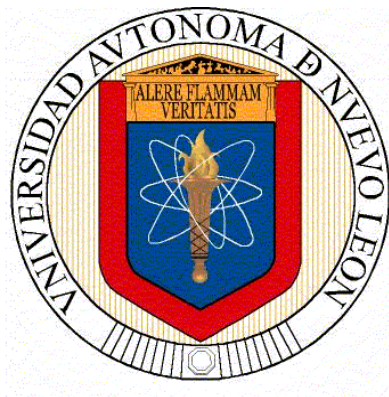


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**TESIS**

**EFFECTO DE LA RESTAURACIÓN PASIVA  
EN LA RECUPERACIÓN DE LA DIVERSIDAD  
FLORÍSTICA EN UN ÁREA DEL ALTIPLANO MEXICANO**

**PRESENTADA POR**

**SELENA GUADALUPE CANTORAL HERNÁNDEZ**

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRÍA EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**

**LINARES, N.L., MÉXICO  
JUNIO 2023**

**Universidad Autónoma de Nuevo León**

**Facultad de Ciencias Forestales**

**Maestría en Restauración Ecológica**



Efecto de la restauración pasiva en la recuperación de la diversidad florística  
en un área del Altiplano Mexicano

**TRABAJO FINAL DE MAESTRIA**

**Por:**

**ING. SELENA GUADALUPE CANTORAL HERNÁNDEZ**

Linares, Nuevo León, México

Junio, 2023

**UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEÓN**  
**FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**

Efecto de la restauración pasiva en la recuperación de la diversidad florística  
en un área del Altiplano Mexicano

**TRABAJO FINAL DE MAESTRÍA**  
Como requisito para obtener el grado de:  
**MAESTRÍA EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**

Presenta:

**Ing. Selena Guadalupe Cantoral Hernández**



**Dra. Maritza Gutiérrez Gutiérrez**

**Directora**



**Dra. Marisela Pando Moreno**

**Asesora**



**Dr. Mauricio Cotería Correa**

**Asesor**



**Dr. A. Eduardo Estrada Castellón**

**Asesor externo**

## **Dedicatoria**

A mi apreciable y amada familia, por siempre brindarme su amor y apoyo incondicional.

## **Agradecimientos**

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por otorgarme la beca para llevar a cabo la maestría. Asimismo, deseo extender mi gratitud a la Facultad de Ciencias Forestales por permitirme formar parte de su distinguido alumnado.

A mis asesores; Dra. Maritza Gutiérrez Gutiérrez, por su apoyo otorgado durante las evaluaciones de campo, por sus oportunas revisiones, comentarios asertivos que sirvieron a la elaboración de este trabajo así como a mi formación profesional, y por compartir su valioso tiempo; Dra. Marisela Pando Moreno, por su acompañamiento y por sus enseñanzas durante mi estancia en la maestría, ya que siempre demostró un gran interés y preocupación por nuestro desarrollo profesional; Dr. Mauricio Cotera Correa mi más sincero agradecimiento por su invaluable colaboración en este proyecto; y al Dr. Eduardo Estrada Castellón, por apoyarme en la identificación de las especies que sirvieron para la elaboración de este trabajo, su amplio conocimiento y experiencia permitieron la identificación correcta de las especies, asegurando la calidad de los datos obtenidos. ¡A ustedes mi respeto y admiración total!

A la Universidad Francisco José de Caldas, por las atenciones otorgadas durante el proceso y mi estancia de intercambio académico, en especial a los chicos de la Especialidad en Ambiente y Desarrollo Local, por acogerme y hacerme parte de ustedes durante mi estancia en Bogotá. ¡Gracias totales!

A los señores Ignacio y Raúl; por su amabilidad y atenciones otorgadas para el fácil acceso a las áreas de estudio, fueron parte clave para la realización de este estudio; A los técnicos Carlos y Alfredo, por su valioso apoyo durante las evaluaciones de campo. ¡Muchas gracias!

A ti Héctor Armendáriz por brindarme tu amistad a lo largo de estos años, por siempre motivarme, darme ánimos y acompañarme a la distancia en esta meta de vida. ¡Gracias infinitas!

A mis amigos Sol Arredondo, Pablo Garces, Alex Sánchez y Benjamín Espinoza por su amistad e infinito apoyo a la distancia; a Deysi Romero y Monserrat Reyna, por otorgarme su amistad, por las anécdotas compartidas, gracias infinitas por hacer amena mi estancia en Linares.

<b>Índice</b>	
<b>Resumen</b> .....	1
<b>Summary</b> .....	1
<b>Introducción</b> .....	1
<b>Antecedentes</b> .....	3
<b>Materiales y métodos</b> .....	6
<b>Área de Estudio</b> .....	6
Figura 1. Ubicación de los ejidos El Tokio y San Roberto, Galeana, Nuevo León .....	7
<b>Descripción de los sitios</b> .....	7
<b>Ejido El Tokio</b> .....	7
<b>Ejido San Roberto</b> .....	7
<b>Llano La Soledad</b> .....	8
<b>Clima</b> .....	8
<b>Hidrología</b> .....	8
<b>Fisiografía</b> .....	8
<b>Suelos</b> .....	8
<b>Vegetación</b> .....	9
<b>Metodología</b> .....	9
Figura 2. Ubicación de los puntos de muestreo en los sitios de estudio. ....	10
Figura 3. Ilustración gráfica de los transectos y parcelas en cada punto.....	10
<b>Análisis de datos</b> .....	11
<b>Resultados y discusión</b> .....	12
Cuadro 1. Valores de índice de importancia para el sitio El Tokio, 5 años de abandono. ....	12
Cuadro 2. Valores de índice de importancia en el sitio San Roberto, 8 años de abandono. ....	13
Cuadro 3. Valores de índice de importancia en el sitio San Roberto, 16 años de abandono .....	13
Cuadro 4. Resultados de las variables de suelo evaluadas, número de especies vegetales, índice de similitud y diversidad .....	14
<b>Conclusión</b> .....	15
<b>Anexos</b> .....	22
Anexo 1. Ubicación de los puntos de muestreo en los sitios de estudio. ....	22
Anexo 2. Familias y especies encontradas en los sitios de estudio. ....	22
Anexo 3. Especies comunes con el área de referencia Llano La Soledad.....	23

## **Resumen**

Se evaluó la diversidad florística de tres sitios de pastizal halófilo abandonados por diferentes lapsos, tras haber sido utilizados para agricultura intensiva, y se comparó con un área de pastizal halófilo conservado. Se evaluó la cobertura total y por especie, la abundancia, frecuencia relativa, índice de valor de importancia (IVI), similitud florística y diversidad. Asimismo, se registraron las variables edáficas de textura, densidad aparente y contenido de humedad. Los resultados indican que la suspensión de las actividades agrícolas ha permitido el restablecimiento de algunas especies características del pastizal halófilo. La cobertura vegetal fue mayor en los sitios con mayor tiempo de abandono. Los sitios abandonados presentaron una diversidad florística baja en comparación con el área de pastizal conservado. La diversidad florística; fue mayor en el sitio con 8 años de abandono, seguido por el de 5 años de abandono, mientras que el sitio con 16 años de abandono presentó la menor diversidad florística, lo cual se atribuye al pastoreo de intensidad alta llevado a cabo por los pobladores en este sitio. En general, se observa una incipiente recuperación de la vegetación nativa.

## **Summary**

The floristic diversity of three halophilic grassland sites, abandoned for different lapses, after used for intensive agriculture, was evaluated and compared with an area of conserved halophilic grassland. Total and species cover, abundance, relative frequencies, importance value index (IVI), floristic similarity and diversity were evaluated. The edaphic variables of texture, bulk density and moisture content were also recorded. The results indicate that the suspension of agricultural activities has allowed the reestablishment of some species characteristic of the halophytic grassland. Vegetation cover was greater in the sites that had been abandoned for a longer period of time. The abandoned sites presented a low floristic diversity in comparison with the area of conserved grassland. Floristic diversity was higher in the site of 8 years of abandonment followed by that of 5 years of abandonment, while the site with 16 years of abandonment presented the lowest floristic diversity, which is attributed to the high intensity grazing carried out by the settlers in this site. In general, an incipient recovery of native vegetation is observed.

## **Introducción**

La degradación ambiental en México es una preocupación creciente debido a los efectos perjudiciales que provoca en el ecosistema y la salud humana. Diversos estudios evidencian que la explotación excesiva de los recursos naturales y la contaminación han provocado la pérdida de la biodiversidad en distintas regiones del país (SEMARNAT, 2016). Según un estudio reciente, la deforestación en México ha afectado alrededor del 7.6% de su territorio en las últimas décadas (Garduño *et al.*, 2021)

Una forma de ayudar a los ecosistemas degradados es mediante la restauración ecológica, la cual es interpretada como un conjunto de acciones metodológicas que se realizan para

optimizar la calidad de los ecosistemas degradados; mediante una secuencia de estrategias que plantean lograr determinados objetivos (SER, 2004). Esta disciplina se divide en dos rubros la restauración activa y la restauración pasiva.

