plantación

A partir de la heterogeneidad de la comunidad vegetal, se hizo un muestreo estratificado al azar; y con base en la orografía, historial de uso, composición de especies, la cobertura de la copa y la densidad de individuos, se definieron 10 estratos, de los cuales siete corresponden a vegetación establecida antes de declararla área de conservación y los tres restantes a donde se desarrollaron actividades de restauración ecológica.

Se realizó un premuestreo para determinar el coeficiente de determinación y estimar el número de sitios necesarios para tener información representativa. El tamaño de la muestra se definió, a partir del volumen, por medio del siguiente modelo matemático (Mostacedo y Fredericksen, 2000):

$$n = \frac{t^2 * CV^2}{E^2 + \frac{t^2 * CV^2}{N}}$$

Donde:

n = Número de sitios de muestreo

E = Error (20 %)

t = Valor extraído de las tablas de t de *Student* ($P < 0.05$)

N = Total de unidades muestrales en toda la población

CV = Coeficiente de variación

Los sitios de muestreo fueron rectangulares de 10 × 20 m (200 m²) establecidos aleatoriamente, con base en las coordenadas extremas de cada área y mediante números aleatorios; en Excel, se obtuvieron los puntos de muestreo de cada estrato. De acuerdo con el resultado del modelo matemático, se establecieron 10 sitios por comunidad vegetal (100 sitios en total); donde se consideraron todos los individuos con un diámetro basal > 3 cm, y se les midió la altura total (h) con una vara telescópica *Hastings*® E-15-1, el diámetro basal (d) con una forcípula *Haglöf* Mantax Blue® 1270 mm y los diámetros de copa (k) en sentidos N-S y E-O con un flexómetro *Truper*® de 10 m.

Análisis de datos

Para calcular el almacenamiento de carbono de las especies arbóreas y arbustivas, se estimó la biomasa aérea con la ecuación alométrica desarrollada por Návar *et al.* (2004) para taxones del Matorral Espinoso Tamaulipeco ($r^2 = 0.80$):

$$BT = (0.026884 + 0.001191 * d * h + 0.044529 * d - 0.01516 * h) + (1.025041 + 0.023663 * d * h - 0.17071 * h - 0.09615 * \ln h) + (-0.43154 + 0.011037 * d * h + 0.113602 * d + 0.307809 * \ln (d))$$

Donde:

BT = Biomasa aérea total (Kg)

d = Diámetro basal (cm)

h = Altura total (m).

Por el fuste característico de *Yucca filifera* Chabaud, cuya forma es diferente a los taxa evaluados, se utilizó la fórmula propuesta por Návar (2008):

$$BT = \exp 0.360 + 1.218 * \ln (h + 0.325)$$

Donde

BT = Biomasa aérea total (Kg)

h = Altura total (m)

Una vez obtenida la biomasa aérea total, la concentración del contenido de carbono se calculó con el factor de 45.4 % recomendado por Yerena *et al.* (2011).

Resultados y Discusión

La flora del área de estudio comprende 16 familias, 27 géneros y 28 especies (Tabla 2). Las familias mejor representadas fueron: Fabaceae con nueve, Asteraceae, Boraginaceae, Cannabaceae y Euphorbiaceae con dos especies; el resto de las registró solo una especie. Fabaceae es de las más representativas en las comunidades de matorral del estado; *Acacia farnesiana* (L.) Willd. y *Acacia rigidula* Benth son de las más importantes dentro de estas comunidades vegetales, en cuanto a dominancia (Estrada *et al.*, 2004; Jiménez *et al.*, 2009).

Tabla 2. Listado florístico del área de estudio

Familia	Especie	Nombre común	Hábito
Asparagaceae	<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Yuca	Arbóreo
	<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruíz & Pav.) Pers.	Jarilla	Arbustivo
Asteraceae	<i>Gymnosperma glutinosum</i> (Spreng.) Less.	Escobilla	Arbustivo
	<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Arbóreo
Boraginaceae	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Anacua	Arbóreo
Cactaceae	<i>Cylindropuntia leptocaulis</i> (DC.) F.M. Knuth	Tasajillo	Arbustivo
Cannabaceae	<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Arbustivo
Ebenaceae	<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote	Arbóreo
Euphorbiaceae	<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) S. Watson	Oreja de ratón	Arbustivo
Euphorbiaceae	<i>Croton cortesianus</i> Kunth	Croton	Arbustivo
	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Arbóreo
	<i>Acacia rigidula</i> Benth.	Chaparro prieto, gavia	Arbustivo
	<i>Caesalpinia mexicana</i> A. Gray	Hierba del potro	Arbóreo
	<i>Cercidium macrum</i> I.M. Johnst.	Palo verde	Arbóreo
Fabaceae	<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W.	Ébano	Arbóreo
	<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	Vara dulce	Arbóreo
	<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Arbóreo
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Retama	Arbóreo
	<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	Mezquite	Arbóreo

Oleaceae	<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Arbustivo
Passifloraceae	<i>Turnera diffusa</i> Willd.	Damiana	Arbustivo
Rhamnaceae	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	Coyotillo	Arbustivo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Arbustivo
Sapotaceae	<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Peen.	Coma	Arbustivo
Scrophulariaceae	<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Cenizo	Arbustivo
Simaroubaceae	<i>Castela erecta</i> Turpin	Crucillo	Arbustivo
Zygophyllaceae	<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacán	Arbustivo

En la tabla 3 se muestran los 10 estratos registrados en el área de conservación. La comunidad vegetal dominada por mezquite y huizache es la que mayor biomasa total y carbono almacena con 102.44 y 46.10 Mg ha⁻¹, respectivamente (Tabla 3), seguida de las comunidades de matorral maduro.

Tabla 3. Biomasa total y contenido de carbono por comunidad vegetal.

Comunidad Vegetal	Superficie (ha)	BT (Mg ha ⁻¹)	C (Mg ha ⁻¹)	C (Mg) por comunidad vegetal
Matorral maduro 1	19.76	17.24	7.76	153.34
Matorral maduro 2	16.86	47.43	21.34	359.79
Matorral de cenizo 1	5.37	14.82	6.67	35.82
Matorral de cenizo 2	8.16	17.16	7.72	63.00
Matorral maduro 3	9.71	26.56	11.95	116.03
Mezquite-Huizache	12.78	102.44	46.1	589.16
Matorral de cenizo 3	1.71	22.23	10	17.10
Plantación 6 años	12	21.38	9.62	116.52
Plantación 4 años	2.2	8.73	3.93	8.71
Plantación 2 años	7.62	5.57	2.50	19.13
Sumatorias y promedios	Σ = 96.17	\bar{x} = 28.36	\bar{x} = 12.76	Σ = 1,228.09

Con excepción de las áreas de Mezquite y Huizache y las reforestadas, las comunidades vegetales registraron valores de biomasa entre los 14.82 Mg ha⁻¹ y 47.43 Mg ha⁻¹. Estos valores son similares a los citados por diferentes autores: Nívar *et al.* (2002), Nívar *et al.* (2004), Nívar (2008), quienes indican para el Matorral Espinoso Tamaulipeco cifras de 12.93, 36.75, 44.40 y 48.40 Mg ha⁻¹,

respectivamente; mientras que, Yerena *et al.* (2011) documentan un valor de 25 Mg ha⁻¹. En las áreas de plantación, la biomasa total y el carbono almacenado fueron inferiores, dado que la vegetación en estas áreas es más joven y de menor tamaño. A pesar de esa situación, en la plantación de seis años se obtuvieron valores mayores que en las comunidades denominadas matorral cenizo 1 y 2, las cuales están dominadas por el arbusto *Leucophyllum frutescens* (Berland.) I. M. Johnst.; por lo tanto, las actividades de reforestación contribuyeron a lograr resultados positivos en la producción de biomasa. En general, el área de reserva ecológica Ternium almacena un promedio de 28.36 Mg ha⁻¹ de biomasa, lo que equivale a 12.76 Mg ha⁻¹ de carbono. El matorral maduro reúne un contenido de carbono en promedio de 13.68 Mg ha⁻¹, que se asemeja a los valores consignados por Yerena *et al.* (2011), de 11.70 Mg ha⁻¹ en un matorral primario; mientras que, para zonas con diferentes usos, los valores fueron de 4.67 y 2.98 Mg ha⁻¹; lo anterior coincide con las plantaciones estudiadas, donde las plantas son aún jóvenes. En el área de Mezquite-Huizache los registros obtenidos superan a los de Yerena *et al.* (2015) para un mezquital de 30 años, en el que calcularon 18.83 Mg ha⁻¹.

En cada comunidad vegetal o estrato se identificaron especies dominantes, de acuerdo a la concentración de biomasa total y carbono. En la tabla 4 se muestran los taxa de cada estrato. *Prosopis glandulosa* Torr., *A. farnesiana* y *Cercidium macrum* I. M. Johnst. reúnen la mayor biomasa total y carbono almacenado, con 34.96 % de la biomasa total. Estas especies son importantes por su gran abundancia y dominancia en las comunidades vegetales; pertenecen a la familia Fabaceae, que ha sido referida como la más representativa en los matorrales del estado (Rojas, 1965; Rzedowski, 1978; Briones y Villarreal, 2001).

Tabla 4. Características dasométricas, biomasa total (Mg ha⁻¹) y Carbono (Mg ha⁻¹) de las comunidades vegetales del área de estudio.

Especie	Individuos (ha ⁻¹)	Altura promedio (m)	Diámetro promedio (cm)	Área de copa promedio (cm ²)	BT (Mg ha ⁻¹)	C (Mg ha ⁻¹)
Matorral maduro 1						
<i>Acacia farnesiana</i>	119	4.9	13.5	4.6	5.47	2.46
<i>Havardia pallens</i>	531	3.7	5.9	1.8	1.80	1.17
<i>Ebenopsis ebano</i>	25	9.1	30	7.3	0.08	0.84
<i>Cordia boissieri</i>	6	2.9	8.9	1.9	0.04	0.81

<i>Acacia rigidula</i>	31	2.7	4.1	1.3	0.07	0.81
<i>Cercidium macrum</i>	75	3.5	9.1	2.7	1.38	0.62
<i>Prosopis glandulosa</i>	125	3.5	9.2	2.3	1.81	0.39
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	44	2.1	4.5	2.1	0.11	0.16
<i>Forestiera angustifolia</i>	6	2.9	4.3	2.3	0.16	0.13
<i>Diospirus texana</i>	6	3.7	13	2.7	1.87	0.07
<i>Leucophyllum frutescens</i>	6	1.5	3.7	1.3	0.03	0.06
<i>Croton cortesianus</i>	19	1.9	4	1.7	0.04	0.05
<i>Zanthoxylum fagara</i>	94	2	4.1	1.7	0.29	0.04
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	6	1.5	3.9	1.2	0.01	0.04
<i>Bernardia myricaefolia</i>	363	2	4.3	1.7	2.59	0.04
<i>Celtis pallida</i>	38	2	3.6	1.3	0.09	0.03
<i>Eysenhardtia texana</i>	56	2	3.7	1.5	0.12	0.02
<i>Castela erecta</i>	31	3.1	6.5	1.8	0.86	0.02
<i>Ehrieta anacua</i>	113	2	6	1.9	0.35	0.01
<i>Gymnosperma glutinosum</i>	38	1.1	3.5	0.7	0.10	0.01
Suma	1731	2.91	7.29	43.80	17.24	7.76

Matorral maduro 2

<i>Cercidium macrum</i>	45	4.7	30.1	3.9	1.34	12.95
<i>Acacia rigidula</i>	860	2.8	6.5	2.1	8.84	3.98
<i>Havardia pallens</i>	35	3.8	7	2.6	0.07	0.90
<i>Cordia boissieri</i>	55	2.8	10	2.2	0.24	0.73
<i>Ebenopsis ebano</i>	50	4.3	13.6	3.5	28.77	0.72
<i>Acacia farnesiana</i>	110	3.9	9.9	3.5	1.63	0.60
<i>Prosopis glandulosa</i>	130	2.7	9.3	2.4	0.23	0.37
<i>Forestiera angustifolia</i>	35	2.1	4.4	1.8	1.61	0.27
<i>Eysenhardtia texana</i>	175	2.3	3.6	1.7	0.46	0.21
<i>Leucophyllum frutescens</i>	180	1.7	4.7	1.8	0.61	0.21
<i>Celtis pallida</i>	190	1.9	4.5	1.5	1.98	0.11
<i>Croton cortesianus</i>	35	1.2	3.3	0.8	0.20	0.10
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	105	1.7	4.8	1.2	0.46	0.09
<i>Zanthoxylum fagara</i>	50	1.3	4.1	1.2	0.81	0.06
<i>Castela erecta</i>	20	1.9	3.6	1.9	0.05	0.03
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	50	1.3	4.4	1.1	0.13	0.02
Suma	2125	2.53	7.74	33.20	47.43	21.34

Matorral de cenizo 1

<i>Cercidium macrum</i>	435	4.3	12.9	3.6	2.05	2.27
<i>Cordia boissieri</i>	20	2.4	10.5	2.3	0.10	1.94
<i>Leucophyllum frutescens</i>	70	1.8	3.6	1.7	5.04	1.01
<i>Acacia rigidula</i>	175	2.3	5.1	1.8	4.32	0.92
<i>Yucca filifera</i>	25	5.1	29	4.2	0.07	0.14
<i>Havardia pallens</i>	25	1.8	5.1	1.8	0.05	0.10
<i>Forestiera angustifolia</i>	110	1.6	3.1	1.3	0.21	0.09
<i>Zanthoxylum fagara</i>	10	1.8	3.3	1.8	0.03	0.06
<i>Celtis pallida</i>	55	1.9	4.3	1.7	0.21	0.04

<i>Karwinskia humboldtiana</i>	30	1	3.2	1	0.08	0.04
<i>Croton cortesianus</i>	1060	1.5	3.4	1.3	2.24	0.03
<i>Eysenhardtia texana</i>	20	1.3	3.2	1.1	0.30	0.02
<i>Guaiacum angustifolium</i>	55	1.8	3.5	0.4	0.13	0.01
Suma	2090	2.20	6.94	24.00	14.82	6.67

Matorral de cenizo 2

<i>Cercidium macrum</i>	11	4.7	14	4	1.10	1.31
<i>Leucophyllum frutescens</i>	622	1.9	3.8	1.9	2.45	1.30
<i>Baccharis salicifolia</i>	817	5.2	3.7	2.9	2.49	1.12
<i>Acacia rigidula</i>	33	2.4	4.5	2.1	0.08	1.10
<i>Cordia boissieri</i>	28	2.4	9.4	2.3	2.90	0.78
<i>Acacia farnesiana</i>	94	3.9	18.5	2.4	1.74	0.50
<i>Eysenhardtia texana</i>	111	2	3.1	1.5	0.18	0.46
<i>Prosopis glandulosa</i>	6	3.9	17	3.9	0.17	0.31
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	594	1.4	3.1	1.4	1.01	0.28
<i>Havardia pallens</i>	106	2.7	5.8	2.2	0.18	0.16
<i>Yucca filifera</i>	56	7.2	37.5	1.6	0.36	0.11
<i>Forestiera angustifolia</i>	383	2.3	3	1.4	0.63	0.08
<i>Croton cortesianus</i>	1300	1.1	3	0.8	2.89	0.08
<i>Diospirus texana</i>	11	3.4	15	3.4	0.68	0.08
<i>Celtis pallida</i>	11	2.3	4	2.3	0.24	0.04
<i>Zanthoxylum fagara</i>	11	2.2	4	2.6	0.04	0.02
Suma	4194	3.06	9.34	36.70	17.16	7.72

Matorral maduro 3

<i>Prosopis glandulosa</i>	150	4.3	14.4	4	2.44	3.09
<i>Acacia rigidula</i>	1480	3.7	4.5	1.5	6.02	2.71
<i>Cordia boissieri</i>	195	3	6.8	1.9	0.81	1.23
<i>Cercidium macrum</i>	110	3.4	8.2	2.6	2.72	1.22
<i>Acacia farnesiana</i>	240	4.4	6.7	3.7	2.74	1.10
<i>Leucophyllum frutescens</i>	115	2.2	3.8	1.2	0.28	0.50
<i>Zanthoxylum fagara</i>	5	2.6	4.6	2.1	0.10	0.49
<i>Celtis pallida</i>	150	3.4	3.8	1.6	0.70	0.36
<i>Eysenhardtia texana</i>	70	3.7	4.5	2	0.43	0.32
<i>Havardia pallens</i>	20	2.7	3.1	1.6	0.06	0.25
<i>Yucca filifera</i>	285	6.6	53.2	3.1	0.54	0.22
<i>Forestiera angustifolia</i>	50	2.1	4	1.5	0.14	0.20
<i>Croton cortesianus</i>	255	2.4	3.3	1.2	1.12	0.13
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	45	1.5	3.3	1.1	6.86	0.06
<i>Diospirus texana</i>	25	5	10	3.3	0.49	0.04
<i>Guaiacum angustifolium</i>	225	1.6	3.5	0.8	1.09	0.03
Suma	3420	3.29	8.61	33.20	26.56	11.95

Mezquite-Huizache

<i>Prosopis glandulosa</i>	210	4.3	17.3	4.1	0.38	37.40
<i>Acacia farnesiana</i>	820	4.1	10.1	3.1	15.00	6.75
<i>Cordia boissieri</i>	105	3.2	11.4	2.6	2.23	1.00
<i>Havardia pallens</i>	275	3.3	6.3	1.4	1.72	0.78

<i>Baccharis salicifolia</i>	550	3.6	3	1.5	83.12	0.17
Suma	1960	3.70	9.62	12.70	102.44	46.10

Matorral de cenizo 3

<i>Cercidium macrum</i>	135	3.7	11.2	3.3	0.95	3.82
<i>Cordia boissieri</i>	20	2.7	11.6	3.1	0.07	2.19
<i>Diospirus texana</i>	70	3.8	28	3.5	8.49	1.24
<i>Leucophyllum frutescens</i>	80	1.9	3.7	1.8	4.88	1.15
<i>Acacia rigidula</i>	30	2.1	4.6	2.5	0.14	0.43
<i>Prosopis glandulosa</i>	5	2.9	15.5	4.4	0.02	0.29
<i>Havardia pallens</i>	10	3	7.2	2.6	2.76	0.22
<i>Yucca filifera</i>	25	6.2	50.8	4.8	0.08	0.21
<i>Forestiera angustifolia</i>	40	1.9	5	2	0.31	0.14
<i>Zanthoxylum fagara</i>	25	2.2	4.1	2.1	0.50	0.10
<i>Croton cortesianus</i>	30	2.6	3.5	1.5	0.13	0.06
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	860	1.5	3.8	1.5	2.55	0.06
<i>Eysenhardtia texana</i>	10	1.6	3.4	1.6	0.64	0.04
<i>Celtis pallida</i>	5	1.7	3.5	2.1	0.02	0.03
<i>Turnera diffusa</i>	25	0.9	3	0.8	0.48	0.01
<i>Cylindropuntia leptocaulis</i>	40	1.5	3	1.5	0.21	0.01
Suma	1410	2.51	10.12	39.10	22.23	10.00

Plantación 6 años

<i>Acacia farnesiana</i>	225	3.6	8.3	5.4	11.54	5.19
<i>Parkinsonia aculeata</i>	20	4.5	12.3	4.5	0.13	1.90
<i>Cordia boissieri</i>	175	2.5	9.1	2.9	2.94	1.32
<i>Prosopis glandulosa</i>	75	2.6	5.5	2.5	0.48	0.58
<i>Leucophyllum frutescens</i>	10	2	4.2	2.2	0.02	0.35
<i>Ebenopsis ebano</i>	165	2.8	5.3	2.1	0.77	0.21
<i>Baccharis salicifolia</i>	80	2.6	4	1.6	4.22	0.06
<i>Ehrieta anacua</i>	145	1.5	3	1.3	1.28	0.01
Suma	895	2.76	6.46	22.50	21.38	9.62

Plantación 4 años

<i>Havardia pallens</i>	20	3.3	5.4	2.5	1.14	1.79
<i>Acacia farnesiana</i>	70	5	9.8	5.5	0.26	0.51
<i>Cercidium macrum</i>	60	3.4	8	3.5	0.60	0.50
<i>Cordia boissieri</i>	5	1.8	4.7	2.1	0.04	0.34
<i>Caesalpinia mexicana</i>	45	3.1	5.4	2.8	1.12	0.27
<i>Zanthoxylum fagara</i>	180	1.8	3.4	1.6	0.75	0.17
<i>Acacia rigidula</i>	5	2	3.6	1.7	0.11	0.12
<i>Eysenhardtia texana</i>	90	2.1	3.3	1.6	0.25	0.11
<i>Ebenopsis ebano</i>	380	5.1	9	2.8	3.99	0.05
<i>Parkinsonia aculeata</i>	5	2.4	3.4	1.9	0.01	0.05
<i>Celtis pallida</i>	35	3.1	5	1.8	0.10	0.02
<i>Leucophyllum frutescens</i>	145	1.2	3	1.1	0.37	0.01
Suma	1040	2.86	5.33	28.90	8.73	3.93

Plantación 2 años

<i>Acacia farnesiana</i>	115	3.3	7.6	3.9	2.89	1.30
--------------------------	-----	-----	-----	-----	------	------

<i>Cordia boissieri</i>	10	2.1	5.7	2.4	0.02	0.52
<i>Prosopis glandulosa</i>	5	2.2	4.3	2.4	0.01	0.29
<i>Leucophyllum frutescens</i>	20	2	3.2	2.3	0.07	0.20
<i>Parkinsonia aculeata</i>	5	3.5	5	2.6	0.01	0.06
<i>Ebenopsis ebano</i>	185	2	4	1.4	1.15	0.03
<i>Celtis pallida</i>	20	2.1	3.3	1.8	0.07	0.03
<i>Havardia pallens</i>	5	2.4	4	1.9	0.02	0.03
<i>Zanthoxylum fagara</i>	15	2.7	4	2	0.07	0.01
<i>Acacia rigidula</i>	110	2.5	3.5	1.3	0.44	0.01
<i>Eysenhardtia texana</i>	20	2.2	5	1.7	0.13	0.01
<i>Caesalpinia mexicana</i>	165	2.1	4	2.6	0.66	0.01
<i>Cercidium macrum</i>	5	1.6	3	0.4	0.03	0.00
Suma	680	2.36	4.35	26.70	5.57	2.50

Las tres especies con mayores dimensiones también presentaron el índice de valor de importancia más alto en áreas del MET regeneradas naturalmente, después de tener actividades agrícolas y pecuarias (Alanís *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009). Diversos estudios sugieren que la importancia de las fabáceas en el Matorral Espinoso Tamaulipeco es atribuible a la amplia gama de respuestas que tienen para soportar y tolerar factores limitantes, como son las respuestas ecofisiológicas al estrés hídrico (González y Cantú, 2001; López *et al.*, 2010; González *et al.*, 2011a, b). *A. farnesiana* es una especie de establecimiento rápido en áreas con disturbio que forma asociaciones densas conocidas como “huizachales” (Estrada *et al.*, 2004; Leal *et al.*, 2018); *P. glandulosa* domina áreas de vegetación secundaria, es abundante en áreas sobrepastoreadas, campos de cultivo abandonados (Estrada *et al.*, 2014) y en las partes bajas de las cuencas (Alanís *et al.*, 2017); mientras que *C. macrum* es característica de la región norte del estado de Nuevo León, en planicies y serranías (Estrada *et al.*, 2005).

