



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA

ESPECIES ARBUSTIVAS TOLERANTES AL CAMBIO
CLIMÁTICO, PARA SER PROPUESTAS EN PROYECTOS DE
RESTAURACIÓN DEL MATORRAL XERÓFILO EN EL ESTADO DE
HIDALGO

TESIS

PARA OBTENER EL TÍTULO DE DOCTORA EN CIENCIAS EN
BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN

PRESENTA

SANDRA MILENA GELVIZ GELVEZ

DIRECTOR: DR. NUMA P. PAVÓN

PACHUCA DE SOTO, HIDALGO

ABRIL, 2013



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
Área Académica de Biología
Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación



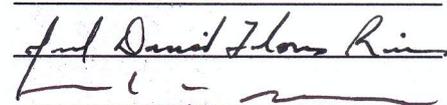
M. EN A. JULIO CESAR LEINES MEDÉCIGO
DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
P R E S E N T E

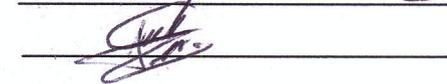
Por este conducto le comunico que, después de revisar el trabajo titulado **“ESPECIES ARBUSTIVAS TOLERANTES AL CAMBIO CLIMÁTICO, PARA SER PROPUESTAS EN PROYECTOS DE RESTAURACIÓN DEL MATORRAL XERÓFILO EN EL ESTADO DE HIDALGO”** que presenta la alumna del Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, **Biól. Sandra Milena Gelviz Gelvez**, el Comité Revisor de tesis ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor.

PRESIDENTE: Dr. Arturo Sánchez González
SECRETARIO: Dr. Joel Flores Rivas
VOCAL: Dr. Numa Pompilio Pavón Hernández
SUPLENTE: Dr. Gerardo Sánchez Rojas

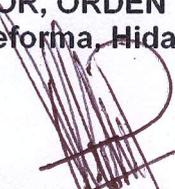






Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

A T E N T A M E N T E
"AMOR, ORDEN Y PROGRESO"
Mineral de la Reforma, Hidalgo, a 16 de Abril del 2013



DR. ORLANDO ÁVILA POZOS
Director I.C.B.I.



DEDICATORIA

A mi mamá Ernestina Gelvez de Gelvez porque gracias a ella estoy cumpliendo una meta más en mi vida, ya que has sido y seguirás siendo mi fuente de inspiración, gracias por sembrar en mi vida tantos valores los cuales me permitieron llegar hasta donde ahora he llegado.

A mi hija Adriana Carolina por llegar y darle un giro a mi vida por alegrar cada día e iluminar mi camino, gracias por acompañarme en esta etapa.

A Felipe por su amor, amistad y apoyo en cada momento gracias porque me ayudaste a crecer tanto personal como intelectualmente, te amo.

A mis hermanos Leidy, María, Luis, Polito y a mis sobrinos gracias por apoyar todas mis decisiones y confiar en mí de manera incondicional.

A mi tía Socorrito por estar con nosotros en todo momento.

A la familia Barragán-Torres en especial a la Sra. Margarita T (Q.E.P.D) y al Sr. Agustín B, gracias por abrirme las puertas de su casa, por permitirme ser parte de su familia y compartir con ustedes esta etapa, los quiero mucho.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Numa P. Pavón por su apoyo en la realización de la tesis, por la confianza depositada en mí.

Al Dr. Joel D. Flores por sus aportes para enriquecer mi trabajo, por formar parte de mi comité tutorial y sobre todo por su buena disposición.

Al Dr. Gerardo Sánchez quien también fue integrante del comité tutorial, por sus comentarios y sugerencias para mejorar este trabajo.

Al Dr. Arturo Sánchez por el tiempo y dedicación que permitieron enriquecer este trabajo.

A la Dra. Claudia Ballesteros de la Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Iztapalapa por su asesoría en la elaboración de los modelos de nicho ecológico y por sus comentarios y sugerencias durante los 2 años que estuvo en mi comité tutorial. Gracias por tu amistad.

A la Dra. Claudia Moreno por todo su apoyo desde mi llegada a México, y sobre todo por su amistad.

A la Dra. Maritza López Herrera por permitirme usar su equipo de laboratorio y por el espacio para mis ensayos.

Al Dr. Enrique Cruz del Área Académica de Ciencias de la Tierra y Materiales de la UAEH por instruirme en las técnicas de análisis de suelos y por permitirme realizar los análisis en el laboratorio de suelos.