En la restauración activa se realizan acciones directas como plantaciones, obras de conservación de suelos, introducción de especies dispersoras de semillas, etc., mientras la restauración pasiva consiste en eliminar o aislar la fuente causante de perturbación (Mola y De Torre, 2018). La restauración pasiva puede ser una opción a implementar en ecosistemas áridos y semiáridos que consiste en eliminar o reducir los efectos del agente productor de la degradación del área en cuestión (Colmena *et al.*, 2021).

Los ecosistemas de pastizal en México se localizan en zonas limitantes entre ecosistemas desérticos y bosques templados, albergan una gran diversidad de especies animales y vegetales. Sin embargo, estos ecosistemas han sufrido una degradación significativa en las últimas décadas debido a las actividades humanas y al cambio climático (Sarukhán *et al.*, 2017).

Los pastizales abarcan el 6.1% del territorio mexicano (CONABIO, 2022); y se encuentran principalmente en la región del Desierto Chihuahuense, representando un 20% de este (Dinerstein *et al.*, 1995). Los pastizales halófilos son un importante componente del ecosistema del desierto Chihuahuense, en el Altiplano Mexicano, que abarca desde los estados de Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas hasta el Valle de México (Guzmán *et al.*, 2012).

La vegetación halófila que crece en suelos con altas concentraciones de sales y yeso, principalmente compuesta por pastos rizomatosos, ha sufrido una pérdida significativa debido a la agricultura mecanizada, la falta de rotación de cultivos, el cambio de uso de suelo y el sobrepastoreo, lo que ha resultado en una disminución en la calidad de las tierras (Sarukhán *et al.*, 2008).

Una de las zonas más afectadas por estas actividades es la Región Terrestre Prioritaria el Tokio (RTP-80), la cual abarca una extensión de 8,632 km<sup>2</sup>, caracterizada por su elevada diversidad biológica y endemismos, es considerada una de las zonas más importantes para la preservación de la biodiversidad en México (Koleff *et al.*, 2009).

La restauración pasiva, tras el abandono agrícola, busca permitir la recuperación natural de la vegetación en áreas previamente utilizadas para la agricultura, se fundamenta en la capacidad de la naturaleza para regenerarse si se eliminan las causas de degradación y se le concede el tiempo necesario (García y Martínez, 2018).

En los ejidos El Tokio y San Roberto, pertenecientes a la mencionada RTP-80, se han ubicado sitios con diferente tiempo de abandono de uso agrícola, es decir, sitios donde el factor de disturbio se ha suprimido. El presente estudio tiene como objetivo comparar la diversidad florística entre un área de pastizal halófilo conservado y sitios con diferente tiempo de

abandono agrícola, para determinar si la suspensión de las actividades agrícolas ha permitido, por sí solas, el restablecimiento de especies características del pastizal halófilo. Lo anterior, permitirá conocer si es posible la recuperación de estos sitios en función de la eliminación del factor de disturbio, así como la dinámica en que ocurre en relación al tiempo de abandono agrícola.

## **Antecedentes**

La restauración pasiva es una práctica que se ha vuelto cada vez más popular en el mundo, siendo un tema de interés en la comunidad científica. Como resultado, se han desarrollado varios tipos de documentos científicos que describen y analizan esta técnica en diferentes ecosistemas y en diversas partes del mundo.

En el sureste de la Pampa Brasileña, se evaluó la composición de especies vegetales en zonas de plantaciones de eucalipto, con y sin rebrote, incluyendo un pastizal natural como referencia. Los resultados mostraron un total de 225 especies vegetales en las zonas con rebrote de eucalipto, mientras que las zonas sin rebrote y los pastizales naturales presentaron 188 y 183 especies, respectivamente; lo cual indicó que estas áreas tienen el potencial de volver a convertirse en pastizales, pero su estructura y composición pueden diferir de las zonas de pastizales originales (Torchelsen *et al.*, 2019).

En el municipio de Condoto, ubicado en el departamento del Chocó, se evaluaron áreas que habían sido intervenidas con minería a cielo abierto y que estaban en abandono. Se delimitaron parcelas en cada una de las áreas y se midió la vegetación en diferentes estratos, éstas fueron comparadas con un bosque sin intervención minera. A medida que transcurrió el tiempo en las distintas fases de sucesión, se observó un incremento en la riqueza a nivel taxonómico. Y al realizar una comparación con un bosque testigo, se pudo observar que después de 30 años, la comunidad vegetal evaluada presenta una composición florística y estructura que se aproxima a un 50% a sus condiciones iniciales (Ramírez y Rangel, 2019).

Un ecosistema de morichal (*Mauritia flexuosa* Lf), en Orinoquia Colombia, fue estudiado estableciendo sitios delimitados por cercas, como técnica de restauración pasiva para la exclusión de ganado. Durante el año 2017 se registraron 330 individuos de diferentes edades, de los cuales 235 estaban en la zona bajo restauración pasiva y los otros 95 en el área sin manejo; lo cual indicó que el proceso de restauración pasiva garantiza la supervivencia del ecosistema de morichal (Narváez *et al.*, 2021).

Otro estudio en el que se analizaron los efectos de la exclusión del pastoreo en la recuperación del alcornoque (*Quercus suber* L.), así como la estructura y diversidad de la comunidad arbustiva del sotobosque; se observó que la regeneración arbórea puede ser estimulada tras un periodo de exclusión de entre 5 y 10 años, pero la conservación de la diversidad taxonómica de la comunidad arbustiva puede requerir al menos 13 años (Köbel *et al.*, 2021).



En México, esta disciplina se encuentra emergente, siendo pocos los estudios que se han realizado (Ceccon *et al.*, 2015). De acuerdo con Calva y Pavón, (2018) en los bosques tropicales es donde se ha realizado la mayor cantidad de investigaciones, siendo Chiapas y Veracruz los estados con mayor número de proyectos en restauración ecológica.

Entre los estudios realizados para analizar los efectos donde la intervención humana de las áreas degradadas es mínima, destacan aquellos que han evaluado el restablecimiento de especies de flora, después del uso agrícola, pecuario, e incluso de incendios forestales.

Siete años después de un incendio forestal en el municipio de Chilpancingo, Guerrero, México, se evaluó el papel de diferentes especies en la regeneración del ecosistema afectado. Los resultados indicaron que las especies *Pinus radiata* D. Don y *Quercus glaucescens* Bonpl. Presentaron una mejor adaptación para establecerse en áreas perturbadas (Méndez *et al.*, 2014).

Una evaluación de la riqueza, biomasa, composición y uso tradicional de herbáceas nativas y ruderales, en dos áreas diferentes de selva estacional: una conservada y otra excluida durante 32 meses de las actividades pecuarias, se llevó a cabo en el estado de Morelos; los resultados obtenidos indican que la riqueza de especies de herbáceas fue significativamente mayor en el área excluida en comparación con la selva conservada (De la O *et al.*, 2018).

En la Reserva de la Biosfera de Calakmul, se evaluaron las especies arbóreas con capacidad de rebrote, en distintas etapas de sucesión secundaria, tras la práctica agrícola tradicional de milpa; los resultados mostraron que el rebrote se encuentra en todas las etapas sucesionales, el porcentaje de individuos que lo presentan tiende a disminuir a medida que avanza la sucesión (Haas *et al.*, 2019).

López *et al.* (2019) evaluaron la recuperación de la vegetación en sitios con diferentes años de abandono (4, 10, 20, 30 y 60 años) posterior a su uso como agostadero, siendo comparados con un sitio remanente de selva conservada, con vegetación de selva mediana subperennifolia en el área de conservación “El Zapotal” municipio de Tizimín, Yucatán, los resultados mostraron un incremento en la riqueza y diversidad de especies, alcanzando valores similares a los de la selva madura a partir de los 20 años.

En Tehuantepec Oaxaca, se llevó a cabo un análisis de los patrones de recuperación de la estructura, composición y diversidad de plantas en bosques secundarios de bosque tropical seco en paisajes agrícolas. Para ello, se determinó la edad de abandono de las áreas mediante imágenes satelitales de Google Earth y se corroboró dicha información con pobladores locales. Se evaluaron áreas entre 3 y 50 años de abandono, siendo comparadas con un área de bosque maduro sin intervención humana. Se registraron un total de 1,122 individuos pertenecientes a 82 especies diferentes. En todos los sitios se observó que la familia Fabaceae presentó la mayor riqueza, seguida por Boraginaceae y las familias Burseraceae, Euphorbiaceae y Plygonoceae; lo cual sugiere que la resiliencia del bosque tropical seco está

determinada por la capacidad de recuperación de sus atributos ecológicos más que por su resistencia al disturbio agrícola (Guerra *et al.*, 2021).