Conclusiones

Las comunidades vegetales del Matorral Espinoso Tamaulipeco de la reserva ecológica Ternium, Pesquería tienen alta variabilidad en el almacenamiento de carbono, y en áreas recientemente plantadas presentan valores de 2.51 Mg ha⁻¹ hasta registros altos en comunidades maduras establecidas en la parte baja de la cuenca, con 46.1 Mg ha⁻¹. En general, el área de reserva ecológica Ternium almacena 1 228.09 Mg de carbono, lo que equivale a un promedio de 12.76 Mg ha⁻¹. Las especies con la mayor biomasa total y carbono almacenado son las Fabaceae: *P. glandulosa*, *A. farnesiana* y *C. macrum*, con 34.96 % de la biomasa total.

Referencias

Alanís, E., J. Jiménez, O. Aguirre, E. Treviño, E. Jurado y M. González. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 11(1):56-62.

Alanís R., E., V. M. Molina G., J. Jiménez P., E. A. Rubio C., A. Mora O., A. C. Chávez C. and J. J. Marroquín C. 2017. Composition, structure and diversity of a mesquite in Pesquería (Northeastern Mexico). *Revista Chilena de Historia Natural*. 90:4. <https://doi.org/10.1186/s40693-017-0066-1>.

Briones, O. L. y J. A. Villarreal. 2001. Vegetación y flora de un ecotono entre las provincias del Altiplano y de la Planicie Costera del Noreste de México. *Acta Botanica Mexicana* 55: 39-67 + un mapa. [http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/resumeness/ABM/ABM.55.2001/acta55\(39-67\).pdf](http://www1.inecol.edu.mx/publicaciones/resumeness/ABM/ABM.55.2001/acta55(39-67).pdf) (5 de noviembre de 2018).

Brown, S. 1999. Guidelines for inventorying and monitoring carbon offsets in forest-based projects. Winrock International for the World Bank. Arlington, VA USA. 11 p.

Cuellar, S. y D. Larrea. 2016. Pérdida de carbono por deforestación reciente (2010-2013) en las tierras bajas y Yungas de Bolivia. *Ecología en Bolivia*. 51(1): 15-25.

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2013. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente. Diario Oficial de la Federación. México, D.F., México. 128 p.

Dudley, N., S. Mansourian, S. Stolton and S. Sukswan. 2008. Safety Net: Protected areas and poverty reduction (Áreas protegidas y reducción de la pobreza). WWF International. Gland, Suiza. 183 p.

Estrada C., E., C. Yen, A. Delgado y J. Villarreal, 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM. Serie Botánica*. 75(1): 78-85.

Estrada C., E., J. A. Villarreal-Quintanilla y Jurado E. 2005. Leguminosas del norte del estado de Nuevo León, México. *Acta Botanica Mexicana* 73:1-18.

Estrada, A., E. Delgado y J. A. Villarreal. 2014. Las leguminosas de Nuevo León. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, UNAM. 307 p.

Figuroa N., C., J. D. Etchevers B., A. Velásquez M. y M. Acosta M. 2005. Concentración de carbono en diferentes tipos de vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca. *Terra* 23(1):57-64.

García, E. 1988. Modificaciones al Régimen de Clasificación Climática de Köppen. México. Instituto de Geografía, UNAM. México, D.F., México. 134 p.

González R., H. e I. Cantú S. 2001. Adaptación a la sequía de plantas arbustivas de matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 4(4): 454-461.

González R., H., I. Cantú S., R. G. Ramírez L., M. V. Gómez M., M. Pando M. y J. M. López H. 2011a. Potencial hídrico xilemático en cuatro especies arbustivas nativas del noreste de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17: 97-109. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.09.080>.

González R., H., I. Cantú S., R. G. Ramírez L., M. V. Gómez M., J. I. Sarquís R., N. Coria G., J. R. Cervantes M. and R. K. Maiti. 2011b. Xylem water potentials of native shrubs from northeastern Mexico. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil and Plant Science* 61(3): 214-219. DOI: 10.1080/09064711003693211.

Halffter, G. 2011. Reservas de la biósfera: problemas y oportunidades en México. *Acta Zoológica Mexicana*. 27(1): 177-189.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1986. Síntesis Geográfica de Nuevo León. México, D. F., México. Secretaria de Programación y Presupuesto. INEGI. México, D.F., México. 170 p.

Jiménez, J., E. Alanís, O. Aguirre, M. Pando y M. A. González. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Madera y Bosques*. 15(3):5-20.

Leal, N.A., E. Alanís, J. M. Mata, E. J. Treviño y J. I. Yerena. 2018. Estructura y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco regenerado postganadería en el noreste de México. *Polibotánica* 45: 75-88. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.45.6>.

López H., J. M., H. González R., I. Cantú S., R. G. Ramírez L., M. V. Gómez M., M. Pando M., J. I. Sarquís R., N. Coria G., M. Ratikanta and N. C. Sarkar. 2010. Adaptation of native shrubs to drought stress in Northeastern Mexico. *International Journal of Bio-resource and Stress Management* 1(1): 30-37.

Mora, J., N. Ulloa, B. Quezada y L. López. 2017. El carbono acumulado en la masa arbórea de la Reserva Biológica Uyuca, Honduras. *Ceiba* 54(2): 139-146. <https://doi.org/10.5377/ceiba.v54i2.3369>.

Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 87 pp. Nívar, J., E. Mendez and V. Dale, 2002. Estimating stand biomass in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Annals of Forest Science* 59: 813- 821. <https://doi.org/10.1051/forest:2002079>.

Nívar, J., E. Mendez, J. Graciano, V. Dale and B. Parresol. 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Journal of Arid Environments*, 59: 657-674. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.02.010>.

Nívar, J. 2008. Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance and Management*, 3: 6 <https://doi.org/10.1186/1750-0680-3-6>.

Rodríguez, R., J. Jiménez, J. Meza, O. Aguirre y R. Razo. 2008. Carbono contenido en un bosque tropical subcaducifolio en la reserva de la biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 4(2): 215 -222.

Rojas M., P. 1965. Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León y datos acerca de su flora. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F., México. 124 p.

Roldán, M., A. Carminant, F. Biganzoli y J. Paurelo, 2010. Las reservas privadas ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas? *Ecología Austral*. 20: 185-199.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. México. D. F., México. pp. 97-110.

Schulze, E. D., Ch. Wirt and M. Heimann. 2000. Managing forest after Kyoto. *Science* 289(5487):2058-2059. DOI: 10.1126/science.289.5487.2058.

Toledo, V. M. 2005. Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta Ecológica*. 77: 67-83.

Yerena Y., J. I., J. Jiménez P., O. A. Aguirre C. y E. J. Treviño G. 2011. Concentración de carbono en la biomasa aérea del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 17(2): 283-291. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.02.004>.

Yerena Y., J. I., J. Jiménez, E. Alanís, M. Pompa, O. A. Aguirre C. y E. J. Treviño G. 2015. Contenido de carbono en la biomasa aérea del mezquital con historial agrícola, en México. *Interciencia* 40(10):722-726.

CAPÍTULO II

Estructura y diversidad de leñosas del matorral espinoso tamaulipeco en una reserva ecológica del noreste de México

Resumen

El matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México es de los ecosistemas más degradados por la acción humana. Una de las medidas implementadas para su protección es la declaración de reservas ecológicas, las cuales, son áreas destinadas a la conservación de los ecosistemas y lo que en ellas se encuentre. Es importante conocer la estructura y diversidad de estas reservas, así como su heterogeneidad y su relevancia como reserva ecológica. En el presente estudio se busca conocer si las áreas de la reserva que han sido reforestadas presentarán menor abundancia de individuos, área de copa, área basal y volumen de madera que el resto de la reserva. Se realizó un muestreo estratificado al azar para determinar la estructura y diversidad de la vegetación. Se establecieron 10 áreas de muestreo con sitios rectangulares de 10 m × 20 m en cada una. En cada sitio se evaluaron los individuos con un diámetro basal > 3 cm y se les midió la altura total, diámetro basal y diámetro de copa. En el análisis de datos se determinaron variables como área basal, volumen, diversidad, además de un análisis de conglomerados WinTWINS, análisis de varianza (ANOVA) así como el índice de distribución vertical de especies (*A*). El área de mezquite-huizache presentó los valores más altos de área basal; el matorral de cenizo 2 presentó la mayor área de copa, mientras que la vegetación en un área reforestada hace seis años, presentó mayor área basal y volumen de que áreas de matorral maduro y matorral de cenizo. Se distinguen cuatro grupos en la clasificación de TWINSPAN. La distribución vertical registra dos estratos donde se encuentra una alta proporción de especies. Se acepta la hipótesis, ya que las áreas de muestreo presentan diferencias en su estructura y diversidad, siendo las áreas plantadas con 2 y 4 años las que presentaron menor abundancia de individuos, área de copa, área basal y volumen de madera.

Palabras clave: área de copa, clasificación, distribución vertical, diversidad, fragmentación, matorral, reforestación, reserva ecológica.

Abstract

The Tamaulipas thorn scrub in northeastern Mexico is one of the ecosystems most degraded by human action. One of the measures implemented for its protection is the declaration of ecological reserves, which are areas destined for the conservation of ecosystems and what is found in them. It is important to know the structure and diversity of these reserves, as well as their heterogeneity and their relevance as an ecological reserve. The present study seeks to know if the areas of the reserve that have been reforested will present a lower abundance of individuals, crown area, basal area, and volume of wood than the rest of the reserve. A stratified random sampling was carried out to determine the structure and diversity of the vegetation. 10 sampling areas were established with rectangular sites of 10 m × 20 m in each one. At each site, individuals with a basal diameter > 3 cm were evaluated and their total height, basal diameter and crown diameter were measured. In the data analysis, variables such as basal area, volume, diversity were determined, in addition to a WinTWINS cluster analysis, analysis of variance (ANOVA) as well as the vertical distribution index of species (A). The mesquite-huizache area presented the highest values of basal area; the ash scrub 2 presented the largest crown area, while the vegetation in an area reforested six years ago, presented greater basal area and volume than areas of mature scrub and ash scrub. Four groups are distinguished in the TWINSpan classification. The vertical distribution registers two strata where a high proportion of species is found. The hypothesis is accepted, since the sampling areas present differences in their structure and diversity, being the areas planted with 2 and 4 years those that presented the lowest abundance of individuals, crown area, basal area and volume of wood.

Keywords: crown area, classification, vertical distribution, diversity, fragmentation, scrubland, reforestation, ecological reserve.

Introducción

En la actualidad, el inadecuado manejo de los recursos naturales ha puesto en riesgo el ambiente y la diversidad biológica del mundo (Miller et al. 2008, Pliscoff *et al.* 2019, Tilman *et al.* 2017, Willis et al. 2014). Para revertir el cambio de uso de suelo, se ha vuelto una tarea primordial la creación de reservas naturales o bien reservas ecológicas, las cuales son áreas de terreno exclusivamente destinadas para la protección de ecosistemas naturales y la biodiversidad que en ellos se encuentran (Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel [SEREPSA] 2008, Halffter 2011).

En el noreste de México uno de los ecosistemas más alterados por la actividad humana es el matorral espinoso tamaulipeco (MET), debido al potencial que presenta para actividades económicas como la minería, ganadería y agricultura; lo anterior ha generado un cambio considerable en su estructura y composición original (Alanís-Rodríguez *et al.* 2013, Mora *et al.* 2013, Molina *et al.* 2013). Para remediar la fragmentación del ecosistema se recomienda realizar actividades de rehabilitación, donde una de las prácticas más recomendadas a nivel mundial es la plantación de especies de plantas leñosas (Alanís-Rodríguez *et al.* 2010).

En el año 2010, en el municipio de Pesquería, Nuevo León (noreste de México) se estableció la reserva ecológica del Centro Industrial Ternium. Como muchas reservas ecológicas, presentaba superficies conservadas y otras degradadas; las zonas degradadas presentaban historial de uso pecuario, la superficie fue desmontada mediante maquinaria agrícola y después se estableció el pasto exótico *Pennisetum ciliare*. En estas áreas se realizaron reforestaciones utilizando especies de la región (Alanís *et al.* 2016). Las acciones consistieron en cuatro fases: 1) delimitación del área afectada, 2) clasificación de la afectación, 3) técnicas de rehabilitación y 4) monitoreo.

Si bien en la reserva se han realizado investigaciones que evalúan la supervivencia de especies en áreas restauradas (Alanís *et al.* 2016), la estructura de una comunidad de la parte baja de la cuenca (Alanís-Rodríguez *et al.* 2017) y el carbono almacenado (Patiño *et al.* 2019), aún se desconoce la estructura y diversidad de todas las áreas presentes, por ello el objetivo de este estudio fue determinar la estructura (horizontal y vertical) y diversidad de la reserva ecológica. Aquí planteamos que las áreas de la reserva que han sido reforestadas presentarán menor abundancia de individuos, área de copa, área basal y volumen de madera que el resto de la reserva.

Métodos

Área de estudio

El presente trabajo se realizó dentro de la reserva ecológica del Centro Industrial Ternium México, en el municipio de Pesquería, Nuevo León (Figura. 1.), ubicado en las coordenadas 25°45'25" latitud Norte y 99°58'07" longitud Oeste; a una altitud de 306 metros sobre el nivel del mar (msnm). El área registra un clima seco BSOhw según García (1988); la temperatura media anual es de 20°- 22°C, y la precipitación anual fluctúa de 500 a 700 mm (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI] 1986). Los suelos presentes son kastañosem, vertisol, leptosol, chernozem y fulvisol (INEGI 1986). La vegetación presente corresponde a matorral espinoso tamaulipeco (MET) en diferentes estados sucesionales y grados de disturbio, así como diferentes áreas donde se han realizado prácticas de restauración ecológica.

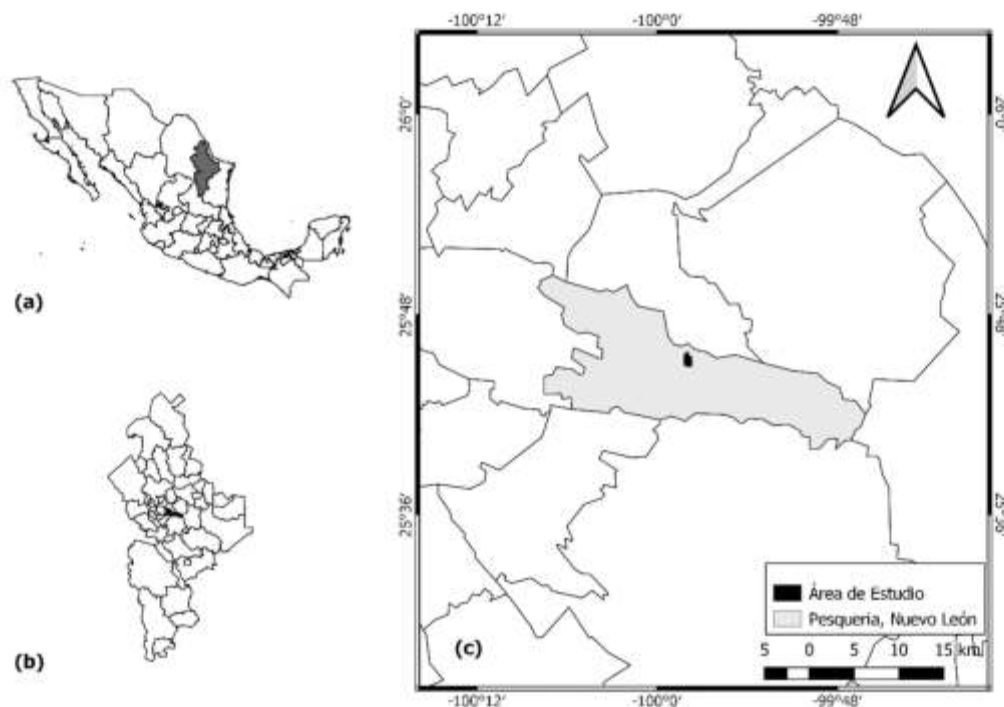


Figura 1. Mapa del área de estudio. A) Mapa de México indicando el estado de Nuevo León; b) Mapa de Nuevo León indicando el municipio de Pesquería; c) Mapa de Pesquería, indicando la Reserva Ecológica de Ternium.

Trabajo de campo

En el verano de 2018 se realizaron recorridos preliminares en el área de estudio para distinguir diferencias en la composición de especies, orografía y estructura de la comunidad vegetal. A partir de la heterogeneidad de la comunidad vegetal, la orografía, historial de uso, composición de especies, la cobertura de la copa y la densidad de individuos, se definieron 10 áreas de muestreo (AM). Siete áreas corresponden a vegetación establecida antes de que se declarara la reserva ecológica, de las cuales tres se encontraban con comunidades vegetales maduras (se nombraron matorral maduro 1, 2 y 3), y cuatro en regeneración después de disturbio (se nombraron matorral de cenizo 1, 2, 3 y Mezquite Huizache, por la dominancia de estas especies) y los tres restantes por áreas donde se desarrollaron actividades de reforestación con especies características del matorral. Las áreas donde se realizaron reforestaciones presentan antigüedad de 2, 4 y 6 años.

Se establecieron 10 cuadrantes rectangulares de 10 m x 20 m aleatoriamente en cada una de las 10 áreas de muestreo (100 cuadrantes rectangulares en total). Se midieron todas las plantas con un diámetro basal >3 cm. A cada una se le midió la altura total (m), utilizando una vara telescópica Hastings E-15-1, diámetro normal (cm) con una forcípula Haglöff Mantax Blue 1270 mm, el cual se tomó a 1.30 m y diámetro de copa (m) en sentidos N-S y E-O con un flexómetro de 1 m Truper. Las especies fueron identificadas mediante el manual de Molina-Guerra *et al.* (2019).

Análisis de datos

El área basal (m²) y el área de copa (m²) se determinaron mediante la ecuación:

$$A = \frac{\pi}{4} * d^2$$

Donde A es el área, π = un valor constante de 3.1416 y d = diámetro.

Para estimar el volumen de madera (m³) la fórmula utilizada fue la siguiente:

$$V = g * h * CM$$

Donde V es el volumen, g es la superficie supuesta circular del diámetro basal, h altura total del individuo y CM coeficiente mórfico, que para el matorral espinoso tamaulipeco es de 0.5 (Jiménez 1990).

La diversidad se determinó mediante el índice de Shannon (H'), que mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran 1988, Baev y Penev 1995). Para calcularlo se utilizó el software PAST 4.0. Las fórmulas se describen a continuación:

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

$$p_i = n_i/N$$

Donde: S = número de especies presentes, N = número total de individuos, n_i = número de individuos de la especie i .

Además, se estimó la diversidad verdadera de orden 1 (1D) mediante el exponencial de Shannon (Jost, 2006):

$$1D = \exp(H') = \exp\left[\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)\right]$$

Donde p_i es abundancia relativa de la i -ésima especie y S es el número de especies.

Se realizó la clasificación de las 10 AM utilizando el análisis de conglomerados WinTWINS (análisis de especies de indicador bidireccional, TWINSPAN) versión 2.3 (Hill y Šmilauer 2005). TWINSPAN permite clasificar las áreas de muestreo por su composición de especies y elaborar una tabla bidireccional ordenada a partir de una matriz de especie por sitio que muestra las relaciones sinecológicas de las especies.

Posterior a la verificación de los supuestos estadísticos de normalidad, homocedasticidad e independencia entre las observaciones, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) de un factor (AM) entre las variables de abundancia, área de copa, área basal, volumen, riqueza de especies e índice de Shannon ($P \leq 0,05$). Como prueba Post Hoc se utilizó la prueba HSD de Tukey con un nivel de significancia de $P=0.05$. El programa estadístico utilizado fue SPSS versión 22.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

Para determinar la estructura vertical de las especies, se utilizó el Índice de distribución vertical de especies (A), el cual es una modificación del Índice de Shannon (Pretzsch 2009). Este índice registra valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}). Cuando $A = 0$ indica que una sola especie tiene presencia en un solo estrato. A_{max} se alcanza

cuando la totalidad de las especies se encuentran en la misma proporción en el rodal como en los estratos (Pretzsch 2009). En este índice, tres estratos se representan con base en la altura máxima registrada. Asimismo, se estimó el A_{rel} , el cual indica que mientras más cercano sea el valor a 100%, todas las especies presentan una distribución equitativa en los tres estratos de altura.

El estrato I comprende las alturas que se encuentran en el rango del 80 al 100%, siendo el árbol más alto el 100%, y a partir de éste, se establecen las proporciones para los árboles subsiguientes; el estrato II representa las alturas del 50 al 80% de la altura total registrada, y el estrato III varía del 0 a 50% (Pretzsch 2009).

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln p_{ij}$$

$$A_{max} = \ln(S * Z)$$

$$A_{rel} = \frac{A}{\ln(S * Z)} * 100$$

Donde S = número de especies presentes, Z = número de estratos en altura, P_{ij} = porcentaje de especies en cada zona y se estima mediante la siguiente ecuación: $p_{ij} = n_{i,j}/N$; donde $n_{i,j}$ = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N = número total de individuos.

Resultados

Se encontraron 26 especies correspondientes a 15 familias y 25 géneros (Tabla 1). La familia más común fue Fabaceae con ocho géneros.

Tabla 1. Familia, nombre científico, nombre común y hábito de las especies registradas en el área de estudio.

Familia	Nombre científico	Nombre común	Hábito
Asteraceae	<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruíz & Pav.) Pers.	Jarilla	Arbustivo
	<i>Gymnosperma glutinosum</i> (Spreng.) Less.	Escobilla	Arbustivo

Boraginaceae	<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Arbóreo
	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Anacua	Arbóreo
Cactaceae	<i>Cylindropuntia leptocaulis</i> (DC.) F.M. Knuth	Tasajillo	Arbustivo
Cannabaceae	<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Arbustivo
Ebenaceae	<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote	Arbóreo
Euphorbiaceae	<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) S. Watson	Oreja de ratón	Arbustivo
	<i>Croton cortesianus</i> Kunth	Croton	Arbustivo
Fabaceae	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Arbóreo
	<i>Vachellia rigidula</i> Benth.	Chaparro prieto, gavia	Arbustivo
	<i>Caesalpinia mexicana</i> A. Gray	Hierba del potro	Arbóreo
	<i>Cercidium macrum</i> I.M. Johnst.	Palo verde	Arbóreo
	<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Arbóreo
	<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	Vara dulce	Arbóreo
	<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Arbóreo
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Retama	Arbóreo
	<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	Mezquite	Arbóreo
Oleaceae	<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Arbustivo
Passifloraceae	<i>Turnera diffusa</i> Willd.	Damiana	Arbustivo
Rhamnaceae	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	Coyotillo	Arbustivo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Arbustivo
Sapotaceae	<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Coma	Arbustivo

Scrophulariaceae	<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Cenizo	Arbustivo
Simaroubaceae	<i>Castela erecta</i> Turpin	Crucillo	Arbustivo
Zygophyllaceae	<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacán	Arbustivo

La abundancia (Tabla 2) difirió dentro de las 10 áreas estudiadas ($F = 14.224$, $gl = 9$, $p < 0.001$). El matorral de cenizo 2 fue la que presentó la mayor abundancia de individuos (4184 ± 41.17). Las plantaciones de 6 años (895 ± 3.84), 4 años (1040 ± 4.13) y 2 años (680 ± 4.72) quedaron agrupadas con los valores más bajos de abundancia. En el anexo 1 se muestra la abundancia de cada una de las especies.

El área de copa difirió entre las áreas estudiadas (Tabla 2) ($F = 5.161$, $gl = 9$, $p < 0.001$) el matorral de cenizo 2 (15963.16 ± 339.78) y el de mezquite-huizache (15848.38 ± 146.31) presentaron los valores más altos, mientras que la plantación de 2 años fue la de menor valor (3545.16 ± 22.31).