A todos los profesores del Centro de Investigaciones Biológicas de la UAEH en especial Claudia M., Julián B, Claudia H, y Tere P con quien tuve la oportunidad de convivir mas allá del ámbito académico.

A los curadores del Herbario de la Universidad Autónoma de México (MEXU): M. en C. Blanca Verónica Juárez, M. en C. Rafael Torres Colín, Biol. Gilda Ortiz Calderón, Biol. María del Rosario García y al Dr. Gerardo Salazar del Herbario Nacional por su ayuda en la determinación taxonómica.

Al M. en C. Miguel A. Villavicencio y al M. en C. Manuel Gonzales del Centro de Investigaciones Biológicas de la UAEH por su ayuda en la identificación taxonómica.

Al M. en C. Mario Segura por su apoyo en el procesamiento de las semillas.

Al Dr. Andres Etter de la Pontificia Universidad Javeriana de Colombia, a la Dra. Claudia Ballesteros Barrera de la Universidad Autónoma Metropolitana sede Iztapalapa, México y al Dr. Horacio Paz del Centro de Investigaciones en Ecosistemas de la Universidad Nacional Autónoma de México (CIECO - UNAM), México por su apoyo en las diferentes estancias de investigación que hice durante mi doctorado.

A mis colegas que me ayudaron en campo: Felipe Barragán, Pilar Sainos, Ernesto Lezama, Cristian Cornejo, Cristian Omar, Pablo Cruz, Sergio D. Hernández y Numa Pavón.

En especial agradezco a mis amigos: Felipe B, Pilar, Ernesto, Claudia M, Cristian C, Cristian A, Carmen, Ana Paola, Ilse, Jaime, Rodrigo, Samanta, Judit, Pilar C, Omar, Nallely, Isabel B y Javier B (Q.E.P.D) por su cariño y apoyo en todo momento, por aquellos días vividos, gracias por su amistad.

También agradezco el apoyo brindado por el proyecto “Efecto del cambio climático sobre la distribución de la biodiversidad en el estado de Hidalgo México” Fondos Mixtos del CONACYT-FOMIX (Clave 98122). Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para realizar mis estudios de doctorado (becario No 225685). Al programa Pablo Neruda por la beca otorgada para realizar una estancia de investigación en la Pontificia Universidad Javeriana-Colombia y al programa de becas SANTANDER por su apoyo en la realización mí estancia en la Universidad Autónoma Metropolitana, unidad Iztapalapa-México.

TABLA DE CONTENIDO

Introducción General	1
1. Antecedentes Generales	6
1.1 Restauración Ecológica	6
1.2 Modelado en Restauración Ecológica	10
1.3 Modelos de Aplicación en Restauración Ecológica	10
1.4 Cambio Climático	12
1.5 Modelos de Nicho	14
1.6 Algoritmos para Modelar la Distribución Potencial	14
1.6.1 MaxEnt	15
1.7 Germinación	15
1.8 Estrés hídrico	16
2. Planteamiento del Problema	17
3. Objetivo general	20
4. Referencias	20
Capítulo I	
Diversidad de especies arbustivas en una zona semiárida del Centro de México	
1. Highlights	28
2. Resumen	29
3. Abstract	29
4. Introducción	30
5. Materiales y métodos	32
6. Resultados y discusión	36
7. Conclusiones	44
8. Agradecimientos	45
9. Referencias	45

Capítulo II

Shrubs selection for semiarid scrub restoration in central Mexico: climatic change implications

1. Abstract	50
2. Introduction	51
3. Materials and methods	53
4. Results	57
5. Discussion	60
6. Implications for practice	64
7. References	65

Capítulo III

Impacto del estrés hídrico en la germinación de arbustos para ser potencialmente usados en proyectos de restauración de matorrales xerófilos en el centro de México

1. Resumen	70
2. Introducción	71
3. Materiales y métodos	74
4. Resultados	76
5. Discusión	78
6. Referencias	81

Discusión general

1. Referencias	89
----------------	----

INTRODUCCIÓN GENERAL

Diversas estrategias se han desarrollado, con la finalidad de controlar, mitigar o revertir los efectos de la degradación en los ecosistemas, principalmente por causas antrópicas. Entre ellas se distinguen la restauración, la rehabilitación, el saneamiento, el reemplazo y el recubrimiento vegetal (Meffe & Carroll, 1994; Martínez, 1996). Desde el punto de vista de la ecología aplicada y de la conservación de la biodiversidad, es necesario considerar el restablecimiento artificial, total o parcial de la estructura y función de ecosistemas deteriorados. Lo anterior se logra por medio de la inducción de transformaciones ambientales en apoyo y en la dirección de las tendencias generales de la sucesión, lo que implica el manejo de factores físicos y bióticos, ya que los ecosistemas no se hallan en estados estáticos de equilibrio, sino en flujo con etapas sucesivas, unas de cambios drásticos y otras de cambios paulatinos (Pickett & White, 1985; Pickett *et al.*, 1987; Walker, 2005).