Yerena *et al.* (2014) reportaron a *Vachellia farnesiana* Wigth y Amott, como la especie con mayor densidad por hectárea en un área de matorral espinoso tamaulipeco y en tres áreas de pastizales con diferentes años de abandono después de uso pecuario (10, 20 y 30); de igual manera, Leal *et al.* (2018) también reportan a esta especie como la más representativa en un área de matorral espinoso tamaulipeco con 20 años de descanso de uso pecuario, encontrando a la familia Fabaceae como la más abundante con seis especies.

Se realizó un estudio sobre los efectos del ganado sobre la dinámica del ecotono bosque-pastizal en un área protegida de Uruguay, se encontró que el bosque serrano tuvo una expansión de 6 a 21% entre los años 1966 y 2016, posiblemente debido a las mejores condiciones hídricas estivales y a la reducción del ganado ovino. El avance del bosque fue mayor en la zona de exclusión ganadera que en la zona de pastoreo (Brazeiro *et al.*, 2018).

Cambios en la estructura forestal y regeneración de cuatro comunidades vegetales diferentes en la Reserva Natural de Defensa La Calera, en Córdoba, Argentina, fueron analizados para un periodo de seis años, evaluando el efecto del ganado y las precipitaciones. El estudio reporta que las precipitaciones tuvieron una influencia positiva en la regeneración, no así la exclusión del ganado (Karlin *et al.*, 2020).

Lezama *et al.* (2022) analizaron las variaciones de los atributos de composición, estructura y diversidad de la regeneración natural en tres ambientes contrastantes en el departamento del Guaviare, Colombia. Se seleccionaron relictos boscosos que limitan con pastos y plantaciones de caucho, los cuales denominaron ambientes contrastantes. En cada ambiente, se establecieron transectos y parcelas para medir la composición y estructura de la regeneración natural. Los resultados indicaron que el ambiente con actividad ganadera tuvo una menor diversidad y riqueza de especies en comparación con las otras dos dominantes sin pastoreo.

La composición florística y la descripción estructural del matorral desértico micrófilo, se evaluó mediante cuatro unidades de muestreo que se establecieron en áreas perturbadas por actividades agropecuarias y con exclusión de estas; dicho estudio arrojó que las especies predominantes en las 16 unidades de muestreo fueron *Flourensia cernua* Candolle, *Larrea tridentata* Engelman y Murray y *Condalia wanoockii* Johnst, lo cual evidenció una alta riqueza de especies adaptadas a establecerse a áreas con disturbio (González *et al.*, 2017).

Estrada *et al.* (2010) elaboraron un estudio del pastizal halófilo dentro de la RTP El Tokio y reportan 284 especies de plantas vasculares, distribuidas en 53 familias y 174 géneros, además la mayor abundancia de especies endémicas en áreas de pastoreo o pastizal natural, mientras que las áreas de pastoreo-agricultura presentaron mayor abundancia de malezas.

Mediante un análisis multitemporal del cambio de uso de suelo en zonas sujetas a Conservación Ecológica (ZSCE) La Trinidad, la Hediondilla y el Llano La Soledad, se elaboró una revisión del impacto antropogénico de las actividades agrícolas en el periodo de 1971 a 2003, se identificó el incremento de las áreas agrícolas y la reducción del pastizal gipsófilo; la Trinidad y la Hediondilla presentaron el 90% y 92% de pérdida de cobertura respectivamente, mientras que La Soledad no presentó cambios negativos (Hernández *et al.*, 2012).

## **Materiales y métodos**

### **Área de Estudio**

El área de estudio del presente trabajo consta de tres sitios de matorral halófilo que están asociados a comunidades de perrito llanero (*Cynomys mexicanus* Merriam) y se encuentran ubicadas en los ejidos El Tokio y San Roberto, ambos pertenecientes al municipio de Galeana, ubicado al sur del estado de Nuevo León (Figura 1). Esta área forma parte de la Región Prioritaria para la conservación El Tokio (Arriaga *et al.*, 2000).

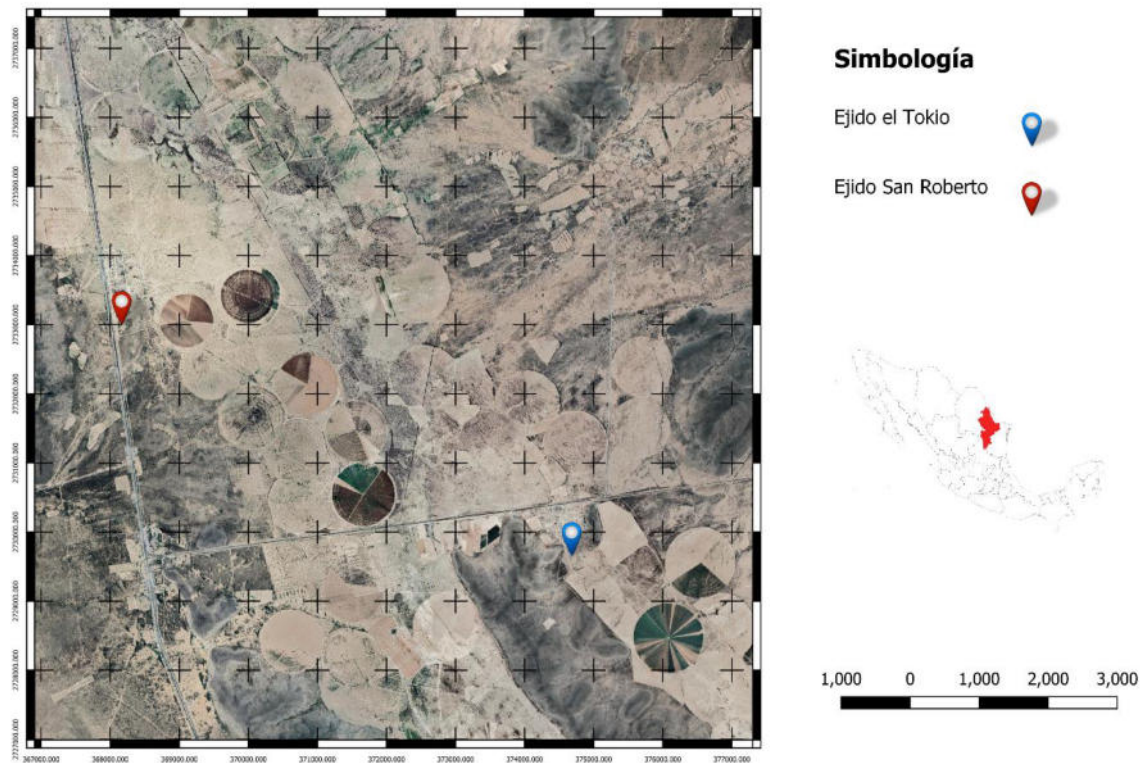


Figura 1. Ubicación de los ejidos El Tokio y San Roberto, Galeana, Nuevo León.

## Descripción de los sitios

### Ejido El Tokio

Se encuentra a 36 km al suroeste de Galeana, mediante imágenes satelitales de Google Earth y Landsat (4-5 TM y 8-9 OLI/TIRS) y con la ayuda de actores claves del lugar, se identificó un sitio que cuenta con 5 años de abandono de uso agrícola. Dicho sitio se solía usar para el cultivo de papa mediante el riego por pivote central. Ubicado sobre la carrera 58, en las coordenadas geográficas  $24^{\circ}41'43.12''N$  y  $100^{\circ}15'15.31''O$  (Figura 2), con altitudes entre 1880 a 1888; actualmente en este sitio se realiza pastoreo de ganado caprino de baja intensidad (ruta de paso).

### Ejido San Roberto

Localizado a 11 kilómetros de distancia del sitio de estudio El Tokio, sobre la carrera 57. Con imágenes satelitales de Google Earth y Landsat (4-5 TM y 8-9 OLI/TIRS). Se identificaron dos sitios que los ejidatarios solían rentar por un período de 1 a 3 años, para el uso agrícola mediante el riego de pivote central; actualmente dichos sitios se encuentran en abandono de uso agrícola, sin embargo, en ambos sitios, se realiza pastoreo de ganado ovino, la intensidad del pastoreo para el sitio con 8 años de abandono es media y para el sitio con 16 años es de intensidad alta, debido a que se encuentran cerca los abrevaderos. El sitio con 8 años de abandono agrícola se localiza en las coordenadas geográficas  $24^{\circ}43'54.46''N$  y

100°18'12.75"O con altitudes 1880 a 1889; mientras que el sitio con 16 años sin uso agrícola, se ubica en las coordenadas 24°43'23.31"N y 100°18'7.66"O (Figura 2), y 1880 a 1884 de altitud.