El área basal difirió entre los tipos de vegetación (Tabla 2) ($F = 3.871$, $gl = 9$, $p < 0.001$), el matorral de mezquite-huizache presentó el valor mayor (47.02 ± 2.13) mientras que el menor valor lo obtuvo la plantación de 2 años (5.29 ± 0.05). El volumen de madera (Tabla 2) difirió entre los tipos de vegetación ($F = 3.312$, $gl = 9$, $p < 0.002$), los valores más altos ocurrieron en el matorral de mezquite-huizache (107.66 ± 5.06) y los más bajos se registraron en el área de plantación de 2 años (8.41 ± 0.13).

La riqueza de especies (Tabla 2) difirió entre las áreas muestreadas ($F = 11.411$, $gl = 9$, $p < 0.001$), el matorral maduro 2 y 3 presentaron la mayor riqueza de especies (10.40 ± 1.65 y 7.80 ± 2.530 , respectivamente) y la menor riqueza se registró en el matorral de mezquite-huizache (3.10 ± 0.74). Los índices de Shannon (H') (Tabla 2) difirieron entre las áreas muestreadas ($F = 3.258$, $gl = 9$, $p = 0.002$) y tuvieron un valor promedio de 1.34; el matorral maduro 2 (1.77 ± 0.24) tuvo el mayor valor y el más bajo el matorral de mezquite-huizache (0.88 ± 0.25). La diversidad verdadera registró valores de 2.41 para el área de mezquite-huizache hasta 5.88 para el área de matorral maduro 2, en promedio se tiene una diversidad verdadera de 3.91.

Tabla 2. Abundancia, área de copa, área basal, volumen, riqueza de especies e índice de Shannon para cada una de las áreas de muestreo. Los valores representan la media \pm desviación estándar (n=10). Medias con letras diferentes, representan diferencias significativas entre las áreas de muestreo de acuerdo a la prueba de comparación de medias HSD de Tukey con un nivel $P = 0.05$.

Área de muestreo	Abundancia (N ha-1)	Área de copa (m ² ha-1)	Área basal (m ² ha-1)	Volumen de madera (m ³ ha-1)	Riqueza de especies (S)	Índice de Shannon (H')
Matorral maduro 1	1731 \pm 18.48 a,b	6718.82 \pm 49.51 a,b,c	7.23 \pm 0.07 a,b	16.21 \pm 0.22 a,b	7.63 \pm 3.11 c	1.36 \pm 0.58 a,b
Matorral maduro 2	2125 \pm 8.90 b,c	8566.42 \pm 110.16 a,b,c	16.45 \pm 0.18 a,	33.56 \pm 0.49 a,b	10.40 \pm 1.65 d	1.77 \pm 0.24 b
Matorral de cenizo 1	2070 \pm 14.14 b,c	5896.11 \pm 39.92 a,b	11.97 \pm 0.15 a,b	20.19 \pm 0.48 a,b	5.90 \pm 1.29 b,c	1.23 \pm 0.46 a,b
Matorral de cenizo 2	4189 \pm 41.17 d	15963.16 \pm 339.78 b,c	10.22 \pm 0.08 a,b	18.62 \pm 0.25 a,b	7.33 \pm 1.41 b,c	1.22 \pm 0.53 a.b.
Matorral maduro 3	3395 \pm 23.24 c,d	10212.80 \pm 108.77 b,c	18.10 \pm 0.22 b	37.43 \pm 0.57 b	7.80 \pm 2.53 c,d	1.27 \pm 0.51 a,b
Mezquite-Huizache	1960 \pm 11.94 a,b	15848.38 \pm 146.31 c	47.02 \pm 2.13 b	107.66 \pm 5.06 b	3.10 \pm 0.74 a	0.88 \pm 0.25 a
Matorral de cenizo 3	1385 \pm 19.99 a,b	5617.26 \pm 69.5 a,b	21.47 \pm 0.33 b	44.43 \pm 0.94 a,b	7.30 \pm 1.95 b,c	1.38 \pm 0.53 a,b
Plantación 6 años	895 \pm 3.84 a,b	4195.28 \pm 2224.29 b,c	18.81 \pm 0.28 b	42.24 \pm 0.89 b	6.00 \pm 0.67 b,c	1.63 \pm 0.17 b
Plantación 4 años	1040 \pm 4.13 a,b	5052.57 \pm 35.11 a,b	7.14 \pm 0.08 a,b	13.50 \pm 0.21 a,b	6.00 \pm 2.31 b,c	1.29 \pm 0.48 a,b
Plantación 2 años	680 \pm 4.72 a	3545.16 \pm 22.31 a	5.29 \pm 0.05 a	8.41 \pm 0.13 a	4.80 \pm 1.48 a,b	1.34 \pm 0.26 a,b

Con la clasificación de TWINSpan (Figura 2) se obtuvieron cuatro grupos: 1) área de plantación de 4 años donde las especies características son: *Caesalpinia mexicana*, *Ebenopsis ebano*, *Parkinsonia aculeata*, *Eysenhardtia texana*, *Zanthoxylum fagara* y *Havardia pallens*; 2) conformado por las AM de matorral de cenizo 1, 2 y 3 y el AM de matorral maduro 3, compartiendo especies como: *Leucophyllum frutescens*, *Baccharis salicifolia*, *Cylindropuntia leptocaulis*, *Forestiera angustifolia*, *E. texana*, *Karwinskia humboldtiana*, *Guaiacum angustifolium*, *Turnera diffusa*, *Celtis pallida*, *Diospyros texana* y *Vachellia farnesiana*; 3) agrupa las AM de matorral maduro 1 y 2 representado por *Bernardia myricifolia*, *Castela erecta*, *E. ebano*, *Ehretia anacua*, *Gymnosperma glutinosum*, *Sideroxylum celastrinum*, *V. farnesiana*, *Prosopis glandulosa*, *Cordia boissieri* y *H. pallens*; 4) AM de mezquite huizache y plantación de 2 y 6 años, con especies como *B. salicifolia*, *C. mexicana*, *E. anacua*, *P. aculeata*, *E. ebano*, *P. glandulosa* y *V. farnesiana*.

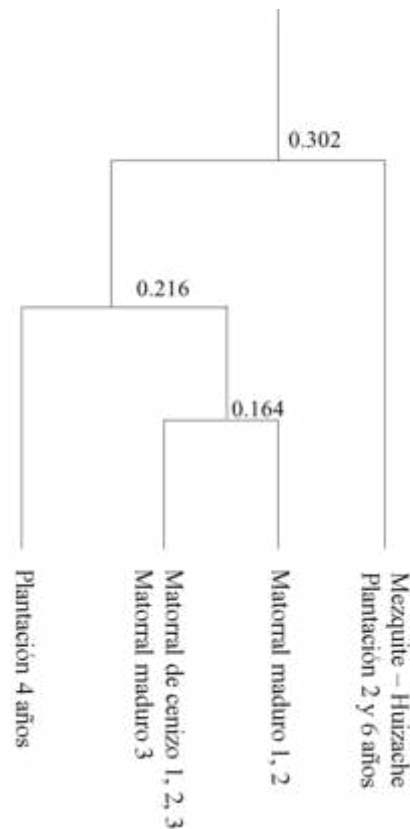


Figura 5. Dendrograma que muestra la clasificación de TWINSpan.

En la Tabla 3 se muestran los resultados de la estructura vertical de las áreas evaluadas mediante el índice de Pretzsch. En general se presentó una diversidad estructural vertical de media a media-alta, dado que los valores obtenidos de A_{rel} oscilan entre 42.89% a 68.25%. Estos resultados indican que las AM están conformadas por al menos dos estratos y en ellos se encuentra una alta proporción de especies.

Tabla 3. Índice de Pretzsch en las 10 áreas de muestreo.

Área de muestreo	Índice de Pretzsch			
	h_{max}	A	A_{max}	A_{rel}
Matorral maduro 1	9.10	2.61	4.09	63.71
Matorral maduro 2	8.07	2.47	3.87	63.75
Matorral de cenizo 1	8.00	1.60	3.74	42.89
Matorral de cenizo 2	7.15	2.17	3.87	56.11
Matorral maduro 3	8.17	2.53	3.87	56.11
Mezquite-Huizache	6.45	1.85	2.71	68.25
Matorral de cenizo 3	7.51	1.79	3.93	45.42
Plantación 6 años	7.09	2.15	3.18	67.67
Plantación 4 años	6.40	2.31	3.58	64.35
Plantación 2 años	5.00	2.39	3.66	65.14

Altura máxima (h_{max}), Índice de Pretzsch (A), valor máximo (A_{max}) y valor relativo (A_{rel})

Discusión

Abundancia. La abundancia de la vegetación analizada presentó valores entre 680 a 4189 N ha⁻¹. Las áreas donde se realizaron plantaciones como parte de la restauración fueron las que presentaron menor abundancia, pero aun así presentan una densidad de plantación común con individuos espaciados a una distancia promedio de 4 metros (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR] 2010). Las abundancias registradas en los matorrales maduros de esta investigación son similares a las registradas por otros autores, como Mora *et al.* (2013) quienes evaluaron una comunidad madura del MET y Jiménez *et al.* (2013) que evaluaron comunidades perturbadas con 21 años de regeneración natural.

Área de copa. Los valores de área de copa de las áreas sin tratamiento de restauración oscilaron entre 5617 y 15963 m² ha⁻¹, siendo el matorral maduro 1

(6718 m² ha⁻¹), matorral de cenizo 1 (5896 m² ha⁻¹) y el matorral de cenizo 3 (5617 m² ha⁻¹) los que presentaron los menores valores. Similares coberturas han sido reportadas por Graciano, Alanís, Aguirre, Rubio y González (2018) (6343 m² ha⁻¹) quienes evaluaron una comunidad vegetal del matorral con historial de incendio de copa, así como por Pequeño *et al.* (2012) (6844 m² ha⁻¹) que evaluaron una comunidad vegetal del matorral con historial pecuario. El valor más alto (15963 m² ha⁻¹) en el matorral de cenizo 2, es aún superior a lo registrado por Mora *et al.* (2013) (13973 m² ha⁻¹) que evaluaron una comunidad vegetal madura del matorral sin disturbio y por Sarmiento, Alanís, Mata y Mora (2019) (9521 m² ha⁻¹) quienes caracterizaron la vegetación leñosa de una comunidad del matorral con actividad agroforestal. Los valores reportados en esta investigación muestran que las coberturas de copa de la vegetación estudiada son similares a comunidades vegetales con historial de disturbio, lo cual indica que en esta área también se practicaron actividades productivas, que de acuerdo con los indicios registrados en el área fue actividad pecuaria de caprinos (*Capra aegagrus hircus*).

Área basal. La vegetación estudiada presenta un área basal que va de 5.29 m² ha⁻¹ a 47.02 m² ha⁻¹. Las plantaciones de 2 y 4 años registran los valores más bajos de 5.29 y 7.14 m² ha⁻¹, respectivamente, por debajo de los reportados por Leal *et al.* (2018) quienes registran para especies leñosas del MET un área basal de 13.76 m² ha⁻¹. La plantación de 6 años registró un área basal superior a 18.81 m² ha⁻¹ lo que indica el potencial que tienen las especies para establecerse en el sitio y desarrollarse. El matorral de mezquite huizache presentó los valores más altos con 47.02 m² ha⁻¹ dado el gran porte que presentan los individuos sobrepasando lo reportado por Graciano *et al.* (2017) quienes para un bosque templado registraron 23.54 m² ha⁻¹.

Volumen. El volumen maderable osciló de 8.41 a 107.66 m³ ha⁻¹. Los valores obtenidos en el de matorral de cenizo 1 y 2 así como el matorral maduro 1 están por debajo a los reportados por Leal *et al.* (2018) quienes estiman 26.74 m³ ha⁻¹ para especies leñosas del matorral espinoso tamaulipeco. La plantación de 6 años registró un volumen superior al de las áreas de cenizo y valores entre los reportados en el matorral maduro. El matorral de mezquite-huizache fue el más

alto con $107.66 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, presenta valores similares a los encontrados por Valenzuela *et al.* (2012) de $106.89 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para un área comercial de mezquite.

Riqueza de especies. La riqueza específica presenta valores de 3.10 a 10.40 especies. En general los resultados para esta variable fueron inferiores y similares a los reportados Jiménez *et al.* (2013) quienes evaluaron áreas con historial de ganadería extensiva (18.7), matarrasa (15.0), agricultura (11.0) y ganadería intensiva (4.7).

Diversidad. La reserva ecológica presentó una diversidad de Shannon baja ya que sus valores son menores a 2, el valor más alto lo registró el matorral maduro 2 con un valor de H' de 1.77, valor inferior a lo reportado por Jiménez *et al.* (2012) ($H' = 2.27$) para matorral espinoso tamaulipeco y por Mora *et al.* 2013 ($H' = 1.94$) para la misma comunidad. El matorral de mezquite-huizache obtuvo un valor de H' de 0.88 estando por debajo de $H' 2.28$ registrado por Alanís *et al.* (2017) para una comunidad vegetal dominada por *Prosopis sp.* A pesar de contar con valores de área basal y volumen superiores a los reportados en otros estudios, las comunidades vegetales no presentan una riqueza específica, o diversidad de Shannon alta o cercana a otros estudios para la misma comunidad vegetal. Los individuos de las especies presentes en la vegetación estudiada registran abundancia y porte alto, con diámetros, alturas y copas correspondientes a individuos adultos, dando valores altos para variables como área de copa, área basal y volumen.

Clasificación. El matorral maduro 1 y 2 tuvieron el mayor número de especies (15). El matorral de cenizo junto con el matorral maduro 3 presentaron mayor densidad de *L. frutescens*. Estas áreas se encuentran en la parte alta de la cuenca, donde la zona es más abierta. El matorral de mezquite-huizache y la plantación de seis y 2 años se agruparon por la alta densidad de *P. glandulosa*.

Índice de distribución vertical. En el índice de distribución vertical (A), las alturas máximas oscilan entre 5 a 9.10 m. De acuerdo con los valores de A_{max} y A_{rel} se presentan valores menores a los registrados por Sarmiento *et al.* (2019) con A_{max} de 3.93 y A_{rel} de 73% para una comunidad con actividad agroforestal en el matorral espinoso tamaulipeco, pero valores similares a Mora *et al.* (2013) con un A_{max} de 3.08 y A_{rel} de 53.8% para un matorral desértico micrófilo. El matorral

de mezquite-huizache es el que presenta el valor de A_{rel} mayor con 68.25%, indicando una diversidad estructural media en los estratos de altura de esta comunidad. En general estos resultados indican que las áreas evaluadas en el estudio presentan dos estratos de altura (medio y bajo) bien definidos y uno (estrato alto) con pocos individuos y especies.

Conclusiones

Después de evaluar la vegetación de la reservase encontró que el AM plantada con 6 años presenta un área basal, volumen y riqueza de especies superior a áreas de matorral de cenizo y una de las de mayor diversidad H' . De acuerdo a los resultados mostrados se acepta la hipótesis de que las áreas de la reserva que han sido plantadas con 2 y 4 años presentarán menor abundancia, área de copa, área basal y volumen maderable que el resto de la reserva. El matorral de mezquite-huizache registró los valores más altos de área basal y volumen dado a las dimensiones de *Prosopis glandulosa*.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la empresa Ternium por todas las facilidades brindadas para realizar el muestreo en campo. Al personal de las empresas RENAC, S.A. de C.V. y Geoprospect S.A. de C.V. por el apoyo en la logística y actividades de campo. De igual manera, los autores agradecen a tres revisores anónimos por sus acertados comentarios y sugerencias constructivas en la revisión del presente escrito.

Referencias

- Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Peréz J, Pando-Moreno M, Aguirre-Calderón OA, Treviño-Garza EJ, y Canizales-Velázquez PA. 2010. Caracterización de la diversidad arbórea en áreas restauradas post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México. Acta Biológica Colombiana 15(2): 309-324.
- Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MG, Yerena-Yamallel JY, Cuellar-Rodríguez G, y Mora-Olivo A. 2013. Análisis de la vegetación

secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton* 82(2): 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 E. Ceccon & C. Martínez. (Coord.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 255-272). Morelos, México: UNAM-Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias-UAEM-CONABIO.

Alanís-Rodríguez E, Molina-Guerra VM., Jiménez-Pérez J, Rubio-Camacho EA, Mora-Olivo A, Chávez-Costa AC & Marroquín-Castillo JJ. 2017. Composition, structure and diversity of a mesquite in Pesquería (Northeastern Mexico). *Revista Chilena de Historia Natural* 90: 4. doi: 10.1186/s40693-017-0066-1.

Baev PV y Penev LD. 1995. BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia-Moscow, 57 pp.

CONAFOR. 2010. *Prácticas de reforestación. Manual Básico*. Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco, México. 64 pp.

García E. 1988. *Climas (clasificación de Köppen, modificado por García)*. Escala, 1(1). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Graciano AG, Alanís E, Aguirre O, Rubio E y González M. 2018. Estructura y diversidad postincendio en un área del matorral espinoso tamaulipeco. *Polibotánica*. 45: 89-100. <http://dx.doi.org/10.18387/polibotanica.45.7>.

Graciano G, Aguirre OA, Alanís E, y Lujan JE. 2017. Composición, estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del Noroeste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 4(12): 535-542. doi: 10.19136/era.a4n12.1114

- Halffter G. 2011. Reservas de la biósfera: problemas y oportunidades en México. *Acta Zoológica Mexicana* 27(1): 177-189. doi: 10.21829/azm.2011.271743
- Hill MO, Šmilauer P. 2005. TWINSpan for Windows Version 2.3. Huntingdon, UK: Centre for Ecology and Hydrology & University of South Bohemia.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1986. Síntesis Geográfica de Nuevo León. México, D. F., México. Secretaria de Programación y Presupuesto. INEGI. México, D.F., México. 170 p.
- Jiménez J. 1990. Aplicación de un modelo matemático para elaborar tablas y tarifas de volumen. Un ejemplo con *Pinus pseudostrobus*. Reporte Científico No. 16. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León. 48 pp.
- Jiménez J, Alanís E, Ruiz JL, González MA, Yerena JI, y Alanís GJ. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el NE de México. *Ciencia UANL* 15(2): 66-71.
- Jiménez J, Alanís E, González MA, Aguirre OA & Treviño EJ. 2013. Characterizing regeneration of woody species in areas with different land-history tenure in the Tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 58(3): 299–304. DOI: <http://dx.doi.org/10.1894/0038-4909-58.3.299>
- Leal-Elizondo NA, Alanís-Rodríguez E, Mata-Balderas JM, Treviño-Garza EJ y Yerena-Yamallel JI. 2018. Estructura y diversidad de especies leñosas del matorral espinoso tamaulipeco regenerado postganadería en el noreste de México. *Polibotánica*, 45: 75-88. <https://dx.doi.org/10.18387/polibotanica.45.6>
- Magurran AE. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Miller S, Muir-Wood R and Boissonnade A. 2008. An exploration of trends in normalized weather-related catastrophe losses. In *Climate Extremes and*

Society. Editores Diaz HF and Murnane RJ. Cambridge. UK. Cambridge University Press. 225–347 pp

Molina-Guerra VM, Pando-Moreno M, Alanís-Rodríguez E, Canizales-Velázquez PA, González Rodríguez H y Jiménez-Pérez J. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 4(3): 361-371.

Mora CA, Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerena JI y Cuellar LG. 2013. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada* 12(1): 29-34.

Moreno CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, M&T- Manuales y Tesis SEA. v.1, p.84.

Patiño AM, Alanís E, Molina VM, González H, Jurado E y Aguirre OA. 2019. Almacenamiento de carbono en la Reserva Ecológica de Ternium, Pesquería. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 10(54): 39-57. doi: 10.29298/rmcf.v10i54.498

Plissock, P, Simonetti J, & Asmüssen M. 2019. Protocolo para la evaluación del riesgo de colapso de los ecosistemas: Caso de estudio del bosque espinoso (espinal) en la zona central de Chile. *Revista de geografía Norte Grande*, (73): 29-56. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022019000200029>

Pequeño-Ledezma MA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Yerena-Yamallel JI, Cuellar-Rodríguez LG y Mora-Olivo A. 2012. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT* 24(2): 48–53.

Pretzsch, H. 2009. *Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany. 664 pp.

Sarmiento-Muñoz T, Alanís-Rodríguez E, Mata-Balderas J y Mora-Olivo A. 2019. Estructura y diversidad de la vegetación leñosa en un área de matorral espinoso tamaulipeco con actividad pecuaria en Nuevo León, México.

- SEREPSA. 2008. Manual de Procedimientos. Programa de Adopción de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Secretaría Ejecutiva REPSA, Coordinación de la Investigación Científica, UNAM, México, 108 p.
- SPSS. 1976. Statistical Package for the Social Sciences. Chicago, IL, USA.
- Tilman D, Clark M, Williams, DR, Kimmel K, Polasky S, Packer, C. 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546:73-81. <https://doi.org/10.1038/nature22900>Link
- Valenzuela LM, Trucios R, Rivera M, y Ríos JC. 2012. Distribución y características ecológicas y dasométricas del mezquital en san juan de Guadalupe, Durango. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas XI (2)*: 95-100.
- Willis KJ, Marcia-Fauria M, Gasparatos A and Long P. 2014. Identifying and Mapping Biodiversity: Where Can We Damage? En: *The Economics of Biodiversity. Nature in the Balance*. Editores Helm, D. and Hepburn C. Oxford. U.K. Oxford University Press. 57-78 pp. DOI: 10.1093/acprof:oso/9780199676880.001.0001

CAPÍTULO III

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

Resumen

El matorral espinoso tamaulipeco (MET) es uno de los ecosistemas más degradados en el noreste de México. Una manera de recuperar la estructura de estos ecosistemas es la restauración activa, mediante la plantación de especies arbóreas y arbustivas nativas. Evaluar la estructura y la diversidad, son parte de las acciones de seguimiento y contribuyen a establecer pautas para la restauración de los sistemas intervenidos. 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. Se establecieron cuadros de 200 m² para vegetación arbórea y arbustiva y de 1 m² para regeneración. A todos los individuos, se les midió la altura total, diámetro basal y diámetro de copa. Para cada especie, se determinó el índice de valor de importancia (IVI) a partir de la abundancia con el número de individuos, dominancia mediante la cobertura de copa y la frecuencia con base en la presencia en los sitios de muestreo. Para diversidad se calcularon los índices de Margalef (D_{Mg}) y Shannon (H'). La diversidad registrada fue considerada baja, en el área regenerada se presentaron seis especies de las cuales tres no fueron utilizadas en la plantación (*Baccharis salicifolia*, *Ehretia anacua* y *Gymnosperma glutinosum*). *Vachellia farnesiana* fue la especie que presentó el valor más alto de IVI en ambas comunidades, 47% en la vegetación de porte alto y 43% en la regeneración.

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

Abstract

The Tamaulipas thorn scrub (MET) is one of the most degraded ecosystems in northeastern Mexico. One way to recover the structure of these ecosystems is active restoration, through the planting of native tree and shrub species. The evaluation of the structure and diversity are part of the follow-up actions and contribute to establishing guidelines for the restoration of the intervened systems. In the present study, tall vegetation and regeneration were evaluated in a MET area after 5 years of being restored. 200 m² were established for arboreal and shrub vegetation and 1 m² for regeneration. Total height, basal diameter and crown diameter of all individuals were measured. For each species, the importance value index (IVI) was determined from the abundance with the number of individuals, the dominance through the canopy cover and the frequency based on the presence in the sampling sites. For diversity, Margalef (D_{Mg}) and Shannon (H') indices were calculated. The diversity recorded was considered low, in the regenerated area six species were found of which three were not used in the plantation (*Baccharis salicifolia*, *Ehretia anacua* and *Gymnosperma glutinosum*). *Vachellia farnesiana* was the species that presented the highest IVI value in both communities, 47% in tall vegetation and 43% in regeneration.