### **Llano La Soledad**

Ubicado en las coordenadas 24° 52' 32" N y 100° 43' 33" O (Yen, 2006), con altitudes entre 1857 a 1861; es un espacio natural protegido con diferentes designaciones nacionales e internacionales; tales como Área Natural Protegida (ANP), Área de Importancia para la Conservación de Aves (AICA) y Sitio de Importancia Internacional para Aves Playeras (WHSRN). Es el hogar de una variedad de especies de aves migratorias y endémicas, que se encuentran en algún estatus de conservación según la NOM-059-SEMARNAT-2010. Algunas de las especies que se pueden encontrar allí son Águila real (*Aquila chrysaetos* Linnaeus), gorrión de Whorten (*Spizella wortheni* Ridway), aguililla real (*Buteo regalis* Gray), zarapito de pico largo (*Numenius americanus* Bechstein), bisbita de sprague (*Athus spragueii* Audobon), Chorlito llanero (*Charadrius montanus* Townsend), zarapito ganga (*Bratramia longuicanda* Bechstein) (Periódico Oficial del Estado de Nuevo León , 2003; Del Coro y Marquéz, 2004; WHSRN, 2005; Diario Oficial de la Federación, 2010). Además de las aves, también es el hogar de una de las poblaciones más grandes y mejor conservadas de Perrito Llanero (*Cynomys mexicanus*) (Zaragoza *et al.*, 2022).

### **Clima**

Los sitios de estudio presentan el tipo de clima Seco templado (BS0kx') (INEGI, 2008). Este tipo de clima presenta la siguiente descripción: temperaturas que puedan variar entre -3 C y 18 C durante el mes más frío; y una temperatura del mes más cálido superior a los 18 C (García, 2004). La precipitación media anual es de 341 mm, y el régimen de precipitaciones es escasa durante todo el año (SMN, 2018).

### **Hidrología**

Los sitios de estudio se sitúan dentro de la región hidrográfica el Salado (RH37), en la cuenca Sierra Madre Oriental (RH37A) y en la subcuenca San Rafael (RH37Ab); cuenta con afluentes y cuerpos de agua intermitentes (SIATL, 2013).

### **Fisiografía**

Se encuentran ubicados en la Provincia Fisiográfica Sierra Madre Oriental, en la subprovincia Sierras y Llanuras Occidentales según INEGI (2001), compuesta por un conjunto de sierras menores plegadas, donde predominan las rocas sedimentarias de origen marino como las calizas, las areniscas y las lutitas (rocas arcillosas). Las llanuras oscilan entre 1,500 a 2,000 (INEGI, 1986).

### **Suelos**

En ambos sitios de estudio predominan los suelos de tipo Xerosol, con las siguientes subunidades: xerosol háplico para El Tokio (Xh), y: xerosol háplico (Xh) con textura mediana y xerosol cálcico (Xk) con textura fina para San Roberto (INEGI, 2006).

## **Vegetación**

El tipo de vegetación está caracterizado por el pastizal halófilo, es un tipo de vegetación baja, presenta una altura promedio de 10 a 40 cm; se encuentra ubicado en zonas de transición con matorral xerófilo y bosque de pino-encino. En este tipo de pastizal dominan tres especies de gramíneas *Muhlenbergia villiflora* var. *Villiflora* N. Amer. Fl, *Scleropogon brevifolius* Phil. y *Bouteloua dactiloides* Govaerts (Estrada *et al.*, 2010).

## **Metodología**

Los sitios de estudio se seleccionaron mediante imágenes satelitales de Google Earth y Landsat (4-5 y 8-9 OLI/TIRS), se identificaron aquellos que dejaron de ser de uso agrícola en El Tokio y San Roberto. El sitio en el ejido El Tokio dejó de utilizarse para la agricultura desde el 2018, es decir, hace 5 años; en el se realiza pastoreo de ganado caprino de baja intensidad (ruta de paso). En el ejido San Roberto se ubicaron dos sitios que han estado sin uso agrícola, uno de ellos durante 8 años (desde 2015) y otro de 16 años (desde 2006); en ambos sitios se realiza pastoreo, para San Roberto 8 años de intensidad media y para San Roberto 16 años de intensidad alta. Esta información fue corroborada realizando visitas al lugar y entrevistando a pobladores.

La información existente del predio Llano La Soledad se utilizó como ecosistema de referencia de un pastizal halófilo conservado, en esta área se han realizado distintas investigaciones referentes a la diversidad florística y su estado de conservación, por ende, se encuentra con información documentada, los datos utilizados del predio Llano La Soledad en este trabajo provienen de la investigación de Yen (2006).

El sitio con cinco años de abandono ubicado en el ejido El Tokio; cuenta con una superficie total de 32 ha. En San Roberto, el sitio con 8 años de abandono tiene una superficie total de 74 ha y el sitio de 16 años de abandono 106 ha. Para seleccionar los puntos de muestreo se utilizó una malla superpuesta en los sitios delimitados, elaborada en Quantum Gis 3.16.0 y se procedió a la selección de 5 puntos de muestreo para cada sitio de manera aleatoria (Anexo 1, Figura 2).

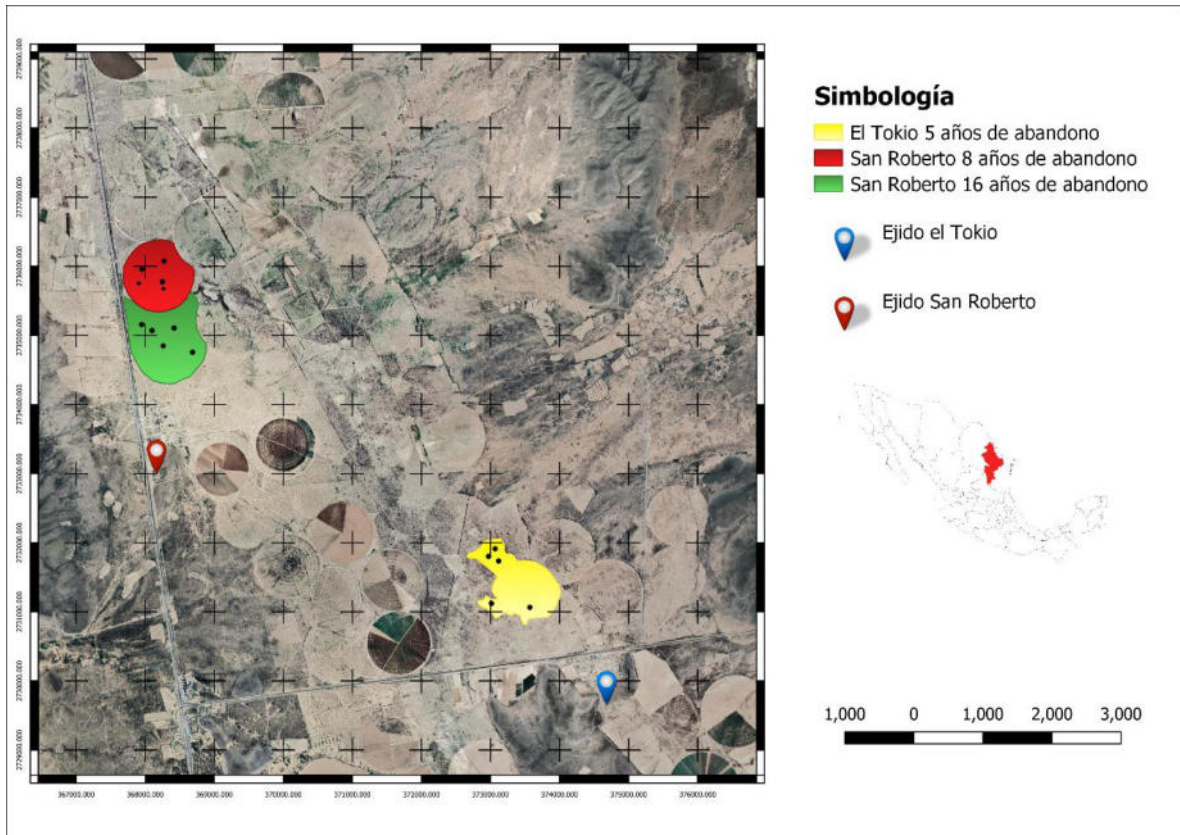


Figura 2. Ubicación de los puntos de muestreo en los sitios de estudio. En cada punto seleccionado se hizo un transecto de 50 m de largo, ubicando una parcela de muestreo de 1 m<sup>2</sup> cada 5 m a lo largo del mismo, dando un total de 50 parcelas por sitio (Figura 3) (Yen, 2006). En cada parcela de muestreo se evaluaron los siguientes parámetros: el número de individuos por especies y la cobertura total y por especie. Las especies fueron identificadas con claves taxonómicas y con apoyo del personal del herbario de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

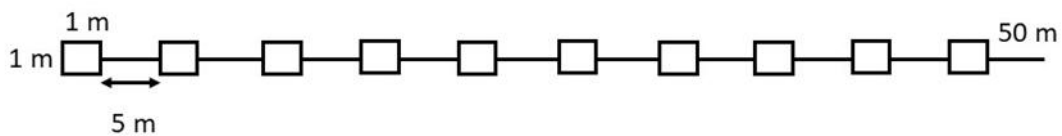


Figura 3. Ilustración gráfica de los transectos y parcelas en cada punto.