Keywords: 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, 1985) 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 (Jurado y Reid, 1989). 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, 2006). 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 (Correa, 1996; Alanís *et al.* 2006). 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.

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). La práctica más común para lograr este propósito es la reforestación con especies arbóreas y arbustivas nativas (Butterfled, 1995; 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. 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, modificado por Enriqueta García (García, 1964), el clima predominante es muy seco semicálido (BWhw), con una 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. El área presenta una altitud de 330 m s.n.m. 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 producidas 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. Las cepas se realizaron a una profundidad de 100 cm utilizando un barrenador en maquinaria agrícola. Los individuos fueron colocados en una cepa de 1 m³, donde se aplicó hidrogel (20 gr a cada planta) y enraizador (se diluyó 20 kg en 10,000 lts de agua, y se aplicaban 20 lts a cada planta). Para darles soporte se colocaron tutores de madera a cada individuo y se aplicó el primer riego. Para retener el agua del riego y de las precipitaciones se les realizó un cajete de 1 m². 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) y aquella regenerada bajo el dosel

(regeneración). Para la primera, se establecieron 10 sitios de muestreo aleatoriamente de 10 m × 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 m x 1 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 (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). Para la estimación de la abundancia relativa (*AR_i*) de cada especie se empleó la siguiente ecuación:

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

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

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

donde D_i = dominancia absoluta. La frecuencia relativa (FR_i) se obtuvo con la siguiente ecuación:

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

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. *Vachellia farnesiana* la que presentó el mayor valor de IVI en el área restaurada como en la de regeneración. Estos resultados coinciden con los presentados por Estrada *et al.* (2004) y Jiménez *et al.* (2009), quienes mencionan que después de que se presenta algún disturbio antropogénico, el suelo presenta baja disponibilidad de nitrógeno, lo que beneficia el establecimiento de leguminosas.

Tabla 1. Familia nombre científico, nombre común y hábito de las especies registradas en el estudio.

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.	Anacahuita	Arbórea	✓	
Boraginaceae	<i>Ehretia anacua</i> * (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Anacua	Arbórea	✓	✓
Cannabaceae	<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Arbustiva		✓
Fabaceae	<i>Ebenopsis eban</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. La comunidad de porte alto representa a los árboles y arbustos que forman parte de la estructura del dosel. La regeneración corresponde a la comunidad de plantas regeneradas bajo el dosel a los 6 años de iniciada la plantación.

En la comunidad vegetal de porte alto se registraron ocho especies mientras que en la regeneración fueron seis. Tres de las cuales *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 (Vibrans, 2009). Procesos ecológicos como el banco de semillas y la dispersión de

semillas 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 con 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. Estos valores nos indican una diversidad baja, dado que otros autores han reportado valores entre 2.17 – 3.16 (Jiménez *et al.* 2009; Alanís-Rodríguez *et al.* 2019) para índice de Margalef y 1.94 – 3.02 (Canizales-Velázquez *et al.* 2009; Mora *et al.* 2013) para el índice de Shannon.

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. *V. farnesiana* registró una frecuencia relativa de 38.1% en el área de regeneración seguida de *L. frutescens* con 33.3%.

Tabla 2. Valores absolutos y relativos de abundancia (N ha⁻¹), área de copa (m² ha⁻¹), dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (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>Leucophilum 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. Las especies están ordenadas de acuerdo al IVI .

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 *Ehretia 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 plantación. 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. *V. farnesiana* es la especie que presenta mayor IVI en el área de regeneración. Esta especie a pesar de ser 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.

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 2370 N/ha, pero superiores a lo de Jiménez *et al.* (2013) con 1763 N/ha en una comunidad con historial pecuario. *V. farnesiana* destaca

por la alta abundancia que presenta en el área; tan solo esta especie aporta el 89.29% de la abundancia total.

Conclusiones

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

Los autores agradecen 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.

Referencias

- Alanís, E. (2006). Diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial de uso antropogénico en el matorral espinoso tamaulipeco. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, N.L., México.
- Alanís, E.; Molina, V. M.; Rechy, L.; Alcalá, A. G.; Marín, J. D. y Pequeño, M. A. (2016). Composición, diversidad y supervivencia de un área restaurada en el complejo siderúrgico de Ternium, Pesquería, Nuevo León. In: experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas (Coord). Ceccon, E. y Martínez C. UNAM-Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias-UAEM-CONABIO. Cuernavaca, Morelos, México.

Capítulo 11. 255-272 pp. disponible en:
<https://www.crim.unam.mx/web/sites/default/files/Experiencias%20mexicanas.pdf>

Alanís-Rodríguez, E., Rubio-Camacho, E. A., Mata-Balderas, J. M., Lo-zano-Cavazos E. A., González-Tagle, M. A. & Amarán-Ruíz, M. de F. (2019). Tamaulipan thornscrub after fire: an analysis of the composition of species. *Brazilian Journal of Biology*, En prensa.

Álvarez-Aquino, C.; Williams-Linera, G. and Newton, A.C. (2005). Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments. *Biotropica*, 37 (3): 337-342. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/30043192>

Arévalo, J.R., Afonso, L., Naranjo, A., Salas M. (2010). Invasion of the Gran Canaria ravines ecosystems (Canary Islands) by the exotic species *Vachellia farnesiana*. *Plant Ecol.* 206: 185. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9633-0>

Butterfield, R. P. (1995). Promoting biodiversity: advances in evaluating native species for reforestation. *Forest Ecology and Management*, 75(1-3): 111-121. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03535-1](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03535-1)

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(1): 78-85. Disponible en: <http://www.ejournal.unam.mx/bot/075-01/BOT75105.pdf>

Canizales-Velázquez, P. A., Alanís-Rodríguez, E., Aranda-Ramos, R., Mata-Balderas, J. M., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Flores, G., Uvalle-Sauceda, J. I. & Ruiz-Bautista, M. G. (2009). Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(2):115-120.

Correa, J.B. (1996). Evaluación y Cuantificación de los Cambios del Uso del Suelo Mediante Imágenes de Satélite en los Municipios de Linares y Hualahuises, N.L. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., México. 47 pp.

- García, J., Jurado, E., (2008). Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares, N.L. México. *Revista Ra Ximhai* 4(1): 1-21
<http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/asteraceae/baccharis-salicifolia/fichas/ficha.htm>.
- Diamond, D. D., Riskind, D. H., & Orzell, S. L. (1987). A framework for plant community classification and conservation in Texas. *The Texas Journal of Science*, 39, 202–221. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/306219895_A_framework_for_plant_community_classification_and_conservation_in_Texas
- Díaz, M.F., Armesto, J.J., (2007). Limitantes físicos y bióticos de la regeneración arbórea en matorrales sucesionales de la Isla Grande de Chiloe´, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 80, 13–26.
<http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2007000100002>
- González, M. (1985). El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. En II Simposio Internacional sobre la Provincia Biótica Tamaulipeca, UAT y UNAM Pp. 7-14.
- Guariguata, M.R. & Ostertag, R. (2002). Sucesión secundaria: 591-623 (en Guariguata, M.R. & Kattan, G.H. (eds.) *Ecología y Conservación de bosques neotropicales*. Primera edición. Ediciones LUR. Disponible en: <http://academic.uprm.edu/~jchinea/cursos/ecolplt/lectesc/GUARI.PDF>
- Hake, Vibrans. (2009). Malezas de México. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm> [última consulta: 30 julio 2019].
- Jiménez J., Alanís E., Aguirre O. A., Pando M. & González M. A. (2009). Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques*. 15(3):5-20. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-04712009000300001
- Jiménez, J., E. Alanís, M. A. González, O. A. Aguirre y E. J. Treviño. (2013). Characterizing Woody Species Regeneration in Areas with Different Land

History Tenure in the Tamaulipan Thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*. vol. 58, núm. 3, pp. 299-304. DOI: <http://dx.doi.org/10.1894/0038-4909-58.3.299>

Jurado, E., & Reid, N. (1989). Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N. L. Reporte científico, FCF-UANL, 10, 4-18. Disponible en: <https://www.worldcat.org/title/influencia-de-factores-edaficos-topograficos-y-perturbacion-sobre-el-matorral-espinoso-tamaulipeco-en-linares-nuevo-leon/oclc/651428524>

Hooper, E., Condit, R. y Legendre, P. (2002). Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*. 12(6): 1626-1641. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1626:RONTST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1626:RONTST]2.0.CO;2)

Molina-Guerra V.M., Mora-Olivo A., Alanís-Rodríguez, E., Soto-Mata, B., Patiño-Flores, A.M. (2019). *Plantas características del matorral espinoso tamaulipeco en México*. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México. 114 Pp.

Mora, C. A., Alanís, E., Jiménez, J., González, M. A., Yerena, J. I., Cuellar L. G. (2013). Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada*, 12(1):29-34

Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Manual y tesis SEA. CYTED, UNESCO (ORCYT) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo. 83 pp.

Müeller-Dombois, D. y H. Ellenberg. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons, Nueva York. 54 pp.

Nathan, R., & Muller-Landau, H. C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*. 15, 278-285. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01874-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01874-7)

Ortiz, B.O.C., Reyes, M.E.P. & Balch, E.P.M. (2000). In Vitro Cell.Dev.*Biol.-Plant*. 36: 268. <https://doi.org/10.1007/s11627-000-0049->

- Palacios Sánchez, Julio Enrique, Mejía Saenz, Enrique, Oropeza Mota, José Luis, Martínez Menes, Mario Roberto, & Figueroa Sandoval, Benjamín. (2009). Impacto de las actividades económicas en los recursos suelo y vegetación. *Terra Latinoamericana*. 27(3), 247-255. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792009000300009
- Society for Ecological Restoration International. (2004). Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Solís S., Martínez, Y. y Castillo, S. (2016). Los paradigmas de las malezas. *Ciencias*, núm. 120-121, abril-septiembre, pp. 90-97. Disponible en: <https://www.revistaciencias.unam.mx/es/202-revistas/revista-ciencias-120-121/2000-los-paradigmas-de-las-malezas.html>
- Tassin J, Revière JN, Cazanove M, Bruzzese E (2006) Ranking of invasive woody plant species for management on Réunion Island. *Weed Res* 46:388–403 <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00522.x>
- Wang, B. C., y Smith, T. B. (2002). Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology & Evolution*. 17: 379-386 [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02541-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02541-7)
- Whittaker, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. 21: 213–251. DOI: 10.2307/1218190

CAPÍTULO IV

Estructura y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco regenerado posterior a uso pecuario



*fotografía del muestreo en el área de estudio.

Resumen:

La actividad pecuaria ha provocado el cambio en la estructura vegetal de las comunidades en el noreste de México. En los últimos años se ha estudiado la estructura del matorral espinoso tamaulipeco después de haber estado bajo alguna actividad antropogénica, pero pocas investigaciones han abordado el tema de la filogenia para comprender el ensamblaje de las especies después del disturbio. En el presente estudio, el objetivo fue evaluar la composición, estructura y diversidad de una comunidad vegetal regenerada posterior a uso pecuario con 36 años de regeneración. Además, se evaluó si la distancia filogenética entre individuos correlacionaba con la distancia física. Se espera que los individuos más emparentados se encuentren más alejados entre sí como una estrategia de disminución de competencia. Se establecieron cuatro parcelas de 40 m x 40 m. A cada individuo >1 cm de diámetro basal $d_{0.10}$ se le midió la altura total, diámetro basal y el diámetro de copa en sentido norte-sur y este-oeste. Para el análisis filogenético se eligieron *Havardia pallens*, *Vachellia farnesiana* y *Zanthoxylum fagara* como especie focal y se midió la distancia física en cm con sus cinco vecinos más cercanos. La distancia filogenética se estimó mediante Time Tree, entre la especie focal y sus cinco vecinos más cercanos. Se registraron 15 especies presentes en los estratos bajo y medio. Con el análisis de filogenia *Vachellia farnesiana* presentó una correlación negativa entre la distancia física y la distancia filogenética, por lo que es una especie facilitadora para sus vecinos más cercanos.

Palabras clave: facilitación, filogenia, regeneración, rasgos funcionales.

Abstract:

Livestock activity has caused a change in the plant structure of the communities in northeast Mexico. In recent years, the structure of the Tamaulipas thorn scrub has been studied after having been under some anthropogenic activity, but little research has addressed the issue of phylogeny to understand the assembly of species after the disturbance. In the present study, the objective was to evaluate the composition, structure and diversity of a regenerated plant community after livestock use with 36 years of regeneration. In addition, we evaluated if the

phylogenetic distance between individuals correlated with the physical distance. It is expected that the most related individuals are more distant from each other as a strategy to reduce competition. Four plots of 40 m x 40 m were established. For each individual > 1 cm basal diameter $d_{0.10}$. Total height, basal diameter and crown diameter were measured in the north-south and east-west directions. For the phylogenetic analysis, *Havardia pallens*, *Vachellia farnesiana* and *Zanthoxylum fagara* were chosen as focal species and the physical distance in cm with its five closest neighbors was measured. Phylogenetic distance was estimated by Time Tree, between the focal species and its five closest neighbors. Fifteen species were recorded present in two low and middle strata. With the phylogeny analysis, *Vachellia farnesiana* showed a negative correlation between physical distance and phylogenetic distance, making it a facilitating species for its closest neighbors.

Keywords: facilitation, phylogeny, regeneration, functional traits.

Introducción

El matorral espinoso tamaulipeco es la comunidad vegetal más abundante en el noreste de México, con una superficie de 125,000 km² (González, 1985). Dicha comunidad posee una densidad de 15,000 a 21,000 N ha⁻¹ constituidos por más de 50 especies arbóreas y arbustivas (Molina-Guerra *et al.*, 2019). Los matorrales se han degradado debido al cambio en el uso de suelo, por actividades como minería, ganadería, agricultura, entre otras; lo que ocasiona que la estructura y composición original se vean alteradas (Alanís Rodríguez *et al.*, 2013; Molina-Guerra *et al.*, 2013; Mora *et al.*, 2013). El matorral ha registrado una pérdida de 953,000 ha por cambio de uso de suelo entre los años 1993 a 2002, lo que lo coloca en el segundo lugar de ecosistemas más afectados en México (SEMARNAT, 2006).

Una de las actividades de cambio de uso del suelo más utilizadas en el noreste de México es la eliminación total de la vegetación nativa para el establecimiento de pastos exóticos (principalmente *Cenchrus ciliaris*) destinados a la actividad pecuaria de ganado vacuno (Aguirre y Mendoza *et al.* 2009; Quero,

2013). Estas áreas son utilizadas durante cierto periodo; después, cuando la productividad disminuye son abandonadas y la vegetación leñosa se regenera (Mora *et al.*, 2013). Estos cambios alteran la estructura de las comunidades vegetales, que, para lograr recuperarse, dentro del ecosistema se presentan interacciones entre las especies que pueden ser negativas como competencia (Boucher *et al.* 1982) y positivas, también conocidas como facilitación (Stachowicz, 2001). Mediante la facilitación las especies que son menos tolerantes llegan a establecerse debajo o cerca de otras, que mejoran el microclima para su mejor desarrollo (Padilla y Pugnaire, 2006).

Incorporar la información filogenética de las especies en estudios de comunidades vegetales ha demostrado que es de gran utilidad para lograr entender los cambios en la composición de las especies (Penone *et al.*, 2014). La filogenia ha ganado importancia dentro de la facilitación a través de millones de años desde un ancestro en común y determinar que entre más emparentados los árboles y arbustos menor es la competencia por los recursos del sitio (Brooker *et al.*, 2008; Valiente-Banuet y Verdú, 2007). Las especies que son ecológicamente similares comparten rasgos funcionales, los cuales son atributos que determinan la sobrevivencia, interacción entre ellas y cómo contribuyen al funcionamiento del ecosistema (Violle *et al.* 2007). Existen rasgos que tienen efectos considerables para el buen funcionamiento del ecosistema como lo son tasa de descomposición, ciclo de nutrientes, secuestro de carbono (Weedon *et al.*, 2009), entre otros. Las relaciones filogenéticas entre las plantas han sido poco estudiadas en el matorral espinoso tamaulipeco (Marroquín *et al.* 2019), por lo que el estudio de la filogenia con respecto a los vecinos más cercanos es de gran importancia.

En el matorral espinoso tamaulipeco, se han generado investigaciones que evalúan a corto plazo (< 21 años) las comunidades vegetales regeneradas posterior a uso pecuario (Alanís *et al.*, 2008; Leal Elizondo *et al.*, 2018; Pequeño-Ledezma *et al.*, 2012), pero se desconoce cómo son a mayor plazo. La presente investigación evalúa la composición, estructura, diversidad y filogenia de una comunidad vegetal regenerada posterior a uso pecuario con 36 años de

regeneración. La hipótesis es que a menor distancia física será mayor la distancia filogenética entre la especie focal y sus vecinos más cercanos.

Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en una comunidad vegetal de matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México, en el municipio de Linares, Nuevo León. El área de estudio se localiza entre las coordenadas 24°48' de latitud Norte y 99°32' longitud Oeste, con una altitud de 350 m. El clima en la región es semiseco, muy cálido, con lluvias en el verano (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 1986). La temperatura promedio mensual oscila entre 14.7°C en enero a 22.3°C en agosto. La precipitación promedio anual fluctúa entre 500 y 700 mm (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 1986).

Trabajo de campo

Para analizar la regeneración del elemento leñoso, se seleccionó una superficie de 22 ha de matorral con historial de uso pecuario. El área fue desmontada con maquinaria agrícola y después fue sembrado zacate buffel (*Cenchrus ciliaris* L.). El área fue abandonada en el año 1982, después de ser utilizada para el pastoreo de ganado vacuno. En el verano de 2018 (36 años después del cese de la actividad productiva), se establecieron de manera aleatoria cuatro parcelas de 40 m × 40 m (1,600 m²), colocando estacas en cada una de las esquinas para su delimitación, además de un elemento de la brigada para mayor visibilidad. En cada parcela se cuantificaron todos los individuos arbóreos y arbustivos > 1 cm de diámetro basal. A cada uno de los individuos, se le tomaron medidas dasométricas de altura total (h , m), diámetro basal ($d_{0.10}$, cm) y diámetro de copa (m) en sentido norte-sur y este-oeste. Las especies se identificaron por personal calificado de la Universidad Autónoma de Nuevo León usando la guía de especies características del matorral (Molina-Guerra et al., 2019).

Análisis de la información

La diversidad se determinó mediante dos índices: el de Margalef (D_{Mg}) el cual se basa en la cuantificación de especies presentes (riqueza específica) y el de Shannon-Wiener (H') que mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988; Baev y Penev, 1995). 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 .

Se estimó la diversidad verdadera de orden 1 (1D) mediante el exponencial del índice de Shannon (Jost, 2006):

$${}^1D = \exp(H') = \exp \left[\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i) \right]$$

Donde p_i es abundancia relativa de la i -ésima especie y S es el número de especies.

Para cada especie, se determinó la abundancia con base en el número de individuos, dominancia en función del área basal y frecuencia con la presencia en las parcelas de muestreo. Con estos resultados se obtuvo el valor ponderado a nivel taxon denominado índice de Valor de Importancia (IVI), el cual adquiere valores porcentuales en una escala del 0 al 100 (Mueller-Dombois, 1974). Para estimar la abundancia relativa (AR_i) de cada especie se utilizó la siguiente ecuación:

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

Donde, A_i = abundancia absoluta. La dominancia relativa (DR_i) se determinó mediante la ecuación:

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

Donde, D_i = dominancia absoluta. Para la frecuencia relativa (FR_i) se empleó la ecuación:

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

Donde, F_i = frecuencia absoluta. El *IVI* se define como (Whittaker, 1972; Alanís et al, 2020) .

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

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, FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total.

El índice de Valor de Importancia Familiar (*IVIF*) presenta valores de 0 a 100% y fue calculado de la siguiente manera (Whittaker, 1972; Alanís et al, 2020):

$$IVIF = \frac{\sum_{i=1}^n (ARF_i, DRF_i, FRF_i)}{3}$$

Donde ARF_i = abundancia relativa de la familia i respecto a la abundancia total, DRF_i = dominancia relativa de la familia i respecto a la dominancia total, FRF_i = frecuencia relativa de la familia i respecto a la frecuencia total.

Para determinar la estructura vertical de las especies, se utilizó el índice de distribución vertical de especies (A), el cual es una modificación del índice de Shannon (Pretzsch, 2009); registra valores entre 0 y un valor máximo (A_{\max}). Un valor $A = 0$ indica que una sola especie tiene presencia en un solo estrato. A_{\max}

se alcanza cuando la totalidad de las especies se encuentran en la misma proporción en el rodal como en los estratos (Pretzsch, 2009). En este índice, tres estratos se representan con base en la altura máxima registrada. El estrato I comprende las alturas que se encuentran en el rango del 80 al 100%, siendo el árbol más alto el 100%, y a partir de este se establecen las proporciones para los árboles subsiguientes; el estrato II presenta las alturas del 50 al 80% de la altura total registrada, y el estrato III va del 0 a 50% (Pretzsch, 2009).

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} * \ln p_{ij}$$

$$A_{max} = \ln(S * Z)$$

$$A_{rel} = \frac{A}{\ln(S * Z)} * 100$$

Donde, S = número de especies presentes, Z = número de estratos en altura, P_{ij} = porcentaje de especies en cada zona y se estima mediante la siguiente ecuación: $p_{ij} = n_{i,j}/N$; donde $n_{i,j}$ = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N = número total de individuos.

Para el análisis de la filogenia, se seleccionaron las tres especies (*Havardia pallens* (Benth.) Britton & Rose, *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn y *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg.) que presentaron mayor *IVI*. Cada individuo de estas especies fue georeferenciado y se les midió la distancia (cm) física de cada vecino más cercano, siendo estos los individuos más cercanos físicamente a la especie focal. La distancia física se midió de tallo a tallo con una cinta métrica. Para determinar la diversidad filogenética se utilizó la distancia filogenética de cada especie focal con sus vecinos; se determinó en millones de años desde un antepasado común utilizando TimeTree.org (Kumar *et al*, 2017), la cual es una base de datos pública que presenta los tiempos de divergencia entre especies, líneas de tiempo que trazan la evolución de una especie a través del tiempo y árboles del tiempo de un grupo de especies; todo esto calculado a partir de datos de secuencias moleculares. Para este trabajo solo se utilizaron los datos de tiempos de divergencia de nuestras especies focales con sus vecinos más cercanos. Se realizaron pruebas de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y

Shapiro-Wilk para después analizar la correlación por medio del coeficiente de correlación de Pearson y de Spearman y determinar si la distancia física de la especie focal con sus vecinos más cercanos está relacionada con la distancia filogenética (MYA).

Resultados

Riqueza. En el área de estudio se registraron 15 especies pertenecientes a 14 géneros y nueve familias. La familia con mayor número de especies fue la Fabaceae (siete), mientras que el resto de las familias solo registraron una especie cada una. La familia Fabaceae incluye seis géneros y siete especies, lo que representa el 46.66% de la flora presente en el área de estudio. De las especies registradas, *Leucaena leucocephala* es considerada como exótica (Aguirre y Mendoza, 2009) y *Vachellia farnesiana* como maleza (Villaseñor y Espinosa, 1998), el resto son nativas.

Estructura. Con base en los valores del índice de importancia familiar (IVIF), las familias Fabaceae y Rutaceae fueron las más importantes con el 77.52% de este índice. Las familias Sapotaceae y Boraginaceae fueron las que presentaron los valores más bajos de IVIF (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros estructurales estimados para las familias registradas en el área de estudio.