Se tomaron muestras de suelo en cada punto de muestreo para obtener, mediante el método del cilindro y el método gravimétrico, los valores de densidad aparente y contenido de humedad (Honorato, 2001; Ortiz y Ortiz, 1980); para ambos parámetros se realizó una prueba de normalidad Shapiro-Wilk con un nivel de confianza de 0.05. Al no obtener diferencias significativas, se procedió a realizar una prueba de homogeneidad de varianza mediante el método Levene en SPSS; la textura del suelo se determinó al tacto (Juárez *et al.*, 2006).

## Análisis de datos

El índice de valor de importancia de las especies se estimó mediante la composición florística, el cual es la sumatoria de los valores relativos de densidad, frecuencia y dominancia de cada una de ellas. Este índice evalúa la biodiversidad y la salud de la comunidad vegetal, ya que permite identificar las especies más abundantes y dominantes en un área determinada (Alanís *et al.*, 2020).

Índice de Valor de Importancia (IVI):

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

Dónde:

$AR_i$  = es la abundancia relativa de la especie  $i$  respecto a la abundancia total

$DR_i$  = es dominancia relativa de la especie  $i$  respecto a la dominancia total

$FR_i$  = es la frecuencia relativa de la especie  $i$  respecto a la frecuencia total

Para medir la similaridad florística entre los sitios seleccionados, con tres tiempos de abandono de actividades agrícolas y el pastizal de referencia (Llano La Soledad) se utilizó el índice de Sorensen. Este índice establece la correlación entre el número de especies compartidas y el total de especies descubiertas en ambos sitios (Villarreal *et al.*, 2006). Cabe señalar que no se realizaron transectos de vegetación para el llano La Soledad. Los datos de composición florística se tomaron de trabajos previos (Yen, 2006).

Índice de Sorensen ( $I$ ):

$$I = \frac{2c}{a + b}$$

Dónde:

$a$  = número total de especies en el sitio A

$b$  = número total de especies en el sitio B

$c$  = número de especies comunes en los sitios A y B

La diversidad de especies para cada sitio, con diferente tiempo de abandono agrícola, se evaluó utilizando el índice de Margalef; el cual indica la diversidad de una comunidad en función del número de individuos de diferentes especies presentes en una comunidad (Magurran, 1988).

Índice de Margalef ( $I$ ):

$$I = \frac{S - 1}{\ln N}$$



Dónde:

S= número de especies

ln=logaritmo natural

N= número total de individuos

## Resultados y discusión

El sitio San Roberto con 16 años de abandono registró la mayor cobertura vegetal (30.2%), seguido del sitio de 8 años de abandono (22.2%) y la menor cobertura se presentó para el sitio de El Tokio con 5 años de abandono en un 12%. Los dos primeros sitios mostraron una cobertura vegetal superior a la reportada para el Llano La Soledad el cual presenta un 20% (WHSRN, 2005), aunque, como puede observarse, en el sitio de 8 años de abandono (Cuadro 2), esta mayor cobertura se debe a la presencia de una especie invasora, catalogada como maleza (*Kochia scoparia* (L.) Schrad). A diferencia de éste, el sitio San Roberto, con 16 años de abandono, mostró una alta cobertura procedente de una especie nativa (*Muhlenbergia villiflora* Hitchc) (Cuadro 3).

Para el sitio El Tokio (5 años de abandono), se registraron 6 especies en total, de las cuales 5 coinciden con el área de referencia de pastizal conservado (Llano La Soledad). Las especies con mayor representación ecológica (Cuadro 1) fueron *Lepidium montanum* Nutt con un IVI de 54.9%, seguida por *Hoffmanssegia glauca* Eifert con un IVI de 29.33%, ambas consideradas parte del pastizal halófilo conservado y *Machaeranthera pinnatifida* Hook. Shinners con 6.6% que es considerada como maleza. La presencia de *L. montanum* y *H. glauca* con los mayores IVI, indican que el sitio se encuentra en un proceso de recuperación ecológica, al ser especies características de los pastizales de la región. En cuanto a la diversidad florística para este sitio, se obtuvo un índice de 0.86% (Cuadro 4); con lo que se indica una diversidad baja, de acuerdo a las categorías del índice empleado, lo que contrasta con la diversidad intermedia que se reporta en otros estudios para el pastizal nativo (Yen, 2006).

Cuadro 1. Valores de índice de importancia para el sitio El Tokio, 5 años de abandono.

ESPECIES	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	N/ha	Relativa	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	Relativa	Puntos	Relativa	
<i>Lepidium montanum</i>	2500	38.0	7600	61.3	32	65.4	54.9
<i>Hoffmanssegia glauca</i>	3400	51.7	2600	21.0	8	15.4	29.3
<i>Machaeranthera pinnatifida</i>	2600	4.0	1000	8.1	4	7.7	6.6
<i>Frankenia gypsophila</i>	3400	5.2	400	3.2	2	3.8	4.0
<i>Sarwellia mexicana</i>	600	0.9	600	4.8	3	5.8	3.8
<i>Peganum mexicanum</i>	200	0.3	200	1.6	1	1.9	1.4
<b>SUMA</b>	<b>6580</b>	<b>100</b>	<b>12400</b>	<b>100</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Para el sitio de San Roberto, con 8 años de abandono, se registraron un total de 9 especies, de las cuales 7 son comunes con el Llano La Soledad. La especie *K. scoparia* fue la de mayor representación ecológica con 56.3% (Cuadro 2), dicha especie está catalogada como maleza.

*M. villiflora* fue la especie nativa del pastizal con mayor representación ecológica 17.2% y *H. glauca*, la cual también es especie nativa, presentó un 7.0% (Cuadro 2). La diversidad florística para este sitio obtuvo un índice de 1.27% (Cuadro 4); con lo que se indica una diversidad baja.

Cuadro 2. Valores de índice de importancia en el sitio San Roberto, 8 años de abandono.

ESPECIES	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	N/ha <sup>-1</sup>	Relativa	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	Relativa	Puntos	Relativa	
<i>Kochia scoparia</i>	70800	66.2	11000	49.5	26	53.2	56.3
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	21200	19.8	5200	23.4	4	8.5	17.2
<i>Hoffmanssegia glauca</i>	5200	4.9	1200	5.4	6	10.6	7.0
<i>Thymophylla aurea</i>	1800	1.7	2000	9.0	5	8.5	6.4
<i>Tiquilia canescens</i>	5200	4.9	400	1.8	2	4.3	3.6
<i>Nerisyrenia mexicana</i>	400	0.4	1200	5.4	2	4.3	3.3
<i>Machaeranthera pinnatifida</i>	1600	1.5	400	1.8	2	4.3	2.5
<i>Scleropogon brevifolius</i>	400	0.4	400	1.8	2	4.3	2.3
<i>Lepidium montanum</i>	400	0.4	400	1.8	1	2.1	1.4
<b>SUMA</b>	<b>107000</b>	<b>100</b>	<b>22200</b>	<b>100</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

El sitio San Roberto con 16 años de abandono, pese a ser el que presentó una mayor cobertura vegetal (30.2%), mostró una menor diversidad florística con un índice de 0.45%, lo cual indica una diversidad baja, con respecto a las categorías del índice empleado. En este sitio, se registraron solamente tres especies, 2 de las cuales se encuentran presentes también en el área de referencia. Las especies que tuvieron mayor representación ecológica fueron *M. villiflora* con un IVI de 47.3%, seguida de *Atriplex acanthocarpa* (Torr.) S. Watson con un 33.4% (Cuadro 3); la primera es una especie representativa del pastizal nativo y es la que reportan con la mayor cobertura en el Llano La Soledad (Yen, 2006).

Cuadro 3. Valores de índice de importancia en el sitio San Roberto, 16 años de abandono

ESPECIES	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	N/ha <sup>-1</sup>	Relativa	m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>	Relativa	Puntos	Relativa	
<i>Muhlenbergia villiflora</i>	63100	88.9	8771.9	0.8	25	52.1	47.3
<i>Atriplex acanthocarpa</i>	1200	1.7	1000000	96.5	1	2.1	33.4
<i>Hoffmanssegia glauca</i>	6700	9.4	27777.8	2.7	22	45.8	19.3
<b>SUMA</b>	<b>71000</b>	<b>100</b>	<b>1036549.7</b>	<b>100</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Los resultados obtenidos muestran que no hay un aumento en la diversidad florística, consistente con el aumento en el tiempo de abandono agrícola; esto puede deberse al uso pecuario que actualmente los pobladores dan a estos sitios. Cabe señalar que el tiempo de abandono agrícola, sí muestra un efecto positivo en cuanto a la cobertura vegetal, siendo esta mayor cuanto mayor es el tiempo de abandono agrícola. Lo anterior coincide parcialmente con lo reportado por Karlin *et al.* (2020) quienes sugieren que la cobertura vegetal total no

se ve impactada negativamente por la intensidad pecuaria, sin embargo. sí observan un impacto negativo en cuanto a la diversidad de especies vegetales.

En el sitio con 16 años de abandono agrícola se evidencia una mayor actividad pecuaria en relación a los otros sitios, debido a su cercanía con aguajes. Lo anterior puede explicar la menor diversidad de especies encontrada para dicho sitio. En el presente estudio no se realizó exclusión de ganado, sin embargo, los resultados obtenidos coinciden con investigaciones en las que sí se ha realizado esta práctica, donde se concluye que la actividad ganadera repercute en una menor diversidad y riqueza de especies, en comparación con sitios en los que se ha practicado la exclusión (Ledezma *et al.*, 2022), lo que también favorece el restablecimiento de la vegetación existente previa a dicha actividad (Brazeiro *et al.*, 2018).

El índice de Sorensen determinó que el sitio con mayor similitud al área de referencia Llano La Soledad, es San Roberto con 8 años de abandono (31.11%,) seguido por el sitio con 5 años de abandono con un 23.8% y el sitio con menor similitud fue el de 16 años de abandono, con 10.26% (Cuadro 4). Con lo anterior se infiere que, para una recuperación de la vegetación, es importante considerar la exclusión en dichos sitios y no sólo el desuso agrícola. Los resultados del presente trabajo, al ser en sitios sin exclusión, no reflejan lo que Ramírez y Rangel (2019) reportan al indicar que, a medida que incrementó el tiempo tras la eliminación del factor de disturbio (exclusión del pastoreo) se mostró mayor presencia de especies comunes con un área de referencia.

Con respecto a las variables de suelo evaluadas, la densidad aparente fue igual para los tres sitios: el Tokio 5 años, San Roberto 8 años y San Roberto 16 años ( $p=0.758$ ,  $p=0.172$  y  $p=0.360$ , respectivamente) (Cuadro 4). Los tres sitios muestran densidades promedio mayores a lo reportado por Mendoza (2014) para el área de referencia (0.92); lo cual parecería explicarse por la intensidad del pastoreo observado para cada sitio de estudio (el Tokio 5 años intensidad baja, San Roberto 8 años intensidad media y San Roberto 16 años intensidad alta).

El contenido de humedad del suelo fue evaluado antes del periodo de lluvia y fue similar en los tres sitios: el Tokio 5 años, San Roberto 8 años y San Roberto 16 años ( $p=0.108$ ,  $p=0.141$  y  $p=0.210$ , respectivamente) (Cuadro 4). La textura del suelo para cada sitio se muestra en el Cuadro 4, donde se aprecian suelos con la misma textura en los sitios de 5 y 8 años con textura franco limosa fina (CLf); mientras que, para el sitio con 16 años de abandono se determinó una textura franco arcillo limosa (CRL).

Cuadro 4. Resultados de las variables de suelo evaluadas, número de especies vegetales, índice de similitud y diversidad.

Sitio	DA	CH	TDS	TEC	ECAR	IS	IM
Tokio 5 años	1.02	4.48	CLf	6	5	23.81%	0.86%
San Roberto 8 años	1.06	4.79	CLf	9	7	31.11%	1.27%
San Roberto 16 años	1.21	8.31	CRL	3	2	10.26%	0.45%

DA= Densidad aparente, CH= Contenido de humedad, TDS= Textura del suelo (CLf: Franco limosa fina; CRL: Franco arcillo limosa), TEC= Total de especies encontradas, ECAR= Especies comunes con el área de referencia, IS= Índice de Sorensen e IM= Índice de Margalef

## **Conclusión**

Con el presente estudio se evidenció que la cobertura vegetal aumenta conforme lo hace el tiempo de abandono de áreas agrícolas. Así mismo, se presentan diferencias en composición vegetal que evidencian una recuperación potencial hacia la vegetación nativa, aunque aún no total, debido, al menos parcialmente, al pastoreo en los sitios evaluados.

La fuente catalogada como principal causante de disturbio: la actividad agrícola, lo es tan solo de manera parcial, ya que el efecto que el pastoreo juega en la recuperación de las áreas abandonadas, limita la recuperación de éstas hacia las condiciones previas. Por lo anterior se sugiere que, para una mayor, o más rápida, restauración de estas áreas, se deben realizar otras medidas que propicien el establecimiento de especies, como la exclusión de las áreas o la revegetación, mediante siembras, de las especies propias del ecosistema.

## Bibliografía

- Alanís, E., Mora, A. & Marroquín, J. S. (2020). Muestreo ecológico de la vegetación. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, NL, México.
- Arriaga, L., Espinoza, J. M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L. & Loa, E. (coordinadores). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. Recuperado el 12 de febrero de 2023, de [http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp\\_080.pdf](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/rtp_080.pdf)
- Brazeiro, P. A., Brussa Lafarge, P. N. & Toranza, C. (2018). Efectos del ganado en la dinámica del ecotono bosque-pastizal en paisajes serranos de Uruguay. *Ecosistemas*, 2018, 27 (3), 14-23.
- Calva, K. & Pavón, N. P. (2018). La restauración ecológica en México: una disciplina emergente en un país deteriorado. *Madera Y Bosques*, 24(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2411135>
- Ceccon, E., Barrera, J. I., Aronson, J. & Martínez, C. (2015). The socioecological complexity of ecological restoration in Mexico. *Restoration Ecology*, 23(4), 331-336. Obtenido de [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/rec.12228?casa\\_token=V-iEp0Sf1bEAAAAA:df2Mqf0OFGClTJkkLZJynJGFjVxOxcWggtt1SG69eFBp\\_kmTdCZrli4QrMKOeU2gkDzkf8jaTwmi6sU4yEQ](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/rec.12228?casa_token=V-iEp0Sf1bEAAAAA:df2Mqf0OFGClTJkkLZJynJGFjVxOxcWggtt1SG69eFBp_kmTdCZrli4QrMKOeU2gkDzkf8jaTwmi6sU4yEQ)
- Colmena, G., Colomina, D., Peitadeo, C. & Rodríguez, G. (2021). Manual de restauración forestal, WWF España. Madrid, España: WWF España. Obtenido de [https://wwfes.awsassets.panda.org/downloads/manual\\_restauracion\\_2021\\_caixabank\\_montemadrid.pdf](https://wwfes.awsassets.panda.org/downloads/manual_restauracion_2021_caixabank_montemadrid.pdf)
- CONABIO (27 de 01 de 2022). Pastizales Biodiversidad Mexicana. Biodiversidad Mexicana. Recuperado el 24 de marzo de 2023, <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/pastizales>
- De la O, J., Maldonado, B. & Martínez Garza, Cristina. (2018). Efecto de la perturbación en la comunidad de herbáceas nativas y ruderales de una selva estacional mexicana. *Botanical Sciences*, 90(4), 469-480. Recuperado en 28 de febrero de 2023, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2007-42982012000400007&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-42982012000400007&lng=es&tlng=es)
- Del Coro, A. M. & Marqués, V. L. (30 de agosto de 2004). Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves. Recuperado el 13 de febrero de 2023, de CONABIO & Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza: <http://conabioweb.conabio.gob.mx/aicas/doctos/aicas.html>

- Diario Oficial de la Federación (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, o cambio-Lista de especies en riesgo. Distrito Federal: DOF. Recuperado el 13 de febrero de 2023, de <http://www.iaceaturtle.org/docs/marco/mexico/Mexico%20%20NORMA%20Oficial%20Mexicana%20NOM-059-SEMARNAT-2010.pdf>
- Dinerstein, E., Olson, D., Douglas, J., Webster, A., Primm, S., Bookbimer, M. & Ledec, G. (1995). A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. The World Bank. doi: <https://doi.org/10.1596/0-8213-3295-3>
- Estrada, E., Scott, L., Villarreal, J. A., Jurado, E., Cotera, M., Cantú, C. & García, J. (2010). Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus*): diversidad y endemismo de especies. Revista mexicana de biodiversidad, 81(2): 401-416. Obtenido de [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-34532010000200014](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532010000200014)
- García, E. & Martínez, R. (2018). Restauración pasiva después del abandono agrícola: una estrategia para el restablecimiento de la vegetación en áreas degradadas. Revista de Ecología Aplicada, 45-52. Obtenido de <http://www.lamolina.edu.pe/ecolapl/>
- García, E. (2004). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática del Köppen. Distrito Federal, Distrito Federal, México: Instituto de Geografía Universidad Autónoma de México. Obtenido de <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/83>
- Garduño (2021). Deforestación en México: tendencias, causas y consecuencias. Revista Mexicana de Ciencias Forestales.12 (1) 67-90.
- González, M., Foroughbakhch, R., Rocha, L., Guzmán, M. A. & González, H. (2017). Composición florística y caracterización estructural del matorral desértico micrófilo en Galeana, Nuevo León. Revista mexicana de ciencias forestales, 8(39), 83-98. Obtenido de [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-11322017000100083&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-11322017000100083&script=sci_arttext)
- Guerra, F., García, A., Martínez, M. Á. & López, J. (2021). Resiliencia ecológica del bosque tropical seco: recuperación de su estructura, composición y diversidad en Tehuantepec, Oaxaca. Revista mexicana de biodiversidad, 92. Obtenido de [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-34532021000100320](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532021000100320)
- Guzmán, J. C., Hoth, J., Berlanga, H. (2012). Plan maestro de la alianza regional para la conservación de los pastizales del Desierto Chihuahuense. In Comisión para la Cooperación