Familia	Abundancia		Dominancia		Frecuencia	IVIF
	Absoluta (ind ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta (m ² ha ⁻¹)	Relativa (%)	Relativa (%)	
Fabaceae	389.06	63.36	11.79	87.75	21.05	57.39
Rutaceae	187.50	30.53	1.18	8.81	21.05	20.13
Cannabaceae	21.88	3.56	0.06	0.43	21.05	8.35
Oleaceae	3.13	0.51	0.01	0.06	10.53	3.70
Asparagaceae	1.56	0.25	0.22	1.65	5.26	2.39
Ebenaceae	4.69	0.76	0.02	0.15	5.26	2.06
Rhamnaceae	1.56	0.25	0.09	0.65	5.26	2.06
Sapotaceae	1.56	0.25	0.06	0.43	5.26	1.98
Boraginaceae	3.13	0.51	0.01	0.08	5.26	1.95
Total	614.06	100	13.43	100	100	100

*IVIF= Índice de Valor de Importancia Familiar.

El área estudiada presentó una densidad de individuos de 614.06 N ha⁻¹ y un área basal de 13.43 m² ha⁻¹. A nivel de especie, las más sobresalientes fueron *Vachellia farnesiana*, *Havardia pallens* y *Zanthoxylum fagara*, registrando los valores más altos del *IVI*; en conjunto representan el 67.83% del total del área de estudio. Las especies con los valores más bajos de *IVI* fueron *Sideroxylon celastrinum* y *Cordia boissieri* con valores cercanos a 1% (Tabla 2).

Estructura vertical. Mediante el índice de Pretzsch, se realizó el análisis de la distribución vertical, el cual está conformado por tres estratos: I (alto), II (medio) y III (bajo). El estrato I, lo integran cuatro especies, donde *Vachellia farnesiana* es la que presenta mayor abundancia y dominancia. En el estrato II, se registran nueve especies, encontrándose tres de las cuatro presentes en el estrato I; aquí las especies que dominan son *Vachellia farnesiana* y *Havardia pallens*. En el estrato III se registraron 13 especies, donde *Vachellia farnesiana*, *Zanthoxylum fagara* y *Havardia pallens* son las que dominan. *Havardia pallens*, *Leucaena leucocephala* y *Vachellia farnesiana* tienen presencia en los tres estratos (Tabla 3).

Tabla 2. Parámetros estructurales estimados para las especies registradas en el área de estudio. IVI = Índice de Valor de Importancia.

Especie	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	Absoluta (ind ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta (m ² ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	131.25	21.37	8.72	64.88	100	10.81	32.36
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	173.44	28.24	2.31	17.19	100	10.81	18.75
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	187.50	30.53	1.18	8.81	100	10.81	16.72
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. Ex Willd) M.C. Johnst.	21.88	3.56	0.18	1.34	100	10.81	5.24
<i>Celtis pallida</i> Torr.	21.88	3.56	0.06	0.43	100	10.81	4.94
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	31.25	5.09	0.38	2.79	50	5.41	4.43
<i>Cercidium macrum</i> I.M. Johnst.	10.94	1.78	0.07	0.51	100	10.81	4.37
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	15.63	2.54	0.08	0.59	75	8.11	3.75
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	3.13	0.51	0.01	0.06	50	5.41	1.99
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	1.56	0.25	0.22	1.65	25	2.70	1.54
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	4.69	0.76	0.06	0.43	25	2.70	1.30
<i>Diospyros palmeri</i> Eastw.	4.69	0.76	0.02	0.15	25	2.70	1.20
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	1.56	0.25	0.09	0.65	25	2.70	1.20
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	1.56	0.25	0.06	0.43	25	2.70	1.13
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	3.13	0.51	0.01	0.08	25	2.70	1.10
Total	614.06	100	13.43	100	925	100	100

Tabla 3. Estructura vertical de la vegetación, índice de Pretzsch.

Índice de Pretzsch						
Estrato I	Abundancia			Dominancia		
	Especie	N ha ⁻¹	Del total	Del estrato	m ² ha ⁻¹	Del total
<i>Havardia pallens</i> (Benth.)	6.25	1.02	36.36	0.21	1.53	10.22
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	1.56	0.25	9.09	0.00	0.03	0.19
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	7.81	1.27	45.45	1.58	11.74	78.56
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	1.56	0.25	9.09	0.22	1.65	11.04
	17.19	2.80	100.00	2.01	14.94	100.00
Estrato II						
<i>Celtis pallida</i> Torr.	1.56	0.25	0.82	0.00	0.04	0.05
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	4.69	0.76	2.46	0.06	0.43	0.67
<i>Havardia pallens</i> (Benth.)	67.19	10.94	35.25	1.80	13.36	20.83
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	23.44	3.82	12.30	0.35	2.64	4.11
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. Ex Willd) M.C. Johnst.	1.56	0.25	0.82	0.01	0.06	0.09
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	1.56	0.25	0.82	0.06	0.43	0.66
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	70.31	11.45	36.89	5.82	43.34	67.55
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	1.56	0.25	0.82	0.05	0.40	0.62
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	18.75	3.05	9.84	0.47	3.47	5.41
	190.63	31.04	100.00	8.62	64.15	100.00
Estrato III						
<i>Celtis pallida</i> Torr.	20.31	3.31	5.00	0.05	0.40	1.91
<i>Cercidium macrum</i> I.M. Johnst.	10.94	1.78	2.69	0.07	0.51	2.43
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	3.13	0.51	0.77	0.01	0.08	0.39
<i>Diospyros palmeri</i> Eastw.	4.69	0.76	1.15	0.02	0.15	0.71
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	10.94	1.78	2.69	0.02	0.17	0.79
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	3.13	0.51	0.77	0.01	0.06	0.29

<i>Havardia pallens</i> (Benth.)	100.00	16.28	24.62	0.31	2.30	11.01
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	1.56	0.25	0.38	0.09	0.65	3.11
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	6.25	1.02	1.54	0.02	0.13	0.61
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. Ex Willd) M.C. Johnst.	20.31	3.31	5.00	0.17	1.29	6.15
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	53.13	8.65	13.08	1.32	9.81	46.91
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	3.13	0.51	0.77	0.00	0.04	0.17
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	168.75	27.48	41.54	0.72	5.34	25.53
Total	406.25	66.16	100.00	2.81	20.91	100.00
Total general	614.06	100.00	300.00	13.43	100.00	300.00

El valor de A que se obtuvo del índice vertical de especies fue de 2.36, con un A_{\max} de 3.81 y un A_{rel} de 62.08%; valores de A_{rel} cercanos a 100 indican que todas las especies están distribuidas equitativamente en los tres estratos de altura. Un valor de A_{rel} de 62.08% indica que la comunidad vegetal evaluada está conformada predominantemente por dos estratos de altura, que de acuerdo a la Tabla 3 son el II y III.

Diversidad. El índice de Margalef para el área de estudio dio como resultado un valor de 2.34. Respecto a la diversidad de especies, el índice de Shannon registró un valor de 1.78 y el índice de diversidad verdadera de Shannon 5.91.

Filogenia. *Havardia pallens* no presentó correlación lineal ($R_s=-0.009$; $P=0.45$) (Tabla 4) entre la distancia física (cm) con la distancia filogenética (MYA) de sus vecinos más cercanos (*Cordia boissieri*, *Ebenopsis ebano*, *Forestiera angustifolia*, *Karwinskia humboldtiana*, *Leucaena leucocephala*, *Prosopis laevigata*, *Vachellia farnesiana*, *Vachellia rigidula* y *Zanthoxylum fagara*).

Vachellia farnesiana mostró correlación negativa entre la distancia física de sus vecinos cercanos (*Cordia boissieri*, *Ebenopsis ebano*, *Forestiera angustifolia*, *Havardia pallens*, *Leucaena leucocephala*, *Prosopis laevigata*, *Vachellia rigidula* y *Zanthoxylum fagara*) y la distancia filogenética ($R_s=-0.116$; $P=0.03$).

Zanthoxylum fagara ($R_s=-0.03$; $P=0.26$) no presentó correlación al igual que *Havardia pallens* entre la distancia física y sus vecinos más cercanos (*Cordia boissieri*, *Ebenopsis ebano*, *Forestiera angustifolia*, *Havardia pallens*, *Karwinskia humboldtiana*, *Leucaena leucocephala*, *Prosopis laevigata*, *Vachellia farnesiana* y *Vachellia rigidula*). Sin embargo, el hecho de que solo se presentara esta correlación para una especie, permite suponer que existen otros factores, además de la filogenia, influyendo en la distribución espacial de las especies.

Tabla 4. Pruebas de normalidad y análisis de correlación de Pearson y Spearman entre la distancia física (cm) y la distancia filogenética (MYA) entre la especie focal y sus vecinos más cercanos en el área de estudio.

Especie focal	Kolmogorov-Smirnov	Shapiro -Wilk	Correlación de Pearson		Correlación de Spearman	
			Sig (unilateral)	Sig (unilateral)	Sig (unilateral)	Sig (unilateral)
<i>Havardia pallens</i>	0.200 - 0.010	0.003 - 0.010 - 0.960			-0.009	0.453
<i>Vachellia farnesiana</i>	0.200 - 0.041	0.375 - 0.738	-0.116	0.037		
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0.2	0.571 - 0.784	-0.039	0.261		

Discusión

La actividad pecuaria ha sido una de las causas de pérdida de biodiversidad en México, dado que su principal impacto es la degradación y fragmentación de los ecosistemas, afectando en gran medida composición de especies y sus procesos ecológicos (Pequeño *et al.*, 2012). Según Challenger y Soberón (2008), el territorio del país ha perdido alrededor del 50% de su cobertura natural original, de la cual el 22% presenta cobertura de vegetación secundaria.

El municipio de Linares, donde se ubica el área de estudio no es la excepción, ya que la actividad pecuaria induce que grandes áreas se encuentren provistas por pastizales inducidos que, al ser abandonadas por el cese de la actividad, son ocupadas por vegetación secundaria en distintas fases de desarrollo (Jiménez *et al.*, 2009).

En el área evaluada, la familia con mayor número de especies y mayor valor de IVIF (57.39%) fue la Fabaceae; esta familia es de las características de los matorrales del estado (Rojas-Mendoza, 1965; Rzedowski, 1978; Briones y Villarreal, 2001). En el estudio realizado por Jiménez Pérez *et al.*, (2012), en el matorral espinoso tamaulipeco, con historial agrícola, la familia Fabaceae también fue la más común y *Vachellia farnesiana* fue la especie con los valores más altos de dominancia y frecuencia, coincidiendo con Pequeño-Ledezma *et al.* (2012), quienes evaluaron un área de matorral con historial pecuario.

Alanís *et al.* (2008), evaluaron la misma área de estudio que la presente investigación. En la actualidad, presenta mayor riqueza de especies ($S=11$ antes, $S=15$ ahora), y en ambas evaluaciones la especie con mayor IVI fue *Vachellia farnesiana*; pero en el estudio anterior no se registró la presencia de *Havardia pallens*, siendo ahora la segunda especie dominante con mayor IVI. Jiménez Pérez *et al.* (2012) y Estrada *et al.* (2004) reconocen que *Vachellia farnesiana* presenta rápido establecimiento en áreas que han sufrido algún tipo de disturbio por actividades antropogénicas. Cabe mencionar que tan solo esta especie representa el 32.36% del valor de importancia para el área evaluada.

Las Fabaceas son especies de fácil adaptación ya que presentan una gran diversidad de formas de vida, distribución geográfica, relaciones con

polinizadores, dispersores de semillas, herbívoros y otros animales asociados; aunado a ello, también tienen la capacidad de formar asociaciones simbióticas con bacterias fijadoras de nitrógeno (McKey, 1994). Al presentar esta gran habilidad para fijar el nitrógeno, ayudan a los suelos degradados, ya que el cambio uso de suelo afecta la fertilidad de estos, disminuyendo los contenidos de C y N (Cantú Silva y Yañez Díaz, 2018).

Los valores de diversidad de este estudio son similares a los obtenidos por y Jiménez Pérez *et al.* (2012) pero menores a los reportados por Molina-Guerra *et al.* (2013) en estudios realizados en área de matorral con diferentes disturbios. Para el área de estudio la diversidad es considerada como baja, dado las pocas especies que se encuentran; sin embargo, con el paso del tiempo esta comunidad vegetal ha ido incrementando la riqueza de especies.

Los resultados de filogenia para *Havardia pallens* y *Zanthoxylum fagara* fueron similares al estudio realizado por Marroquín *et al.* (2019) donde no encontraron relación entre la proximidad de la especie y su distancia filogenética. La correlación negativa de *Vachellia farnesiana* indica en contraste con la hipótesis que se tenía planteada, que cuanto menor sea la distancia física mayor será la distancia filogenética, por lo que los vecinos más cercanos a esta especie presentan rasgos funcionales diferentes aumentando la diversidad filogenética del área, y al establecerse cerca de *Vachellia farnesiana* encuentran las condiciones óptimas para su desarrollo. La función de *Vachellia farnesiana* en esta área es de facilitadora para sus vecinos más cercanos.

Estrada *et al.*, (2004) mencionan que *Vachellia farnesiana* es una especie que se desarrolla en sitios con disturbios, se considera un elemento importante de la vegetación secundaria, llegando a formar asociaciones densas conocidas como “huizachales”. Su establecimiento se da en cortos periodos de tiempo (3 a 5 años). Esta especie presenta un gran potencial como fitorremediadora, ya que ha sido utilizada en sitios contaminados por plomo y arsénico, elementos que cambian la composición química del suelo y llegan a causar toxicidad en los organismos que los absorben (Armienta *et al.*, 2008; Landeros *et al.*, 2012).

Conclusiones

La hipótesis de que a menor distancia física será menor la distancia filogenética entre los vecinos más cercanos a nuestra especie focal no fue respaldada por los resultados. *Vachellia farnesiana* presenta una función de facilitadora para sus vecinos más cercanos. La familia más común fue Fabaceae, mientras que las especies con mayor índice de valor de importancia fueron *Vachellia farnesiana*, *Havardia pallens* y *Zanthoxylum fagara*. Para la estructura vertical se reconocen dos estratos de altura en la comunidad. La diversidad es considerada baja con respecto a comunidades maduras del matorral espinoso tamaulipeco.

Referencias

Aguirre A. y Mendoza R. (2009). Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. In CONABIO (Ed.), *Capital natural de México* (Capital na, pp. 277–318).

Alanís, E., Jiménez, J., Aguirre, O., Treviño, E., Jurado, E. & González, M. (2008). Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL*, XI (1), 56–62.

Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., González Tagle, M., Yerena Yamallel, J. y Cuellar Rodríguez, G., & Mora-Olivo, A. (2013). Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton*, 82(December), 185–191.

Alanís-Rodríguez E., Mora-Olivo A., Marroquín de la Fuente J. S. 2020. *Muestreo ecológico de la vegetación*. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México. 245 p. ISBN: 978-607-27-1307-9.

Armienta M.A., Ongley L.K., Rodríguez R., Cruz O., Mango H. y Villaseñor G. (2008). Arsenic distribution in mesquite (*Prosopis laevigata*) and huizache (*Acacia farnesiana*) in the Zimapán mining area, México. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 8, 1–7.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1144/1467-7873/07-144>

Baev, P.V. y Penev, L. D. (1995). *BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis*. (5.1.; p. 57). Pensoft, Sofia-Moscow.

Boucher, D.H., James, S., & Keeler, K. H. (1982). The ecology of mutualism. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13, 315-47.

Briones, O.L. y Villarreal, J.A. (2001). Sobre la flora, vegetación y fitogeografía de la Sierra de San Carlos, Tamaulipas. *Acta Botanica Mexicana* 73, 1-18.

Brooker, R. W., Maestre, F. T., Callaway, R. M., Lortie, C. L., Cavieres, L. A., Kunstler, G., Liancourt, P., Tielbörger, K., Travis, J. M. J., Anthelme, F., Armas, C., Coll, L., Corcket, E., Delzon, S., Forey, E., Kikvidze, Z., Olofsson, J., Pugnaire, F., Quiroz, C. L., Michalet, R. (2008). Facilitation in plant communities: The past, the present, and the future. *Journal of Ecology*, 96(1), 18–34. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01295.x>

Cantú Silva, I., y Yañez Díaz, M. I. (2018). Efecto del cambio de uso de suelo en el contenido del carbono orgánico y nitrógeno del suelo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(45), 122–151. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.138>

Challenger, A. y Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres. In Conocimiento actual de la bioiversidad. Conabio (Ed.), *Los ecosistemas terrestres* (Vol I, pp. 87–108).

Estrada, E., Méndez, Y., Delgado, A. y Villareal, J.A. (2004). Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales Del Instituto de Biología. Serie Botánica*, 75(1). <http://www.redalyc.org/html/400/40075105/>

Villaseñor, J.L. y Espinosa, F. (1998). *Catálogo de malezas de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. Consejo Nacional Consultivo Fitosanitario. Fondo de Cultura Económica. México.

González, M. (1985). El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. En II Simposio Internacional sobre la Provincia Biótica Tamaulipeca, UAT y UNAM. PP 7-14. .

González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R., Cantú-Silva, I., Gómez-Mesa, M.V., . y Uvalle-Sauceda, J.I. (2010). Composición y estructura de la vegetación en tres sitios de estudio del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 29, 91–106.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1986). *Síntesis geográfica de Nuevo León* (Secretaría de Programación y Presupuesto).

Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O., 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.

Jiménez Pérez, J., Alanís Rodríguez, E., Ruiz González, J., González Tagle, M., Yerena Yamallel, J., y Alanís Flores, G. (2012). Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. *Ciencia-Uanl*, 15(58), 66–71.

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos* 113 363-375
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

Kumar, S., Stecher, G., Suleski, M., Hedges, S.B. (2017). TimeTree: A resource for Timelines, timetrees and divergence times. *Molecular Biology and Evolution*, 34, 1812-1819. <https://doi.org/10.1093/molbev/msx116>

Leal Elizondo, N. A., Alanís Rodríguez, E., Mata Balderas, J. M., Treviño Garza, E. J., y Yerena Yamallel, J. I. (2018). Estructura Y Diversidad De Especies Leñosas Del Matorral Espinoso Tamaulipeco Regenerado Post-Ganadería En El Noreste De México. *Polibotánica*, 0(45), 75–88.
<https://doi.org/10.18387/polibotanica.45.6>

Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 Pp.

Marroquín, J., Jurado, E., Flores, J., Pando-Moreno, M., González-Rodríguez, H., & Alanís, E. (2019). Are plants nearest neighbors phylogenetically distant? A test in three vegetation types in Northern Mexico^{1,2}. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 146(1), 41. <https://doi.org/10.3159/torrey-d-17-00050.1>

McKey, D. (1994). Legumes and nitrogen: The evolutionary ecology of a nitrogen-demanding lifestyle. *Advances in Legume Systematics 5: The Nitrogen Factor*, 5, 211–228. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>

Molina-Guerra, V. M., Pando-Moreno, M., Alanís-Rodríguez, E., Canizales-Velázquez, P. A., Rodríguez, H. G., & Jiménez-Pérez, J. (2013). Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana De Ciencias Pecuarias*, 4(3), 361–371.

Molina-Guerra, V.M., Mora-Olivo A., Alanís-Rodríguez, E., Soto-Mata B., Patiño-Flores A.M. (2019). *Plantas características del matorral espinoso tamaulipeco en México*. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México. 114 Pp.

Mora, C., Rodríguez, E., Pérez, J., González, M., Yerena, J., y Cuellar, L. (2013). Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada*, 12(1), 29–34. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1726-22162013000100004&script=sci_arttext

Mueller-Dombois, D. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley International. United States of America.

Landeros Tejo, O.R., Reveles, M., Valdez, R.D., Arreola, J.G., Pedroza A. y Ruíz, J. (2012). Uso potencial del huizache (*Acacia farnesiana* L. Will) en la fotorremediación de suelos contaminados con plomo. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17, 11–20.

Padilla, F. M., & Pugnaire, F. I. (2006). The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(4), 196–202. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0196:TRONPI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0196:TRONPI]2.0.CO;2)

Penone, C., Davidson, A. D., Shoemaker, K. T., Di Marco, M., Rondinini, C., Brooks, T. M., Young, B. E., Graham, C. H., & Costa, G. C. (2014). Imputation of missing data in life-history trait datasets: Which approach performs the best? *Methods in Ecology and Evolution*, 5(9), 961–970. <https://doi.org/10.1111/2041->

210X.12232

Pequeño-Ledezma, M. Á., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., González-Tagle, M. A., Yerena-Yamallel, J. I., Cuellar-Rodríguez, G., & Mora-Olivo, A. (2012). Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *CienciaUAT*, 7(1), 48. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v7i1.39>

Pretzsch, H. (2009). *Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model*. Springer-Verlag. Berlín Heidelberg, Alemania. 664 Pp.

Quero Carrillo, A. R. (2013). *Gramíneas Introducidas: Importancia e impacto en ecosistemas ganaderos*. Serie Biblioteca Básica de Agricultura. COLPOS, INIFAP, UACH. ISBN: 978-607-715-106-7.

Rojas-Mendoza, P. (1965). *Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León y datos acerca de su flora*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa. México D.F. 432 Pp.

SEMARNAT. (2006). *El Medio Ambiente en México 2005: en resumen*.

Stachowicz, J. J. (2016). *the Structure of Ecological Communities*. 3568(April). [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051)

Valiente-Banuet, A., & Verdú, M. (2007). Facilitation can increase the phylogenetic diversity of plant communities. *Ecology Letters*, 10(11), 1029–1036. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01100.x>

Villarreal, O. L. B. y J. (2001). egetación y flora de un ecotono entre las provincias del Altiplano y de la Planicie Costera del Noreste de Méxic. *Acta Botanica Mexicana*, 55, 39–67.

Violle C, Nemergut D, Pu Z, J. L. (2011). Phylogenetic limiting similarity and competitive exclusion. *Ecology Letters*, 14, 728–787. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01644.x>

Weedon, J.T., Cornwell, W.K., Cornelissen, J., Zanne, A., Whirth, C. and Coomes D.A. (2009). *Ecology Letters*. 12: 45-56. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01259.x>

Whittaker, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213–251.

CAPÍTULO V

Desempeño de una reforestación con especies arbóreas nativas del matorral espinoso tamaulipeco en áreas degradadas

Abril 2018



Octubre 2018



Abril 2019



Octubre 2019



Junio 2020



Resumen

El uso irracional de los recursos naturales ha provocado la degradación de los ecosistemas. En el noreste de México, el matorral espinoso tamaulipeco se ha visto afectado por la remoción de la cubierta vegetal con el propósito de que su superficie sea destinada para diferentes actividades económicas. Se han buscado estrategias para tratar de revertir el daño causado, por ello grupos de gestores y académicos han recurrido a la reforestación con especies nativas para conocer los requerimientos de cada especie y poder determinar cuáles son las mejores para estas prácticas. Se evaluó el desempeño de una reforestación con especies nativas del matorral espinoso tamaulipeco (*Cordia boissieri*, *Caesalpinia mexicana*, *Eysenhardtia texana* y *Leucophyllum frutescens*). Se realizaron evaluaciones cada seis meses; desde el inicio de la plantación hasta 41 meses después. La supervivencia fue determinada por el método Kaplan-Meier además de calcular tasas de crecimiento para las variables diámetro, altura y cobertura. La supervivencia general fue de 49.4%. La especie *C. boissieri* fue la que menor supervivencia presentó (37.7%). En términos crecimiento en diámetro, *C. boissieri* y *C. mexicana* registraron mayor crecimiento, aunque a partir del mes 30 todas las especies presentaron disminución de esta variable. Al inicio las tasas de crecimiento en altura fueron mínimas después del mes 20, la especie *C. mexicana* mostró alturas significativamente mayores. La especie *C. mexicana* registró poco más del 10% de la cobertura, aunque *C. boissieri* fue la especie que menor supervivencia registró, al igual que *C. mexicana* mostraron mayor crecimiento con respecto al resto de las especies.