Ambiental.[https://birdconservancy.org/wpcontent/uploads/2016/10/Master\\_Plan\\_Chihuahua\\_jan2012.pdf](https://birdconservancy.org/wpcontent/uploads/2016/10/Master_Plan_Chihuahua_jan2012.pdf)

- Haas, M. A., González, N. A., De Jong, B. H., Ochoa, S. & Aryal, D. R. (2019). Rebrote arbóreo en la regeneración del bosque tropical de Calakmul, Campeche, México. *Revista De Biología Tropical*. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i1.33092>
- Hernández, M. Á., Valdés, J., Villareal, J. Á. & Hernández, L. I. (2012). Análisis Multitemporal del Cambio de Uso de Suelo y Vegetación en las Áreas Naturales Protegidas con Perrito Llanero Mexicano (*Cynomys mexicanus* Merriam) en el Estado de Nuevo León, México. *Comité Editorial*, 9(2), 63. <https://revista.uaaan.edu.mx/wp-content/uploads/2021/09/2012-2.pdf#page=25>
- Honorato, R. (2001). *Manual de edafología*. México, México: ALFAOMEGA GRUPO EDITOR.
- INEGI (1986). *Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León*. Distrito Federal, México: INEGI.[https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825220747/702825220747\\_1.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825220747/702825220747_1.pdf)
- INEGI (2001). INEGI. Recuperado el 13 de febrero de 2023, de Conjunto de datos vectoriales Fisiográficos. Continuo Nacional serie I. Provincias fisiográficas 1: 1 000 000: [https://www.google.com/search?q=inegi&source=hp&ei=ccXtY9q3NoupqtsP16yFoAU&iflsig=AK50M\\_UAAAAAY3TgYHC9512QifAF5y2r1MG3V03Bwnj&ved=0ahUKEwiatJTQrZn9AhWLIgoFHVdWAVQQ4dUDCAg&uact=5&oq=inegi&gs\\_lcp=Cgnd3Mtd2l6EAMyCwgAEIAEELEDEIMBMgQIABBDMgsIABCABBCxAXCDATIF](https://www.google.com/search?q=inegi&source=hp&ei=ccXtY9q3NoupqtsP16yFoAU&iflsig=AK50M_UAAAAAY3TgYHC9512QifAF5y2r1MG3V03Bwnj&ved=0ahUKEwiatJTQrZn9AhWLIgoFHVdWAVQQ4dUDCAg&uact=5&oq=inegi&gs_lcp=Cgnd3Mtd2l6EAMyCwgAEIAEELEDEIMBMgQIABBDMgsIABCABBCxAXCDATIF)
- INEGI (2006). *Guía para la interpretación de cartografía: Edafología*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Distrito Federal, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. [https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825231736/702825231736\\_1.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/1329/702825231736/702825231736_1.pdf)
- INEGI (2008). Recuperado el 13 de febrero de 2023, Conjunto de datos vectoriales Carta Climática de México 1: 100 000: <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/#Descargas>
- Juárez, M., Sánchez, J. & Sánchez, A. (2006). *Química del suelo y medio ambiente*. Alicante, España: Textos docentes. Publicaciones Universidad de Alicante.
- Karlin, M. S., Cora, A., Salazar, J. & Arnulphi, S. (2020). Dinámica a mediano plazo de la revegetación natural de comunidades forestales del centro de Córdoba (Argentina). *Agriscientia*, 37(1), 1–13. <https://doi.org/10.31047/1668.298x.v37.n1.28068>
- Köbel, M., Listopad, C. M., Príncipe, A., Nunes, A. & Branquinho, C. (2021). Temporary grazing exclusion as a passive restoration strategy in a dryland woodland: Effects

over time on tree regeneration and on the shrub community. *Forest Ecology and Management*, 483, 118732. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118732>

- Koleff, P., Tambutti, M., March, I. J., Esquivel, R., Cantú, C. & Lira, A. (2009). Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México. *Capital natural de México*, 2, 651-718. [https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/42820926/Identificacin\\_de\\_prioridades\\_y\\_analisis\\_d20160218-7407-1q5f8js-libre.pdf?1455849238=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DIdentificacion\\_de\\_prioridades\\_y\\_analisis.pdf&Expires=1686991159&Signature=GyNO0CkLcK8zmD5ju5OZZ0~dT4ewF6~E~zbAzXYvKMU3Cejxr154Nnp86F1VQKxU67BzJAcMNwtk1UZ3wOdxwZoKg lh-6oSUjMBbJl~lgPnoAkOP6GrQNOWgyqFreBa7bKj~Sprifw65tDYqXqfcXFvCT N6RFYJD-xfbPhWzm7BMk3plXu-7YnQmUi6ObeMtqBvJWQIjpuKtZN4wng0l94BLc4YAIC-abILqAB6BPH8htrf8gV4HE00M7vtlscrtTuFZ1Duf~6lvEZfOJVpzm7zUhyR4j8 Gjwzrs437r-vgWsnulU7UX6rhG7NppksoFfaASxE0CBZ6Lg-3HbXg\\_\\_&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA](https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/42820926/Identificacin_de_prioridades_y_analisis_d20160218-7407-1q5f8js-libre.pdf?1455849238=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DIdentificacion_de_prioridades_y_analisis.pdf&Expires=1686991159&Signature=GyNO0CkLcK8zmD5ju5OZZ0~dT4ewF6~E~zbAzXYvKMU3Cejxr154Nnp86F1VQKxU67BzJAcMNwtk1UZ3wOdxwZoKg lh-6oSUjMBbJl~lgPnoAkOP6GrQNOWgyqFreBa7bKj~Sprifw65tDYqXqfcXFvCT N6RFYJD-xfbPhWzm7BMk3plXu-7YnQmUi6ObeMtqBvJWQIjpuKtZN4wng0l94BLc4YAIC-abILqAB6BPH8htrf8gV4HE00M7vtlscrtTuFZ1Duf~6lvEZfOJVpzm7zUhyR4j8 Gjwzrs437r-vgWsnulU7UX6rhG7NppksoFfaASxE0CBZ6Lg-3HbXg__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA)
- Leal, N. A., Alanís, E., Mata, J. M., Treviño, E. J. & Yerena, J. I. (2018). Estructura y diversidad de especies leñosas del matorral espinoso tamaulipeco regenerado postganadería en el noreste de México. *Polibotánica*, 0(45). <https://doi.org/10.18387/polibotanica.45.6>
- Lezama, K., García, W. & Meza, M. C. (2022). Forest degradation by grazing: a case study in the northern Colombian amazon. *Investigación Agraria*, 24(2), 95-105. doi: <https://doi.org/10.18004/investig.agrar.2022.diciembre.2402675>
- López, L. N., Durán, R. & Duputy, J. M. (2019). Recuperación de la estructura, diversidad y composición en una selva mediana subperennifolia en Yucatán, México. *Madera Y Bosques*, 25(1). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511587>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. In Springer eBooks. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Méndez, C., Alanís, E., Jiménez, J., Aguirre, Ó. A. & Treviño, E. J. (2014). Análisis de la regeneración postincendio en un bosque de pino-encino de la Sierra de Guerrero, México. *Ciencia UANL*, 17(69), 63-70. <http://eprints.uanl.mx/6930/1/Art.-de-la-Sierra-Guerrero-a-colorts.pdf>
- Mendoza, A. D. (2014). Tesis Costras biológicas del suelo en ecosistemas semiáridos: composición, rendimiento fisiológico y efecto en la germinación de plantas. Linares: Universidad Autónoma de Nuevo León. Recuperado el 06 de junio de 2023, de