Palabras clave: crecimiento, plantación, supervivencia, rehabilitación,

Abstract

The irrational use of natural resources has led to degradation of ecosystems. In northeastern Mexico, Tamaulipas thorn scrub has been affected by the removal of the vegetation cover due to different economic activities. Faced with this problem, strategies have been sought to try to reverse the damage caused to this

community, for this reason, groups of managers and academics have resorted to reforestation with native species to know the requirements of each species and to be able to determine which are best for them. In the present study, the performance of a reforestation practice with native species of the Tamaulipas thorn scrub (*Cordia boissieri*, *Caesalpinia mexicana*, *Eysenhardtia texana* and *Leucophyllum frutescens*) was evaluated. Evaluations were carried out every six months; from the beginning of the plantation until 41 months later. Survival was determined by the Kaplan-Meier method in addition to calculating growth rates for diameter, height, and cover. Overall survival was 49.4%. *C. boissieri* had the lowest survival (37.7%). *C. boissieri* and *C. mexicana* registered higher growth in diameter, all species stopped growing in diameter after 30 months. of this variable. Early growth rates in height were minimal, after month 20, *C. mexicana* showed was significantly taller. *C. mexicana* registered just over 10% of coverage. *C. boissieri* was the species with the lowest survival, and together with *C. mexicana* showed greater growth with respect to the rest of the species.

Key words: growth, planting, survival, rehabilitation

Introducción

Las comunidades vegetales presentes en las zonas semiáridas del norte de México han sido sujetas a una gran presión, ya que sus especies son utilizadas como alimento, forraje, combustible, materiales para construcción, entre otros (Hernández, Carrasco y Alfaro, 2011). En el noreste de México, el matorral espinoso tamaulipeco es considerado como la comunidad vegetal más abundante y aprovechada en esta región (García y Jurado, 2008). Por tanto, el cambio de uso de suelo para actividades agrícolas, pecuarias o minería son las principales causas de la degradación (Joroba y Vallejo, 2006; Alanís, *et al.* 2015).

Para acelerar los tiempos de recuperación se recurre a las técnicas de restauración ecológica, la cual es el proceso de ayuda a la rehabilitación de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos (Society of Ecological Restoration [SER], 2004). Las reforestaciones con especies nativas y la mezcla de estas se reconoce como un medio eficaz para rehabilitar las

funciones y diversidad en los ecosistemas degradados (Elliott *et al.* 2003; Hall, Ashton, Garen y Jose, 2011; Lu *et al.* 2017).

En el matorral espinoso tamaulipeco, se han realizado algunas investigaciones que documentan el desempeño de plantaciones con especies nativas, como las realizadas por Foroughbakhch, Hauad, Céspedes, Ponce y González (2001) y Foroughbakhch, Hernández-Piñero y Carrillo-Parra (2014) que evaluaron plantaciones a largo plazo (14 años) o las de Alanís *et al.* (2016) y Vega-López *et al.* (2017) donde estudiaron plantaciones con mezcla de especies en un periodo reducido de tiempo (un año). No obstante, todavía existe escasa información sobre el establecimiento y desempeño de especies nativas del matorral espinoso tamaulipeco en sitios degradados y de baja productividad.

Objetivos

El objetivo en esta investigación fue evaluar la supervivencia y crecimiento de una reforestación multiespecífica de *Cordia boissieri*, *Leucophyllum frutescens*, *Caesalpinia mexicana* y *Eysenhardtia texana* durante 41 meses en un área degradada del matorral espinoso tamaulipeco.

Materiales y métodos

Área de estudio

El proyecto de restauración se realizó en un área desprovista de vegetación en el ejido La Arena, en el municipio de Pesquería, Nuevo León, con coordenadas 25°46'29.31" LN y -100°0'59.06" LO. El clima predominante es seco semicálido (BWhw) (García, 1964) con temperatura media anual de 20 a 21°C y una precipitación media anual de 550 mm. El suelo en su mayoría es xerosol. La vegetación corresponde a matorral espinoso tamaulipeco (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2005). La figura 1 ilustra las condiciones ambientales prevalecientes durante el desarrollo del estudio.

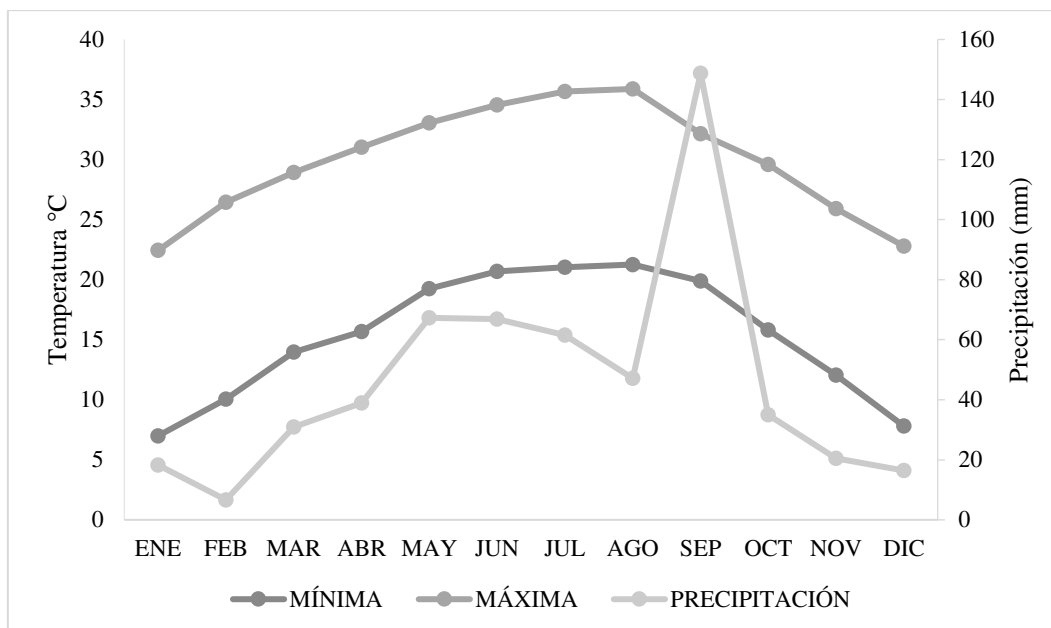


Figura 1. Temperaturas medias, mínimas y máximas, mensuales y precipitación media mensual acumulada durante el periodo de evaluación de la plantación.

El área restaurada se delimitó con un cercado perimetral para evitar el ingreso del ganado doméstico y personal ajeno al proyecto. Previo a la plantación, se eliminaron las herbáceas del área, en su mayoría individuos de la especie exótica *Pennisetum ciliare* (L.) Link. (Zacate Buffel). La eliminación se realizó de manera mecanizada utilizando un tractor John Deere 305 con chapoleadora. Debido a que la plantación se realizó en una loma y el suelo era pedregoso, se utilizó el cucharón de una retroexcavadora Case para la descompactación del suelo en un área de 60 cm de ancho por 80 cm de profundidad. Una vez que el suelo se descompactó, parte del mismo se volvió a colocar en la cepa y se realizó la plantación.

La reforestación se realizó en febrero 2017 con cuatro especies nativas del matorral espinoso tamaulipeco *Cordia boissieri*, *Leucophyllum frutescens*, *Caesalpinia mexicana* y *Eysenhardtia texana*. Cada individuo presentaba buen vigor y fueron recuperados de un programa de rescate de especies autorizado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). En la cepa, se realizó la plantación y se aplicó hidrogel (20 g a cada planta) y enraizador Rotex (se diluyó 20 kg en 10,000 L de agua y se aplicó a razón de 20 L por planta). Las plantas presentaban una altura media de 1.45 m y un diámetro

basal de 0.5 cm a una altura de 20 cm del suelo, al momento de la plantación. La distribución de las plantas fue en tres-bolillo con una distancia de 1.5 m entre individuos y líneas, teniendo una densidad de inicial de 4,444 plantas ha⁻¹. Para darles soporte a las plantas, se colocaron tutores de madera a cada individuo y se aplicó riego (19 L por planta) diariamente durante el primer mes y posteriormente, cada tercer día durante dos años. Para retener el agua del riego y de las precipitaciones a cada planta se le realizó un cajete de 1 m² (Alanís *et al.* 2016). En el área de estudio se realizó mantenimiento de herbáceas con desbrozadora mensualmente desde 2017 hasta 2019.

Evaluación

La evaluación de la plantación se realizó cada 6 meses aproximadamente en las fechas siguientes: 6 de octubre de 2017, 30 de abril de 2018, 1 de noviembre de 2018, 8 de mayo de 2019, 11 de octubre de 2019 y 4 de junio de 2020. A cada individuo se le midió la altura total (cm), diámetro (cm) basal a 20 cm del suelo y el diámetro (m) de copa en sentido N-S y E-O.

Análisis estadístico

La supervivencia se analizó con la prueba no-paramétrica Log-Rank a partir de curvas de supervivencia construidas con el método Kaplan-Meier. Para este análisis, se utilizó la función *survfit* del paquete 'survival' de R versión 4.0.0 (Therneau 2015). La comparación pareada entre especies se realizó con la función *survdiff*. El análisis de crecimiento en diámetro y altura se realizó sólo en plantas vivas que sobrevivieron hasta el final del estudio, excluyendo todas las plantas que murieron en algún punto del periodo de evaluación. Además, con estos datos, se calcularon tasas relativas de crecimiento en diámetro (TRCD) y altura (TRCA) entre cada fecha de medición mediante la fórmula $TRCX = (\ln X_2 - \ln X_1) / (t_2 - t_1)$, donde: X_1 y X_2 es el valor de diámetro o altura en el tiempo 1 (t_1) y tiempo 2 (t_2), respectivamente (Hunt, 1990). El crecimiento acumulado en diámetro y altura, así como las tasas relativas de crecimiento, se analizó mediante modelos de efectos mixtos en los que se incluyó la especie y el tiempo (meses después de plantado [MDP], variable continua) como efectos fijos, mientras que la planta (individuo) y la parcela como efectos aleatorios. El ajuste de los modelos fue realizado con la función *lmer* del paquete 'lme4' (Bates, Mächler, Bolker y Walker, 2015). Cuando los efectos fijos o la interacción fueron

significativos, se realizó una prueba de comparación múltiple de medias con el ajuste de Tukey usando el paquete 'emmeans' (Lenth 2019). Por otra parte, se calculó el área de copa a nivel individual como una elipse $[(\pi*d_1*d_2)/4]$ usando el diámetro de copa de dos ejes perpendiculares (N-S y E-O). Con esto se estimó la cobertura total por especie a nivel parcela. Los datos de cobertura fueron igualmente analizados mediante un modelo de efectos mixtos, incluyendo la especie y el tiempo (MDP) como factores fijos y la parcela como factor aleatorio. Además, la densidad inicial de plantación se incluyó como covariable fija dentro del modelo ya que ésta fue distinta por especie y podría influir en la cobertura total.

Resultados y discusión

Supervivencia

Al final del estudio, a 41 meses después de plantado (MDP), se observó una supervivencia general de 49.4%. La función de supervivencia varió significativamente entre las especies ($\chi^2=36.0$, $p<0.001$). *Cordia boissieri* presentó la menor supervivencia durante el periodo de estudio, finalizado con una supervivencia del 37.7% a los 41 MDP (Figura 2), con diferencias significativas del resto de las especies (*Leucophyllum frutescens*, *Caesalpinia mexicana* y *Eysenhardtia texana*), las cuales mostraron una probabilidad de supervivencia promedio de 54.7%. Los resultados obtenidos de supervivencia son menores a la reportados por López-Aguillón y López-García (2013), quienes reportaron una supervivencia del 97% a seis meses de la plantación y un 70% a 16 años, donde *Cordia boissieri* fue una de las especies con mayor supervivencia. Alanís *et al.* (2016) evaluaron una plantación con especies que procedían de un rescate del matorral espinoso tamaulipeco, a los seis meses registraron una supervivencia del 85%. Vega-López *et al.* (2017) evaluaron una plantación en el matorral espinoso tamaulipeco y tuvieron una supervivencia similar a nuestros resultados, con el 51.6%, pero al año de realizada la plantación.

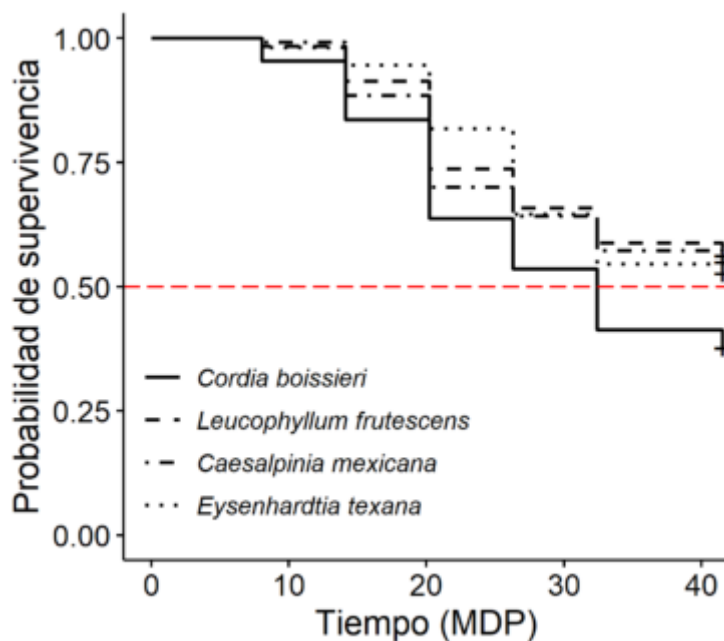


Figura 2. Probabilidad de supervivencia de cuatro especies nativas del Matorral Espinoso Tamaulipeco durante los primeros 41 meses después de plantado (MDP).

* Las curvas de supervivencia fueron construidas mediante el método Kaplan-Meier. La línea horizontal discontinua indica el umbral de supervivencia del 50%.

Propiedades físico-químicas del suelo (Omary, 2011), condiciones topográficas (Chen y Klinka, 1998) así como la metodología utilizada en el establecimiento de las plantaciones (Ortega *et al.* 2006) son factores que determinan la supervivencia de los individuos en una plantación. En ecosistemas como en el matorral espinoso tamaulipeco, las especies han desarrollado ciertas características morfológicas y fisiológicas como adaptación a las condiciones de clima adverso (González y Cantú, 2001). Román-Dañobetya *et al.* (2021) encontraron que cuanto mayor es la densidad de madera en la especie mayor es el porcentaje de supervivencia, esto en suelos degradados. El valor de densidad de madera de *Cordia boissieri* es de 0.57 g cm^{-3} , uno de los más bajos de las 13 especies evaluadas del matorral espinos tamaulipeco por Carrillo *et al.* (2011) y Foroughbakhch *et al.* (2012), lo cual explica el bajo porcentaje de supervivencia de esta especie. En el estudio realizado por Vega-López *et al.* (2017), *Leucophyllum frutescens* (19%) fue la especie que menor supervivencia mostró a un año de la plantación, junto a *Vachellia farnesiana* (21%), especie también con valores bajos de densidad de madera (0.65 g cm^{-3}). *Cordia boissieri*,

Leucophyllum frutescens y *Vachellia farnesiana* son especies pioneras, heliófitas y de rápido crecimiento, que han sido registradas en las primeras fases sucesionales después de disturbios (Jiménez *et al.* 2013; Leal-Elizondo *et al.*, 2018).

Crecimiento

Altura y diámetro

En general, todas las especies mostraron incrementos significativos en el diámetro desde el momento del establecimiento de la plantación (Figura 3a), manteniendo tasas de crecimiento positivas durante los primeros 30 meses. A partir de los 30 meses, se observó una reducción de crecimiento en todas las especies (tasas cercanas a cero, Figura 3c). No obstante, *Cordia boissieri* y *Caesalpinia mexicana* fueron las especies que manifestaron un mayor crecimiento en diámetro, pero a partir del mes 14 después de plantado (interacción tiempo \times especie, $p < 0.001$).

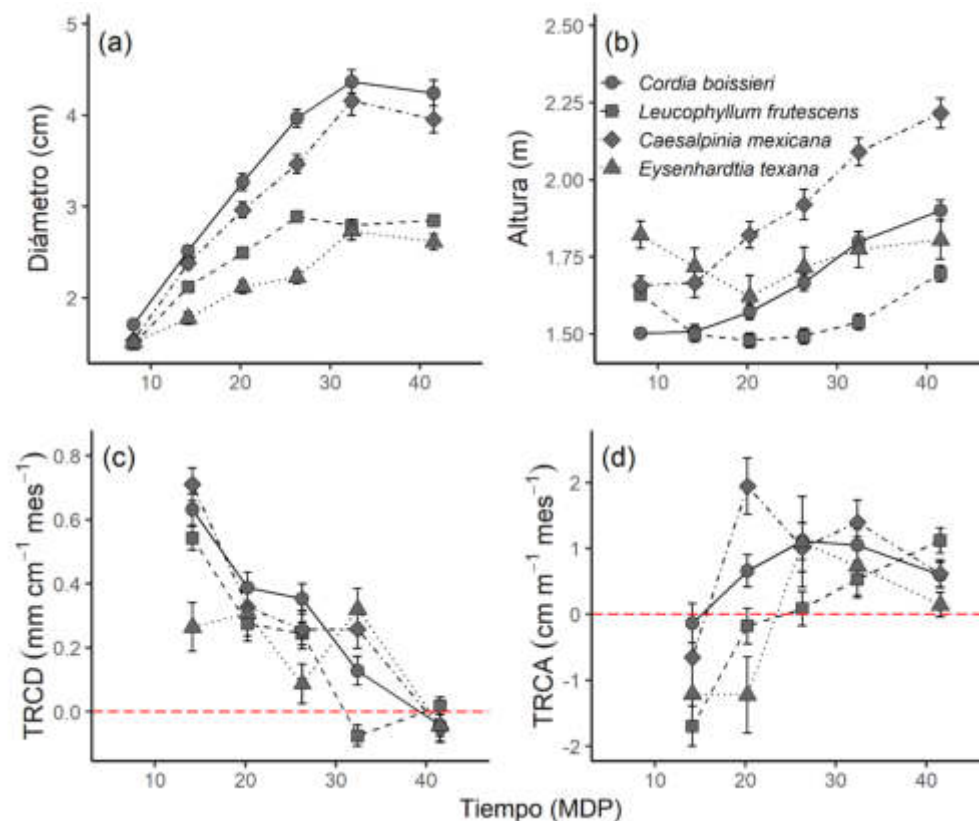


Figura 6. Crecimiento en diámetro y altura (a, b) y tasas relativas de crecimiento en diámetro y altura (c, d) de cuatro especies nativas del Matorral Espinoso Tamaulipeco durante 41 meses después de plantado (MDP).

*Cada valor graficado representa la media \pm EE [n = (C. boissieri), 243 (L. frutescens), 135 (C. mexicana) y 56 (E. texana)].

Al inicio de las plantaciones, se presenta un periodo de incremento en su crecimiento al cual le sigue un incremento rápido y después de esta fase se puede presentar algún cambio ya sea interno o externo lo cual provoca que la tasa de crecimiento decline (Sttudhalter, Glock, Agerter, 1963; Fritts, 1976); además del efecto de herbivoría, el cual se presenta en las primeras etapas de crecimiento tanto en plantaciones como en bosques nativos y afecta en gran medida a las plantas (Sato, 2000; Kitabake y Wada, 2001) provocando tasas de crecimiento negativas al inicio de la plantación. El crecimiento en diámetro muestra variaciones a lo largo de la planta, tanto en tallo como raíces, pueden ser por lapsos de tiempo cortos o largos, así como en individuos jóvenes o viejos (Fritts, 1976). Nuestros resultados contrastan con otros donde *Cordia boissieri*, ha registrado crecimiento lento a moderado en diversos estudios hasta después de 14 años de evaluación (Foroughbakhch *et al.* 2001; Alanís-Flores y Ballester-Franzoni, 2007; Vega-López *et al.* 2017).

En los primeros 15 meses después de plantado, en general, todas las especies presentaron una disminución del crecimiento en altura (Figura 3b), con tasas negativas de crecimiento (Figura 3d). *Leucophyllum frutescens* y *Eysenhardtia texana*, mantuvieron una tendencia decreciente hacia el mes 20 después de plantado, mientras que *Cordia boissieri* y *Caesalpinia mexicana* mostraron tasas positivas de crecimiento. A partir del mes 20, *Caesalpinia mexicana* mostró alturas significativamente mayores que las demás especies hasta el final del estudio (interacción tiempo \times especie, $p < 0.001$). Las tasas negativas de crecimiento iniciales se registran posiblemente como una estrategia de las especies ante la sequía, ya que en algunos casos evitan la sequedad perdiendo las hojas en verano y disminuyendo el crecimiento (Montenegro, 1987; Orshan, Le Floch'h, Le Roux y Montenegro, 1988). Vega-López *et al.* (2017) también registraron un decremento significativo en el crecimiento en altura de *Cordia boissieri*.

Son pocos los trabajos evaluando plantaciones con especies del matorral espinoso, Foroughbakhch *et al.* (2014) evaluaron una plantación de 12 especies

multipropósito del matorral espinoso tamaulipeco durante 20 años, cuyos resultados mostraron que *Parkinsonia aculeata* (0.51), *Leucaena leucocephala* (0.49) y *L. pulverulenta* (0.48) presentaron las tasas de crecimiento más altas (m año^{-1}). Se ha demostrado que *Leucophyllum frutescens* presenta un mejor desarrollo en condiciones de suelos con buen drenaje (Alanís-Flores y Ballester-Franzoni, 2007).

Cobertura

A pesar de la reducción en la densidad de plantas debido a la mortalidad, se observó un aumento significativo en la cobertura total durante el periodo de estudio ($p < 0.001$) dado por el aumento del área de copa en todas las especies. Asimismo, se encontraron diferencias significativas en la cobertura entre las especies ($p < 0.001$). *Caesalpinia mexicana* mostró la mayor cobertura, llegando hasta un poco más del 10% de la superficie cubierta hacia final del estudio (Figura 4), con diferencias sobre el resto de las especies. En segundo lugar, se encontraron las especies *Cordia boissieri* y *Leucophyllum frutescens* con valores de entre 3.8 y 6.5%, respectivamente. Finalmente, *Eysenhardtia texana* presentó la menor cobertura, con valores que no superaron el 2.6% hasta final del estudio. Esta diferencia en el aumento en la cobertura total se explica por la forma biológica de las especies, ya que individuos adultos de *Caesalpinia mexicana* y *Cordia boissieri* son árboles que alcanzan hasta de 6 a 8 m de altura con coberturas de copa amplias, mientras *Leucophyllum frutescens* y *Eysenhardtia texana* son arbustos que miden de 1 a 2.5 m de altura con coberturas similares a su altura total (Molina *et al.* 2019).