<https://cd.dgb.uanl.mx/bitstream/handle/201504211/16695/21261.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Mola, I., Sopeña, A. & De Torre, R. (2018). Guía práctica de restauración ecológica. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. [https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/sites/default/files/guia\\_practica\\_re\\_0.pdf](https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/sites/default/files/guia_practica_re_0.pdf)
- Narváez, I., Ortiz, R. A. & López, E. (2021). Regeneración pasiva de morichales (*Mauritia flexuosa* Lf) en los llanos orientales de Colombia. *Ecosistemas*, 30(1), 2230-2230. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2230>
- Ortíz Villanueva, B. & Ortiz Solorio, A. (1980). Edafología, Universidad Autónoma Chapingo 3a. ed. Texcoco, Estado de México, México: UACH.
- Periódico Oficial del Estado de Nuevo León (02 de abril de 2003). TOMO CXL (43), págs. 1-72. Recuperado el 12 de febrero de 2023, de [https://www.nl.gob.mx/sites/default/files/plan\\_de\\_manejo\\_perritos\\_02\\_de\\_abril\\_de\\_2003.pdf](https://www.nl.gob.mx/sites/default/files/plan_de_manejo_perritos_02_de_abril_de_2003.pdf)
- Ramírez, G. & Rangel Ch, J. O. (2019). Sucesión vegetal en áreas de minería a cielo abierto en el bosque pluvial tropical del departamento del Chocó, Colombia. *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*, 43(169), 673–688. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.896>
- Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente, J., Halffter, G., González, R., March, I., Mohar, A., Anta S., de la Maza, J., Pisanty, I., Urquiza, T., Ruiz, S. P. & García, G. (2017). Capital natural de México. Síntesis: evaluación del conocimiento y tendencias de cambio, perspectivas de sustentabilidad, capacidades humanas e institucionales (Vol. II). Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. [http://www2.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/Sintesis\\_CN\\_Mex\\_2017.pdf](http://www2.biodiversidad.gob.mx/pais/pdf/CapNatMex/Sintesis_CN_Mex_2017.pdf)
- Sarukhán, J., Soberón, J., Halffter, G. & Llorente, J. (2008). Capital natural de México volumen I. Conocimiento actual de la biodiversidad (Vol. I). Distrito Federal, México. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium-bin/detalle.pl?Id=20230327005019>
- SEMARNAT. (2016). Informe de la situación del medio ambiente en México 2015. Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales. SEMARNAT. Recuperado el 6 de Febrero de 2023, de [https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15\\_completo.pdf](https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf)
- SER Society for Ecological Restoration. (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Tucson, Estados Unidos de América.

[https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER\\_Primer/ser-primer-spanish.pdf](https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-spanish.pdf)

- SIATL (2013). Recuperado el 15 de febrero de 2023, de Simulador de Flujo de Agua de Cuencas Hidrográficas: [https://antares.inegi.org.mx/analisis/red\\_hidro/siatl/](https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/)
- SMN (23 de diciembre de 2018). Sistema Meteorológico Nacional. Recuperado el 22 de marzo de 2023, de <https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=nl>
- Torchelsen, F., Cadenazzi, M. & Overbeck, G. (2019). ¿Do subtropical grasslands recover spontaneously after afforestation? *Journal of Plant Ecology*, 12(2), 228-234. doi: <https://www.jpe.ac.cn/EN/Y2019/V12/I2/228>
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F. & Umaña, A. M. (2006). Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia, 236p.<http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/31419/63.pdf?sequen>
- WHSRN (octubre de 2005). Designación de Sitio en Categoría de Importancia Internacional para la conservación de aves playeras de la Western Hemisphere Shorebird Reserve. Recuperado el 14 de febrero de 2023, de WHSRN: [https://whsrn.org/es/whsrn\\_sites/llano-de-la-soledad/](https://whsrn.org/es/whsrn_sites/llano-de-la-soledad/)
- Yen, M. (2006). Cambios en Cobertura y Composición Florística del Pastizal Halófilo en el Estado De Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, Nuevo León, México. 55 p.
- Yerena, J. I. Y., Pérez, J. J., Rodríguez, E., A., Aguirre, C., González, T. & Treviño, G. (2014). Dinámica de la captura de carbono en pastizales abandonados del noreste de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 17(1), 113-121. Obtenido de <https://www.redalyc.org/pdf/939/93930735009.pdf>
- Zaragoza, E. P., Cotera, M., Scott, L. M., Pando, M., Estrada, A. E. & González, H. (2022). Salud del ecosistema de pastizal y biomasa en áreas naturales protegidas para el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en Nuevo León, México. *Acta Universitaria*, 32. doi: <https://doi.org/10.15174/au.2022.3495>

## Anexos

Anexo 1. Ubicación de los puntos de muestreo en los sitios de estudio.

Puntos de muestreo	Área	Tiempo sin uso agrícola (años)	Coordenadas UTM	
1	El Tokio	5	373140.4	2731048.30
2	El Tokio	5	373202.1	2731738.20
3	El Tokio	5	372992.1	2731750.40
4	El Tokio	5	372984.9	2731745.90
5	El Tokio	5	373208.4	2731742.20
6	San Roberto	8	368249.1	2735777.10
7	San Roberto	8	368272.0	2736075.00
8	San Roberto	8	367907.0	2735752.00
9	San Roberto	8	367952.0	2735958.00
10	San Roberto	8	368264.0	2735675.00
11	San Roberto	16	368099.0	2735072.00
12	San Roberto	16	368685.0	2734757.00
13	San Roberto	16	368417.0	2735107.00
14	San Roberto	16	367949.0	2735158.00
15	San Roberto	16	368260.0	2734848.00

Anexo 2. Familias y especies encontradas en los sitios de estudio.

### **Acanthaceae**

*Machaeranthera pinnatifida*

### **Asteraceae**

*Sarwellia mexicana* A. Gray

### **Boraginaceae**

*Tiquilia canescens* (A. DC.) A.T. Richardson

### **Brassicaceae**

*Lepidium montanum*

*Nerisyrenia mexicana* (J.D. Bacon) B.L. Turner

### **Chenopodiaceae**

*Atriplex acanthocarpa*

*Kochia Scoparia*

### **Compositae**

*Thymophylla aurea* A. Gray

### **Frankeniaceae**

*Frankenia gypsophila* I.M. Johnst.

### **Leguminosae**

*Hoffmanssegia glauca*

### **Poaceae**

*Muhlenbergia villiflora*

*Scleropogon brevifolius*

**Zygophyllaceae**

*Peganum mexicanum* A. Gray

---

Anexo 3. Especies comunes con el área de referencia Llano La Soledad

---

<b>Especies Llano La Soledad (Tomado de Yen, 2006)</b>	<b>Especies Tokio (5 años de abandono)</b>	<b>Especies San Roberto (8 años de abandono)</b>	<b>Especies San Roberto (16 años)</b>
<i>Aristida termipes</i>	<i>Hoffmanssegia glauca</i>	<i>Hoffmanssegia glauca</i>	<i>Hoffmanssegia glauca</i>
<i>Asphodelus fistulosus</i>	<i>Lepidium montanum</i>	<i>Lepidium montanum</i>	<i>Muhlenbergia villiflora</i>
<i>Astragalus nutallianus</i>	<i>Machaeranthera pinnatifida</i>	<i>Machaeranthera pinnatifida</i>	
<i>Buddleja scordioides</i>	<i>Peganum mexicanum</i>	<i>Muhlenbergia villiflora</i>	
<i>Calylophus hartwegii</i>	<i>Sarwellia mexicana</i>	<i>Scleropogon brevifolius</i>	
<i>Cryptantha mexicana</i>		<i>Thymophylla aurea</i>	
<i>Dalea gypsophila</i>		<i>Tiquilia canescens</i>	
<i>Dalea radicans</i>			
<i>Dasyochloa pulchella</i>			
<i>Enneapogon desvauxii</i>			
<i>Erioneuron nealleyi</i>			
<i>Euphorbia stictospora</i>			
<i>Gaura calcicola</i>			
<i>Gaura coccinea</i>			
<i>Glandularia bipinnatifida</i>			
<i>Hoffmannseggia glauca</i>			
<i>Hoffmannseggia watsoni</i>			
<i>Iva dealbata</i>			
<i>Lepidium montanum</i>			
<i>Machaeranthera crutchfieldii</i>			
<i>Machaeranthera gypsophila</i>			
<i>Machaeranthera pinnatifida</i>			
<i>Muhlenbergia villiflora</i>			

*Nerisyrenia gracilis*  
*Oenothera*  
*brachycarpa*  
*Parthenium*  
*confertum*  
*Peganum mexicanum*  
*Psora crenata*  
*Sartwellia mexicana*  
*Scleropogon*  
*brevifolius*  
*Spaheralcea*  
*hastatula*  
*Thymophylla aurea*  
*Tiquilia canescens*  
*Verbesina nana*  
*Xanthoparmelia*  
*chlorochloa*  
*Zinnia anomala*

---