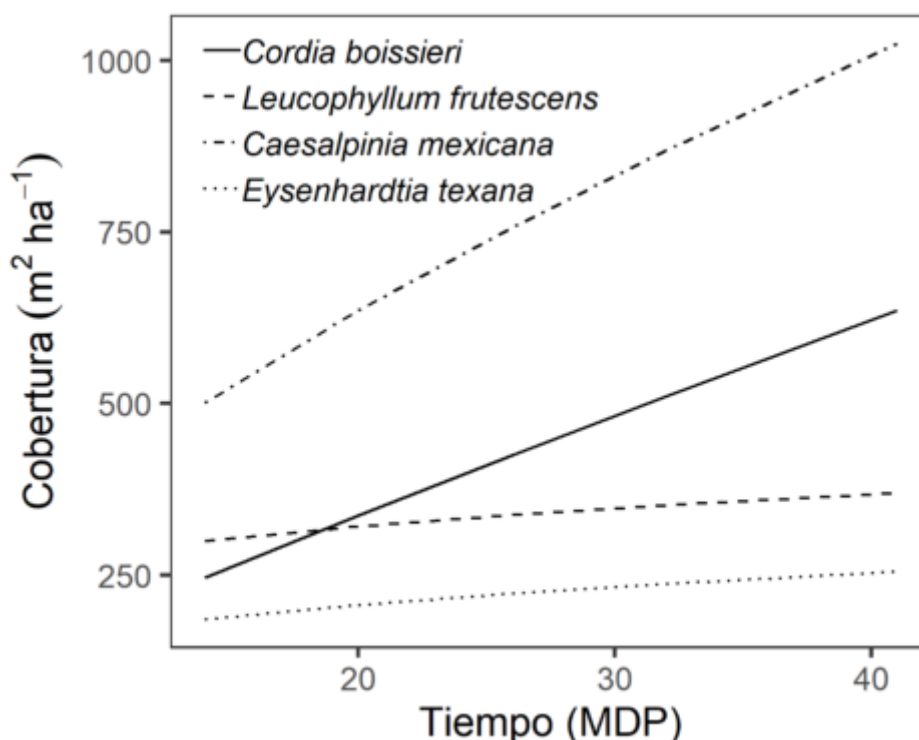


Figura 7. Evolución de la cobertura total de cuatro especies nativas del Matorral Espinoso Tamaulipeco durante los primeros 41 meses MDP.

*Las líneas representan valores predichos para una densidad promedio inicial de 680 plantas ha⁻¹ por especie.

Conclusiones

Los resultados de este estudio muestran diferencias interespecíficas en el establecimiento y desempeño de una reforestación multiespecífica en áreas degradadas del MET. De acuerdo con los resultados de supervivencia *Leucophyllum frutescens*, *Eysenhardtia texana* y *Caesalpinia mexicana* tuvieron un mejor desempeño. Por otra parte, especies de hábito de crecimiento más arbóreo como *Caesalpinia mexicana* y *Cordia boissieri* mostraron mejores resultados en crecimiento y cobertura.

Reconocimientos

Se agradece a la empresa Techgen, S.A. de C.V., en especial al C. Omar Humberto Fernández y al Lic. José Antonio Torres por todas las facilidades otorgadas para realizar el trabajo en campo. También al personal de las

empresas RENAC, S.A. de C.V. y Geoprospect S.A. de C.V., por el apoyo en la logística y actividades de campo. También agradecer al CONACYT por la beca otorgada de posgrado al primer autor.

Referencias

- Alanís-Flores G. J., Ballester-Franzoni C. (2007). *El valor de nuestras plantas*. Fondo editorial de Nuevo León. NL., México. 157 pp.
- Alanís, E., Aguirre, O. A., Jiménez, J., Pando, M., Treviño, E. J., Aranda, R. & Canizales P.IA. (2010). Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Interciencia*. 35(9), 690-695.
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Canizales-Velázquez, P. A., González-Rodríguez, H., & Mora-Olivo, A. (2015). Estado actual del conocimiento de la estructura arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 2(7), 69-80.
- Alanís, E., Molina, V.M., Rechy, L., Alcalá, A.G., Marín, J.D. & Pequeño, M.A. (2016). Composición, diversidad y sobrevivencia de un área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería, México. *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. UNAM. Primera edición. Cuernavaca, Morelos. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. doi.org/10.18637/jss.v067.i01
- Carrillo, A., Garza, M., de Jesús Nañez, M., Garza, F., Foroughbakhch, R., & Sandoval, S. (2011). Physical and mechanical wood properties of 14 timber species from Northeast Mexico. *Annals of Forest Science*, 68(4), 675-679. doi.org/10.1007/s13595-011-0083-1

- Chen, H. Y. H. and Klinka, K.. (1998). Survival, growth, and allometry of planted *Larix occidentalis* seedlings in relation to light availability. *Forest Ecology and Management* 106, 169-179. doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00309-5
- Elliott, S., Navakitbumrung, P., Kuarak, C., Zangkum, S., Anusarnsunthorn, V. & Blakesley, D., (2003). Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecology and Management*, 184(1), 177–191. doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00211-1
- Foroughbakhch, R., Hauad, L. A., Cespedes, A. E., Ponce, E. E. & González, N. (2001). Evaluation of 15 indigenous and introduced species for reforestation and agroforestry in northeastern Mexico. *Agroforestry Systems*, 51(3), 213-221. doi.org/10.1023/A:1010702510914
- Foroughbakhch, R., Carrillo-Parra, A., Hernández-Piñero, J. L., Alvarado-Vázquez, M. A., Rocha-Estrada, A., & Cardenas, M. L. (2012). Wood volume production and use of 10 woody species in semiarid zones of Northeastern Mexico. *International Journal of Forestry Research*, 2012, 529829. doi.org/10.1155/2012/529829
- Foroughbakhch, R., Hernández-Piñero, J. L. & Carrillo-Parra, A. (2014). Adaptability, growth and firewood volume yield of multipurpose tree species in semiarid regions of Northeastern Mexico. *International Journal of Agricultural Policy and Research*, 2(12), 444-453. doi.org/10.15739/IJAPR.016
- Fritts, H. C. (1976). *Tree rings and climate*. Academic Press INC. London 567 p.
- García, E. (1964). *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. México: Instituto de Geografía, UNAM.
- García, J. & Jurado, E. (2008). Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares, N.L. México. *Revista Ra Ximhai*, 4(1), 1-21.
- González, R. H. & Cantú, S. I. (2001). Adaptación a la sequía de plantas arbustivas de matorral espinoso tamaulipeco. *CIENCIA UANL*, 4(4), 454-461

- Hall, J. S., Ashton, M. S., Garen, E.J. & Jose S. (2011). The ecology and ecosystem services of native trees: implications for reforestation and land restoration in Mesoamerica. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1553–1557. doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.011
- Hernández, M. E., Carrasco, G. & Alfaro, G. (2011). Degradación del suelo en una zona semiárida tropical de México. *Revista Geográfica de América Central*, 2, 1-14.
- Hunt, R. (1990). Relative growth rates. *Basic Growth Analysis*. Springer, 25-34. doi.org/10.1007/978-94-010-9117-6_3
- Hooper, E., Condit, R. & Legendre, P. (2002). Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*, 12(6), 1626-1641. DOI:10.2307/3099927
- INEGI, (2005). 'Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie III (continuo nacional)', escala: 1:250000. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Aguascalientes, Ags., México.
- Jorba, M. y R. Vallejo. 2006. La restauración ecológica en minería: El proyecto EcoQuarry. *Cemento Hormigón* 891: 16-23.
- Jiménez, J., Alanís, E., González, M.A., Aguirre, O.A., Treviño, E.J. (2013). Characterizing regeneration of woody species in areas with different land-history tenure in the Tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 58(3), 299–304.
- 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.org/10.1016/S0378-1127(97)00276-4
- Kitabatake, T y, Wada, N. 2001. Notes on beech (*Fagus crenata* Blume) seed and seedling mortality due to rodent herbivory in a northernmost beech Forest, Utsai, Hokkaido. *Journal Forest Research*, 6, 111-115. doi.org/10.1007/BF02762496

- Leal-Elizondo, N. A., Alanís-Rodríguez, E., Mata-Balderas, J. M., Treviño-Garza, E. J., & Yerena-Yamallel, J. I. (2018). Estructura y diversidad de especies leñosas del matorral espinoso tamaulipeco regenerado postganadería en el noreste de México. *Polibotánica*, 45, 75-88.
- Lenth, R. (2019). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means (R package version 1.3.4). <https://cran.r-project.org/package=emmeans>
- López-Aguillón, R. y López-García, M. (2013). Evaluación y comportamiento paisajístico de especies nativas en Linares, N.L., 16 años de evaluación. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(17), 164-173.
- Lu, Y., Ranjitkar, S., Harrison, R. D., Xu, J., Ou, X., Ma, X. & He, J. (2017) Selection of native tree species for subtropical forest restoration in Southwest China. *PLOS ONE*, 12(1), e0170418. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170418>
- Montenegro, G. (1987). Quantification of Mediterranean plant Phenology and Growth. NATOASI series, vol. G 15. *Plant response to stress*. Tenhunen, J. D. Catarino, F. M. Lange, O. L., and Oechel, W. C (eds.). Springer-Verlag. New York-Berlin-Heidelberg-Tokyo: 469-488.
- Mora, D. C. A., Alanís, R. E., Jiménez, P. J., González, T. M. A., Yerena, Y. J. I., & Cuellar, R. L. G. (2013). Estructura, composición florística y diversidad del Matorral Espinoso Tamaulipeco. *Ecología Aplicada*, 12(1), 29-35.
- Orshan, G., Le Floc'h, E., Le Roux, A. & Montenegro, G. (1988). Plant phenomorphology in Mediterranean type ecosystems. Time scales and water stress. Proc. 5th Int. Conf. on *Mediterranean Ecosystems*. DiCasteri F., Floret, Ch., Ramball, S. Roy, J. (eds.). I.U.B.S. Paris: 111-123.
- Omary, A. A. (2011). Effects of aspect and slope position on growth and nutritional status of planted Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) in a degraded land semi-arid areas of Jordan. *New Forests*, 42, 285–300. doi.org/10.1007/s11056-011-9251-2

- Ortega, U., J. Majada, A. Mena P., J. Sánchez Z., N. Rodríguez I., K. Txarterina, J. Azpitarte & M. Duñabeitia. (2006). Field performance of *Pinus radiata* D. Don produced in nursery with different types of containers. *New Forests*, 31, 97–112. doi.org/10.1007/s11056-004-7364-6
- Román-Dañobeytia, F., Cabanillas, F., Lefebvre, D., Farfan, J., Alferez, J. Polo-Villanueva, F., Llacsahuanga, J., Vega, C. M., Velasquez, M., Corvera, R., Condori, E., Ascorra, C., Fernandez, L. E. & Silman, M. R. (2021). Survival and early growth of 51 tropical tree species in areas degraded by artisanal gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering*, 159, 106097. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106097>
- Sato, T. (2000). Effects of Rodents gnawing on the survival of current-year seedlings of *Quercus crispula*. *Ecological Research*, 15, 335-344. doi.org/10.1046/j.1440-1703.2000.00352.x
- Studhalter, R.A., Glock, W.S. & Agerter, S.R. (1963). Tree growth. *Bot. Rev* 29, 245–365. doi.org/10.1007/BF02860823
- Thermeau, T. (2015). A package for survival analysis in S. R package version 2.38. <http://CRAN.R-project.org/package=survival>
- SER (Society of Ecological Restoration). (2004). Principios de SER Internacional sobre restauración ecológica. Disponible en: www.ser.org/content/guidelines_ecological_restoration.asp
- Valdez, C. G., Guzmán, M. A., Valdés, A., Forougbakhch, R, Alvarado, M. A. & Rocha, A. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación en un matorral espinoso prístino de Tamaulipas, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1674-1682.
- Vega-López, J. A., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Buendía-Rodríguez, E., Marín-Solís, J. D. & Alcalá-Rojas, A. G. (2017). Selección de especies arbóreas y arbustivas para la restauración del matorral espinoso tamaulipeco. *Árido-Ciencia*, 2(1), 3-10.

Capítulo VI

Características ecológicas de *Amoreuxia wrightii* A. Gray, en el noreste de México



Resumen

Amoreuxia wrightii especie herbácea catalogada en la NOM-059-SEMARNAT-2010 como en peligro de extinción; a lo largo de la historia se le ha dado uso medicinal para contrarrestar diversas enfermedades. El objetivo en este capítulo fue conocer la flora y que características del suelo están asociadas al desarrollo de *Amoreuxia wrightii*. El estudio se realizó en la comunidad vegetal del matorral espinoso tamaulipeco durante el verano del 2020. Se evaluaron dos áreas, una con disturbio y otra sin disturbio aparente; ocho sitios de 10 m x 10 m en cada área para determinar índice de valor de importancia, diversidad, además de características físicas y químicas del suelo y realizar un análisis de correspondencia canónica. Los resultados obtenidos no presentaron diferencias significativas en las áreas para las variables de densidad ($p=0.13$), área basal ($p=0.094$) y volumen maderable ($p=0.216$); solo para el área de copa ($p<0.001$). Para el área con disturbio, la diversidad fue baja mientras que para el área sin disturbio fue media. La diversidad de Shannon si presentó diferencias significativas ($t= 3.79$; $g.l.=406$). El análisis de correspondencia canónica arrojó que *Amoreuxia wrightii* se asocia con especies arbustivas como *Croton cortesianus*, *Vachellia farnesiana* y *Vachellia rigidula* además de preferir suelos arcillosos con valores altos de densidad aparente. *Amoreuxia wrightii* se encuentra solo en áreas con disturbio donde la cobertura es mínima, asociándose a suelos arcillosos con alta densidad aparente.

Palabras clave: análisis de correspondencia canónica, cobertura, densidad aparente, disturbio, peligro de extinción, suelo arcilloso.

Abstract:

Amoreuxia wrightii herbaceous species cataloged in NOM-059-SEMARNAT-2010 as endangered; Throughout history it has been used medicinally to counteract various diseases. The objective in this chapter was to know the flora and what characteristics of the soil are associated with the development of *Amoreuxia wrightii*. The study was carried out in the plant community of the Tamaulipas thorn scrub during the summer of 2020. Two areas were evaluated, one with disturbance and the other without apparent disturbance; eight 10 m x 10 m sites in each area to determine the importance value index, diversity, as well

as physical and chemical characteristics of the soil and to perform a canonical correspondence analysis. The results obtained did not show significant differences in the areas for the variables of density ($p = 0.13$), basal area ($p = 0.094$) and timber volume ($p = 0.216$); only for the crown area ($p < 0.001$). For the disturbed area, the diversity was low while for the undisturbed area it was medium. Shannon's diversity did present significant differences ($t = 3.79$; $g.l. = 406$). The canonical correspondence analysis showed that *Amoreuxia wrightii* is associated with shrub species such as *Croton cortesianus*, *Vachellia farnesiana* and *Vachellia rigidula* in addition to preferring clayey soils with high values of apparent density. *Amoreuxia wrightii* is only found in disturbed areas where coverage is minimal, associated with clayey soils with high apparent density. **Keywords:** canonical correspondence analysis, cover, bulk density, disturbance, danger of extinction, clay soil.

Introducción

El género *Amoreuxia* A. Gray está representado por cuatro especies a nivel mundial, las cuales se encuentran distribuidas desde el suroeste de Estados Unidos de Norteamérica, Centroamérica y el Caribe hasta el norte de Suramérica (Günther 1986). Estas especies, también conocidas como saya (*Amoreuxia gonzalezii*, *A. palmatifida*, y *A. wrightii*) se les han dado diferentes usos como alimento desde los primeros pobladores (Palmer, 1878) y de uso medicinal para contrarrestar las picaduras de araña viuda negra, contra la diabetes y estreñimiento (Castro *et al.* 2012; Van Devender y Reina-Guerrero, 2013). Además, que es de fácil consumo para la fauna, ya que no presenta espinas ni algún tipo de defensa química (Cedano y Villaseñor 2004). *Amoreuxia wrightii* se distribuye desde el sur de Texas, México, Cuba, Venezuela llegando a Perú (Günther 1986). En Nuevo León (Noreste de México), tiene presencia a lo largo de la Planicie Costera del Golfo limitando con la Sierra Madre Oriental, tendiendo registros en los municipios de Bustamante, Lampazos de Naranjo, Anáhuac (Velazco 2009) y Pesquería (Soto *et al.* 2018).

Amoreuxia wrightii es una planta herbácea con peculiaridades en las condiciones donde se desarrolla, se ha documentado que crece en zonas

semiáridas, prefiriendo sitios perturbados (Calderón de Rzedowski 1994), además de suelos que van desde los yesosos, arcillosos, en planicies con suelos limosos y se ha encontrado en pantanos (Correl y Johnston 1970; Sousa Pereira *et al.* 2013). Si bien se tienen características generales donde se presenta, falta profundizar en el conocimiento de las especies vegetales con la que se asocia y en las condiciones edáficas donde se desarrolla.

Actualmente, *A. wrightii* se encuentra amenazada en todo el rango de distribución, en México según la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) está catalogada como en peligro de extinción. Por ello, la importancia de estudiar los aspectos ecológicos del hábitat de la especie, conocer las especies de flora con las cuales coexiste, así como las condiciones edáficas donde se desarrolla.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el municipio de Linares, Nuevo León, en el ejido Lampazos con coordenadas 24°55'29'' N y 99°32'18'' O. Se registra un clima semicálido subhúmedo con lluvias en verano con temperatura media de 16 a 24°C y precipitación que varía de los 500 a 1100 mm (INEGI 2009). El suelo es de tipo vertisol (INEGI 2009). La vegetación corresponde a matorral espinoso tamaulipeco, la cual es densa y dominan los árboles y arbustos de hojas pequeñas y caducifolias (González *et al.* 2007).

Trabajo de campo

En el verano del año 2020, se establecieron 16 sitios de muestreo en dos ambientes diferenciados por la estructura de la vegetación: ocho sitios de asociaciones vegetales con cobertura vegetal densa y ocho en una localidad con disturbio la cual presenta escasa cobertura vegetal. La asociación con cobertura densa presenta árboles y arbustos maduros con una cobertura de copa de 11,582.55 m² ha⁻¹. El área con disturbio tiene un historial de uso de agostadero, donde la vegetación nativa fue eliminada con maquinaria en 1977 y se utilizó para la agricultura de temporal durante 34 años; en el 2013 fue abandonada. En el momento de la evaluación tenía una cobertura de copa de 3,687.33 m² ha⁻¹.

Los sitios de muestreo fueron cuadrados de 10 m x 10 m, y se consideraron para su evaluación todos los individuos leñosos. Se les determinó la altura total (m), diámetro basal (cm) y diámetro de copa (m). La identificación de las especies fue realizada por personal capacitado de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL mediante la guía y libro de plantas características del matorral espinoso tamaulipeco (Molina-Guerra *et al.* 2019).

Para el análisis de suelo se tomaron cuatro muestras al azar en cada sitio de 10 m x 10 m, para formar una muestra compuesta de aproximadamente 1.0 kg de suelo cada una, a dos profundidades de 0 a 10 cm y de 10 a 30 cm. Las muestras (n = 32) se llevaron al laboratorio de suelos y nutrición de bosques de la Facultad de Ciencias Forestales, UANL, para ser secadas a la sombra, cribadas con malla 0.2 mm y se prepararon para su análisis. Las propiedades de suelo determinadas fueron: materia orgánica (MO, %) la cual se determinó por el método Walkey/Black modificado (Woerner, 1989). Para ello, se realizó una digestión húmeda de ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄) y oxidación del carbono con dicromato de potasio 0.07M (K₂Cr₂O₇), agregando a 0.5 g de suelo, 25 ml de K₂Cr₂O₇ y 25 ml H₂SO₄ y realizando una titulación del exceso de dicromato de potasio con sulfato ferroso 0.2 M (FeSO₄·7H₂O); con este procedimiento se obtuvo el contenido de materia orgánica y del carbono orgánico del suelo (CO, %) bajo el supuesto de que la MO contiene 58% de carbono (Castellanos *et al.*, 2000). Para la reacción del suelo (pH) se utilizó el método AS-23 de la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT 2002) en una relación 1:2 de suelo: CaCl₂. La conductividad eléctrica (CE) fue por determinación rápida en suspensión suelo - agua 1:5 (Woerner, 1989). Para la conductividad eléctrica como para el pH se utilizó un pH/conductímetro marca Corning, modelo 542. La textura del suelo se realizó por el procedimiento de Bouyoucus por el método AS-09 de la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT 2002) donde a 60 g de suelo, se le eliminó la materia orgánica con peróxido de hidrogeno y se agregaron soluciones dispersadoras de metasilicato de sodio y oxalato de sodio saturado y a través del hidrómetro de Bouyoucus se cuantificó la sedimentación de las partículas obteniéndose el porcentaje de arenas, limos y arcillas. Para densidad aparente (DA, g cm⁻³), se utilizó el método del cilindro en muestras no alteradas (Woerner, 1989). La porosidad total (PO, %) se determinó a partir de

los valores de DA asumiendo una densidad de partícula de 2.65 g cm⁻³ (Lu *et al.* 2014, McPhee *et al.* 2015).

Análisis estadístico

De cada especie se le determinaron parámetros ecológicos como abundancia en función del número de individuos, dominancia con base en el área basal y la frecuencia con la presencia en cada sitio de muestreo. Con estos resultados, se calculó el índice de valor de importancia (*IVI*), el cual toma valores porcentuales de 0 a 100 (Mueller-Dombois, 1974). Las fórmulas utilizadas fueron las siguientes:

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

Donde, AR_i = abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, A_i = abundancia absoluta de la especie i (N/ha).

La dominancia relativa (DR_i) se determinó mediante la ecuación:

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

Donde, DR_i = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total, D_i = es la dominancia absoluta de la especie i absoluta (m² ha⁻¹).

Para la frecuencia relativa (FR_i) se empleó la ecuación:

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

Donde, F_i = frecuencia absoluta, FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total. . El índice de vaor de importancia (*IVI*) se define como (Whittaker 1972; Moreno 2001).

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

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, FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total.

Para determinar si las variables de densidad, área de copa, área basal y volumen cumplían con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas se realizaron pruebas de normalidad de acuerdo a Shapiro-Wilk y de homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Levene (Brown y Forsythe, 1974). Cuando los datos cumplieron con los supuestos de normalidad e igualdad de varianzas se analizaron mediante la prueba de t-Student, y en caso de no cumplir mediante la prueba U de Mann-Whitney (Ott, 1993).

Para determinar la diversidad se utilizaron los índices de Margalef (D_{Mg}) y de Shannon-Winer (H') (Magurran 1988; Baev y Penev 1995;). Las fórmulas fueron las siguientes:

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

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

$$p_i = n_i/N$$

Donde, S= número de especies presentes, N= número total de individuos, n_i = número de individuos de la especie i .

Además, se estimó la diversidad verdadera del orden 1 (1D) mediante el exponencial del índice de Shannon (Jost 2006):

$${}^1D = \exp(H') = \exp\left[\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)\right]$$

Donde p_i es abundancia relativa de la i -ésima especie y S es el número de especies. Para evaluar si hay diferencias significativas en la diversidad entre los sitios muestreados se calculó el valor T de Hutcheson mediante las siguientes ecuaciones:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^{1/2}}$$

$$df = \frac{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^2}{\left[\frac{(\text{Var}H'_1)^2}{N_1}\right] + \left[\frac{(\text{Var}H'_2)^2}{N_2}\right]}$$

Donde: H_i = índice de Shannon del área i ; $Var H_i$ = varianza del índice de Shannon del área i . N_i = número total de individuos en i -ésima área.

La varianza se estimó a partir de la ecuación:

$$VarH' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2}$$

Donde: S = total de especies del área i ; p_i = proporción de la especie i en el área i .

Para evaluar la relación entre las características físicas y químicas del suelo y la distribución de la vegetación asociada a *Amoreuxia wrightii*, se realizó un análisis de correspondencia canónica mediante el programa CANOCO 4.5 (Ter Braak y Smilauer, 2002).

Resultados

Se registraron 12 familias, 18 géneros y 19 especies, de las cuales, 10 especies se encuentran en el área perturbada y 16 en el área de matorral denso, compartiendo siete especies en ambas áreas. Las familias con mayor número de especies son Fabaceae (5), Cactaceae (3) y Euphorbiaceae (2) mientras que el resto solo registró una especie.

Vachellia farnesiana fue la especie que registró el mayor valor de IVI (Anexo 1) en el área con disturbio y en conjunto con *Vachellia rigidula*, *Amoreuxia wrightii* y *Croton cortesianus* aportan el 69.35% del IVI para esta área; mientras que *Havardia pallens* registra el menor valor (0.97%). En la zona de matorral denso fue *H. pallens* la que representó mejor el área; junto con *Cordia boissierii* y *V. rigidula* suman el 60.41%. *Celtis pallida* es la especie que aporta el menor IVI en el área. Cabe señalar que *A. wrightii* únicamente se presentó en el área perturbada.

El área con disturbio registró un área de copa de 3,687.33 m² ha⁻¹, 2.92 m² ha⁻¹ de área basal, 4.90 m³ ha⁻¹ de volumen maderable y una densidad de 2,275 individuos ha⁻¹, mientras que el área de matorral maduro fue de 11,582.55 m² ha⁻¹, 6.28 m² ha⁻¹, 10.49 m³ ha⁻¹ y 3,187 individuos ha⁻¹, respectivamente. Al

realizarse la comparación entre ambas áreas no se encontraron diferencias significativas en las variables de densidad ($p=0.13$), área basal ($p=0.094$) y volumen maderable ($p=0.216$). Solo la variable de área de copa presentó diferencias significativas ($p<0.001$).

Los valores de diversidad obtenidos mostraron una diversidad baja para el área con disturbio tanto el índice de Shannon como el de Margalef (1.76 - 1.73), mientras que para el área de matorral maduro la diversidad fue media (2.08 – 2.71). La diversidad verdadera de Shannon presentó valores de 5.84 y 8.03, respectivamente para cada una de las áreas. La riqueza específica ($S= 10$ área con disturbio y $S= 16$ área de referencia) no presentó diferencias significativas ($p=0.155$) al igual que la diversidad de Margalef ($p= 0.699$), mientras que la diversidad de Shannon mediante la prueba de t de Hutcheson ($p\leq 0.05$), si presentó diferencias significativas ($t= 3.79$; $g.l.=406$).

Los análisis de suelos muestran para el área con disturbio promedios de pH de 7.74 medianamente alcalino, una CE $163.27 \mu\text{S cm}^{-1}$ muy escasa, y DA de 1.13 g cm^{-3} muy baja, PO 55.75%, MO a 2.53% y 1.47% de CO considerado como mediano y la textura fue franco arcillo limosa – franco arcillosa. Mientras que, para el área de matorral maduro, los resultados fueron de la siguiente manera; pH 7.76 medianamente alcalino, CE $166.9 \mu\text{S cm}^{-1}$ muy escasa, DA 1.11 g cm^{-3} muy baja, PO 56.53%, MO 2.45% y 1.44% CO, y la textura del suelo es considerada franco arcillo limosa, arcillosa y franco arcillosa.

El análisis de correspondencia canónica registró una inercia total de 2.30, lo que indica que es estadísticamente heterogénea y se puede realizar el análisis para observar la preferencia de las especies analizadas con las condiciones de suelo. Los primeros tres ejes marcan 0.64, 0.31 y 0.29 de la varianza total mientras que las correlaciones fueron altas; 0.96, 0.98 y 0.90 lo que indica la estrecha relación entre las especies y las variables ambientales.

Aunque en campo la presencia de la especie *A. wrightii* se registró en los sitios del 1 al 8, de acuerdo a la Figura 1, fue en los sitios 3, 4 y 5 donde presentó mayor densidad. Las especies que la acompañan fueron *Croton cortesianus*, además de *Vachellia farnesia* y *V. rigidula*, siendo estas las especies con mayor área de copa, área basal y volumen maderable en el sitio de estudio. Las

variables ambientales más importantes para el establecimiento de *A. wrightii* fueron DA y suelos arcillosos, mientras que el resto no mostraron influencia en la presencia de la especie.

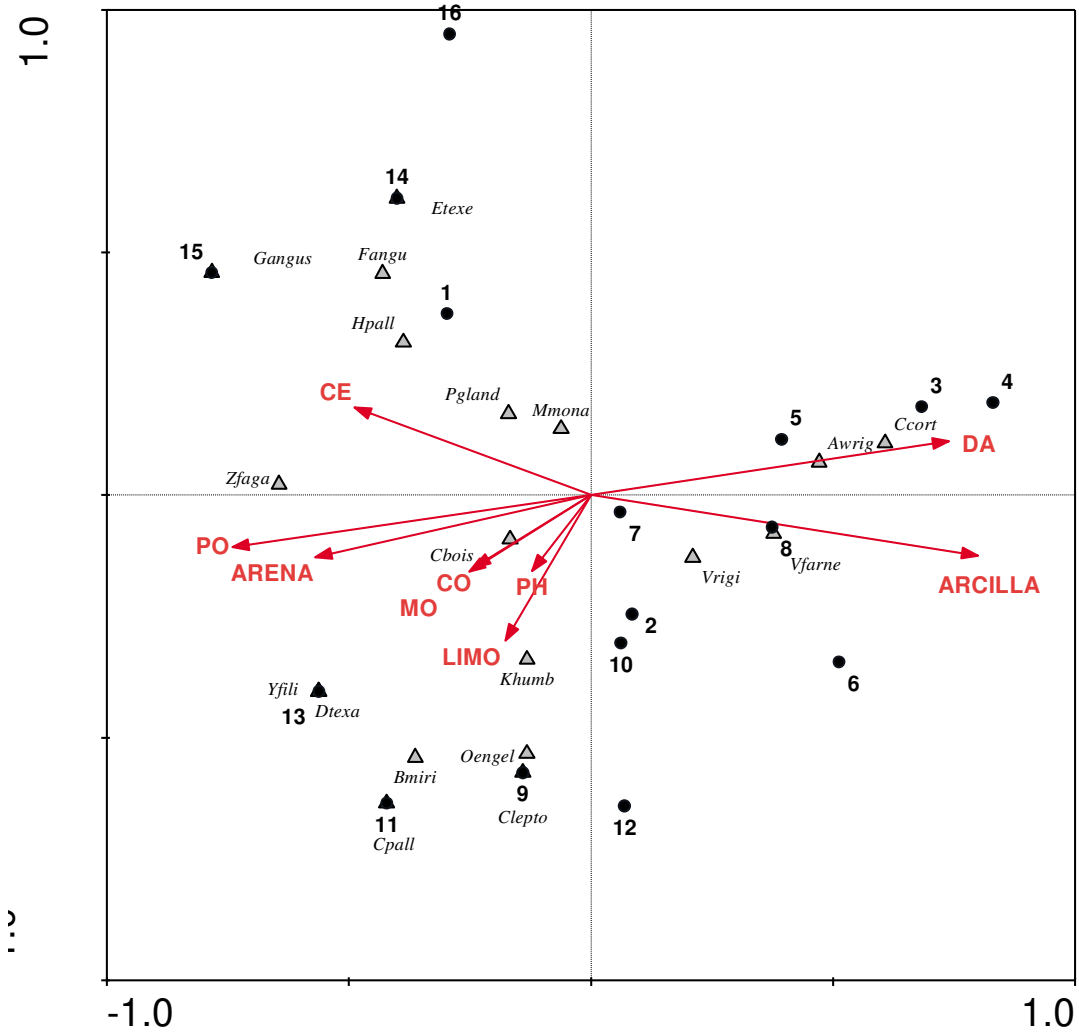


Figura 1. Diagrama de la ordenación entre variables ambientales, sitios y especies. De acuerdo a la ordenación canónica de comunidades.

Discusión

La mayoría de las especies que se encuentran en zonas áridas y semiáridas, han desarrollado ciertas características que les permiten tener mayor adaptabilidad y supervivencia a las condiciones extremas que se registran en

estas zonas (Jáuregui *et al.*, 2012). Algunas estrategias que le han permitido a *A. wrightii* sobrevivir en estas condiciones son que el xilopodio presenta yemas, las cuales aseguran su propagación vegetativa; además de que sus hojas son isofaciales, anfiestomáticas, con estomas ligeramente hundidos, característicos de especies con distribución en zonas con altas temperaturas y radiación solar, así como baja precipitación (Chávez *et al.* 2016).

Las áreas abiertas donde se haya presentado algún tipo de disturbio son las preferidas por *A. wrightii* para su establecimiento (Calderon de Rzedowski 1994; Soto *et al.* 2018). En el presente estudio, *A. wrightii* se presentó solo en el área perturbada registrando un 37% de cobertura. En el estudio de Soto *et al.* (2018), *A. wrightii* se asocia principalmente con especies pioneras como herbáceas y pastos mientras que, en la presente investigación, las especies asociadas fueron arbustivas como *Croton cortesianus*, *Vachellia farnesiana* y *Vachellia rigidula* las cuales son consideradas como elementos importantes en asociaciones de vegetación secundaria (Correl y Johnston 1970; Estrada *et al.* 2004). Esta diferencia podría deberse al tiempo que ha transcurrido después del disturbio en cada localidad evaluada, mostrando diferencias en la estructura de la comunidad vegetal.

Las condiciones edáficas del sitio perturbado son similares a las documentadas por Cluter (1977) y Soto *et al.* (2018) quienes mencionan que los suelos ligeramente alcalinos, con poca materia orgánica y arcillosos, son los preferidos por *A. wrightii*. A pesar de tratarse de un área con disturbio, el suelo no se ha visto afectado por la compactación al presentar una DA muy baja indicando que el suelo cuenta con las condiciones para un buen desarrollo de raíces. *A. wrightii* cuenta con yemas en el xilopodio además que puede almacenar agua en sus raíces tuberosas para poder sobrevivir durante la sequía (Figuroa y Galeano 2007).

Con la presente investigación, se determinó que *A. wrightii* prefiere las áreas abiertas, ya que se registró en el área con disturbio con un 37% de cobertura, asociándose con especies arbustivas características de vegetación secundaria, prefiriendo suelos arcillosos con baja densidad aparente, pH medianamente

alcalino. El área evaluada sin disturbio presenta una sobreposición de copa donde la vegetación es más densa y no se detectó el registro de *A. wrightii*.

Referencias

Baev PV, Penev LD. 1995. BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia-Moscow, 57 pp.

Brown MB. and Forsythe AB. 1974. Robust tests for the equality of variances. *Journal of the American Statistical Association* **69**: 364-367. <https://doi.org/10.1080/01621459.1974.10482955>

Calderón de Rzedowski G. 1994. Cochlospermaceae. Flora del Bajío y de regiones adyacentes. Fascículo 28. P. 1-6 **95**: 1-5.

Castellanos JZ, Uvalle JX, Aguilar A. 2000. *Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas* (2a edición), Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola. San Miguel Allende, Guanajuato, México. 226 p.

Castro-Montoya JA, Zayas-Barreras RA, Sainz-Aguilar P, Romero-Lozoya M, Bojórquez-Camacho FR, Bojórquez-Camacho O. 2012. El consumo de la zaya (*Amoreuxia* spp) una tradición cultural de la región del Évora en el estado de Sinaloa, México. *Revista Mexicana de Agronegocios* **30**: 898-907. <https://doi.org/10.23913/ricea.v1i2.11>

Chávez J, Lapp M, Torrecilla P, Wingfield R, García L. 2016. Aspectos biológicos y poblacionales con relación al estado de amenaza local de *Amoreuxia wrightii* A. Gray (Bixaceae), especie de distribución restringida en Venezuela. *Ernstia* **26**(1): 39-73.

Cedano-Maldonado M, Villaseñor-Ibarra L. 2004. Usos y nombres comunes de las especies de Cochlospermaceae en México. *Etnobiología* **4**: 73-88.

Correll DS, Johnston MC. 1970. *Manual of the vascular plants of Texas*. Texas Research Foundation. Renner, USA. Pp. 36-84.

Cutler DF. 1977. *Applied plant anatomy*. Longman. London and New York, UK, USA. 103 pp.

De Sousa-Pereira DM, De Sousa-Pereira M, Esmeraldo-Bezerra AM. 2013. Effect of light and temperature on seed germination of *Cochlospermum vitifolium* (Will.) Sprengel. *Floresta e Ambiente* **20(3)**: 391-397. <https://doi.org/10.4322/floram.2013.026>

Estrada E, Méndez Y, Delgado A, Villareal JA. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica* **75(1)**: 73-85.

Figuroa Y, Galeano G. 2007. Lista comentada de las plantas vasculares del Enclave Seco Interandino de la Tatacoa (Huila, Colombia). *Caldasia* **29(2)**: 263-281.

González-Rodríguez H, Cantú-Silva I, Gómez MV, Ramírez RG, Uvalle JI. 2007. Producción de hojarasca y reciclado de nutrientes en el Matorral Espinoso Tamaulipeco en el Noreste de México. www.iufro.org/uploads/media/t3-gonzalez-humberto-et-al.doc (25 marzo 2021). <https://doi.org/10.19136/era.a5n13.1034>

Günther KF. 1986. *Amoreuxia wrightii* A. Gray (Cochlospermaceae) new for Cuba. *Feddes Report* **97(1-2)**: 73-78. <https://doi.org/10.1002/fedr.4910970113>

INEGI. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los estados Unidos Mexicanos. Linares, Nuevo León. 9 p.

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos* **113**: 363-375
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

Lu SG, Malik Z, Chen DP, Wu CF. 2014. Porosity and pore size distribution of Ultisols and correlations to soil iron oxides. *Catena* **123**: 79–87.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.07.010>

Magurran AE. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.

McPhee JE, Aird PL, Hardie MA, Corkrey SR. 2015. The effect of controlled traffic on soil physical properties and tillage requirements for vegetable production. *Soil and Tillage Research* **149**: 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.12.018>

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, México. 114 Pp. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v14i1.1001>

Moreno CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, M&T- Manuales y Tesis SEA. v.1, p.84.

Mueller-Dombois D, Ellenberg H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley. 547 p.

Ott L. 1993. *An introduction to statistical methods and data analysis*. 2nd Ed. Duxbury Press. Boston, MA. USA. 775 p.

Palmer E. 1878. Plants used by the Indians of the United States. *The American Naturalist* **12**: 593-606 y 646-655. <https://doi.org/10.1086/272200>

SEMARNAT [Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales]. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. *Diario Oficial de la Federación*. 31 de diciembre de 2002. Segunda edición. México, DF., México. 85 p. <https://doi.org/10.22201/ieec.20078951e.1996.106.29193>

SEMARNAT [Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales]. 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. Cd. Mx., México. <https://doi.org/10.2307/j.ctt1k857vk.6>

Soto-Mata B, Alanís-Rodríguez E, Jurado E, Pando-Moreno M, Molina-Guerra V, Alcalá-Rojas A, Marroquín-Castillo JJ. 2018. Caracterización del hábitat de *Amoreuxia wrightii* (Bixaceae), una especie en peligro de extinción en el noreste de México. *Acta Botánica Mexicana* **122**: 21-31 <https://doi.org/10.21829/abm122.2018.1196>

Ter-Braak W, Šmilauer P. 2002. CANOCO. Reference manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.

Van-Devender TR, Reina-Guerrero AL. 2013. Search of *Amoreuxia* and *Echinocactus* in Sonora. The Plant Press. *The Arizona Native Plant Society* **36**: 1-3.

Velazco CG. 2009. *Flora del estado de Nuevo León, México: Diversidad y Análisis Espacio-Temporal*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de Los Garza, México. 218 pp. <https://doi.org/10.21041/conpat2019/v2pat327>

Whittaker R. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* **21**: 213–251.

Woerner M. 1989. *Métodos químicos para el análisis de suelos calizos de zonas áridas y semiáridas*. Departamento Agroforestal, Facultad Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, NL, México. 105 p.
<https://doi.org/10.5154/r.rchsz.2015.03.002>

Anexo 1. Área de copa, área basal, volumen, abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (IVI) de las especies evaluadas del área perturbada y el área sin disturbio.

Especie			Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	Área de copa (m ² ha ⁻¹)	Volumen (m ³ ha ⁻¹)	Absoluta (ind ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta (m ² ha ⁻¹)	Relativa (%)	Absoluta	Relativa (%)	
Área perturbada									
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	1455.74	3.968	87.5	3.85	1.77	60.49	5	11.63	25.32
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	1124.34	0.300	475	20.88	0.34	11.46	8	18.60	16.98
<i>Amoreuxia wrightii</i> A. Gray	12.83	0.001	512.5	22.53	0.01	0.39	8	18.60	13.84
<i>Croton cortesianus</i> Kunth	91.52	0.013	700	30.77	0.05	1.88	3	6.98	13.21
<i>Cordia boissieri</i> A.DC.	431.39	0.165	150	6.59	0.18	6.15	7	16.28	9.67
<i>Mimosa monancistra</i> Benth.	349.22	0.034	237.5	10.44	0.05	1.64	7	16.28	9.45
<i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck	11.88	0.216	12.5	0.55	0.39	13.43	1	2.33	5.43
<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	145.19	0.185	75	3.30	0.12	3.99	2	4.65	3.98
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	58.93	0.020	12.5	0.55	0.02	0.54	1	2.33	1.14
<i>Havardia pallens</i> Britton & Rose	6.28	0.0005	12.5	0.55	0.00	0.03	1	2.33	0.97

Sumatoria	3687.33	4.90	2275	100	2.92	100	43	100	100
Área sin disturbio									
<i>Havardia pallens</i>									
Britton & Rose	4788.90	6.108	875	27.45	2.42	38.63	8	14.55	26.88
<i>Cordia boissieri</i> A.DC.									
	3064.09	3.163	562.5	17.65	2.27	36.14	8	14.55	22.78
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger									
	1327.21	0.510	462.5	14.51	0.31	5.00	7	12.73	10.75
<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) S.Watson									
	362.58	0.074	487.5	15.29	0.11	1.74	5	9.09	8.71
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.									
	1484.85	0.373	212.5	6.67	0.26	4.07	6	10.91	7.21
<i>Karwinskia humboldtiana</i> S.Watson									
	79.77	0.023	125	3.92	0.04	0.58	5	9.09	4.53
<i>Echinocactus texensis</i> Jacobi									
	0.59	0.028	12.5	0.39	0.57	9.01	1	1.82	3.74
<i>Zanthoxylum fagara</i> Sarg.									
	181.16	0.026	150	4.71	0.04	0.70	3	5.45	3.62
<i>Mimosa monancistra</i> Benth.									
	173.62	0.029	125	3.92	0.04	0.70	3	5.45	3.36
<i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck									
	44.52	0.115	37.5	1.18	0.15	2.35	3	5.45	2.99
<i>Croton cortesianus</i> Kunth									
	54.12	0.012	62.5	1.96	0.02	0.31	1	1.82	1.36
<i>Cylindropuntia leptocaulis</i> (DC.) F.F.Knuth									
	6.49	0.001	25	0.78	0.00	0.03	1	1.82	0.88
<i>Yucca filifera</i> Hort. Ex Engelm.									
	2.45	0.004	12.5	0.39	0.02	0.39	1	1.82	0.87

<i>Diospyros texana</i>									
Scheele	7.09	0.010	12.5	0.39	0.01	0.14	1	1.82	0.78
<i>Guaiacum</i>									
<i>angustifolium</i> Engelm.	3.53	0.008	12.5	0.39	0.01	0.14	1	1.82	0.78
<i>Celtis pallida</i> Torr.	1.57	0.003	12.5	0.39	0.00	0.06	1	1.82	0.76
Sumatoria	11582.55	10.49	3187.5	100	6.28	100	55	100	100

Referencias

- Alanís, E., J. Jiménez, P., González, M.A., Yerana J.I., Cuellar, L.G. y Mora-Olivo, A. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany*. 82(2): 185-191.
- Cantú, I., González, H. 2005. Pérdidas por intercepción de la lluvia en tres especies de matorral submontano. *CiENCiAUANL*. 8: 80-85.
- Diamond, D. D., Riskind, D. H., & Orzell, S. L. 1987. A framework for plant community classification and conservation in Texas. *The Texas Journal of Science*, 39, 202–221.
- Flores, J.; Jurado, E. 2003. Are nurse-protect interactions more common among plants from arid environments. *Journal of Vegetation Science* 14: 911-916.
- González, M. 1985. El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. En // *Simposio Internacional sobre la Provincia Biótica Tamaulipeca, UAT y UNAM* (pp. 7-14). Resúmenes.
- González, H.; Cantú S., I., Gómez M., M., Ramírez L, R. 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, northeastern Mexico. *Journal of Arid Environments*. 58: 483-503.
- Graciano, A. G., Alanís, E., Aguirre, O., Rubio, E. y González, M. 2018. Estructura y diversidad postincendio en un área del matorral espinoso tamaulipeco. *Polibotánica*. 45: 89-100.
- INEGI. 2005. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación: escala 1 : 250 000. Serie III (continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes
- INEGI. 2003. Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria 1: 1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes.

Jurado, E., & Reid, N. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N. L. *Reporte científico, FCF-UANL*, 10, 4-18.

Jurado, E.; Aguirre, O.; Flores, J.; Návar, J.; Villalón, H.; Wester, D. 2000. Germination in Tamaulipan thounscrub of north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 46: 413-424.

Jurado, E.; Estrada, E.; Morales, A. 2001. Characterizing plant attributes with particular emhasis on seeds in Tamaulipas thornscrub in semi-arid Mexico. *Journal of Arid Environments* 48: 309-321

López, J. M., González, H., Ramírez, R. G., Del Valle, J. I., Cantú, I., Pando, M., Estrada, A. E. y Gómez, M. V. 2015. Producción de hojarasca y depósito potencial de nutrientes de las hojas en el matorral espinoso tamaulipeco. *Rev. Mex. de Cienc. Forestales*. 6(30): 74-89.

Marroquín, J. J., Alanís, E., Jiménez, J., Aguirre, O., Mata, J. y Collantes, A. 2016. Composición florística y diversidad de un área restaurada post-minería en el matorral espinoso tamaulipeco. *Polibotánica*. 42: 1-17.

Mora-Donjuán, C.A., Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., González Tagle, M. A., Yerena Yamallel, J. y Cuellar Rodríguez, L. G. 2013. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada*, 12(1): 29-34.

Molina-Guerra, V. M., Pando-Moreno, M., Alanís- Rodríguez, E., Canizales-Velázquez, P. A., González- Rodríguez, H. y Jiménez-Pérez, J. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 4(3): 361- 371.

Pequeño, M. A., Alanís, E., Molina, V., Alcalá, A., Martínez, J. y Garza, F. 2018. Plant composition and structure of two post-livestock areas of Tamaulipan thornscrub, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural*. 91:4

Ramírez L. R., González R., H., Gómez M., M., Pérez R., M. 1999. Feed Value of Foliage from *Acacia rigidula*, *Acacia berlandieri* and *Acacia farnesiana*. *Journal of Applied Animal Research*. 16: 23-32.

Ramírez, L. R., Cantú, S., I, Gómez, M. M y González, R. H. 2018. Contenido mineral en hojas de la hojarasca del matorral espinoso tamaulipeco. *Ecosist. Recur. Agropec*. 5(13): 119-125.

Sánchez P., L., González R., H., Cantú S., I. 2005. Termotolerancia del contenido de pigmentos fotosintéticos de especies arbustivas del noreste de México. XXXII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, León, Gto. Universidad Autónoma de Chapingo. Pp.1-2.

SEMARNAT 2006. El Medio Ambiente en México 2005: en resumen. México, pp. 91

Yerena, J. I., Jiménez, J., Alanís, E., Pompa, M., Aguirre, O. y Treviño, E. 2015. Contenido de carbono en la biomasa aérea del mezquital con historial agrícola, en México. *Inerciencia*. 40(10): 722-726.