Aunque se han propuesto una serie de conceptos fundamentales de la restauración ecológica y que por definición implican como meta un modelo de ecosistema original no alterado, no siempre se conduce exactamente así (Brown & Lugo, 1994). Los objetivos pueden ser varios, como: la rehabilitación de una función del ecosistema (*i.e.* ciclado de nutrientes), la recuperación de un servicio ambiental, el rescate de un elemento biológico o cultural, o la restauración. Este último implica la actividad humana, tendiente a restablecer la complejidad estructural y funcional propia de las comunidades tardiseriales que permitirán alcanzar la homeostasis del sistema (Brown & Lugo, 1994).

En general, se distinguen dos tipos de restauración, la activa y la pasiva (McIver & Starr, 2001; Morrison & Lindell, 2011; Pike, 2011). La restauración pasiva es la regeneración de un ecosistema por sí mismo cuando se suprimen los factores generadores

de la degradación, es decir la regeneración natural de ecosistemas que son abandonados luego de recurrentes alteraciones, como podrían ser los parches de aprovechamiento forestal en una gran masa boscosa. Por otro lado, la restauración activa intenta dirigir al sistema para acelerar el cambio de las comunidades a lo largo del tiempo, permite la recuperación de la composición de las especies y sus interrelaciones, hasta conseguir que funcione en un tiempo relativamente corto de manera parecida a como se daba en la comunidad original (Jordan III *et al.*, 1987; Meffé & Carroll, 1994; Bradshaw, 1997; McIver & Starr, 2001; Pike, 2011). Una de las opciones para lograr estos objetivos es en principio, el utilizar especies que permitan una adecuación al ambiente más favorable para otras especies que para sí mismas, este atributo es conferido a aquellas que impulsan la sucesión (Camargo-Ricalde & Grether, 1998; Godínez & Flores-Martínez, 1999; Salamanca, 2000; García-Sánchez, 2005; Martínez-Pérez *et al.*, 2006). Las especies potenciales para restauración son un constituyente de la matriz vegetal del ecosistema, dominando cada etapa sucesional y dinamizando las transformaciones ambientales a fin de incluirlas en fórmulas florísticas para realizar tratamientos de sucesión en sitios deteriorados por causas naturales o antrópicas (Garbisco *et al.*, 2007). Sin embargo, en los proyectos de restauración ecológica, se ha dado poca importancia a la selección de este tipo de especies. Dentro de los ejemplos que podemos citar se encuentran los estudios reportados para ecosistemas andinos y alto andinos en Colombia y Venezuela, en donde seleccionan especies, denominadas dinamogenéticas, para ser utilizadas en proyectos de restauración (Lozada & Pinzon, 2004; Garbisco *et al.*, 2007).

En México los ecosistemas áridos y semiáridos son de los más afectados por las actividades humanas, sin embargo los programas de restauración han sido escasos (García-Sánchez, 2005), a pesar de que son zonas de gran importancia ecológica, debido a que

mantienen una alta diversidad biótica, cuyas condiciones particulares inciden en una alta riqueza de especies endémicas (Rzedowski, 1998). El efecto de los cambios climáticos, demográficos, tecnológicos y socioeconómicos han conducido a una presión excesiva sobre los recursos naturales, lo que ha originado una intensa degradación del suelo y de la cubierta vegetal, modificando los procesos biogeoquímicos e hidrológicos (Reynolds, 2001). De igual forma, el proceso de sucesión natural se ha visto afectado por el deterioro ambiental, principalmente a causa de que las especies que son integrantes de las fases sucesionales tardías ya que no pueden sobrevivir en tales ambientes.

La vegetación predominante de las zonas áridas y semiáridas en México son los matorrales xerófilos; este tipo de vegetación cubría en los años 70 aproximadamente 60 millones de hectáreas, pero la tasa de transformación es de 300,000 hectáreas por año (SEMARNAT, 2005). Esta pérdida se ha dado principalmente por el cambio de uso de suelo para actividades agrícolas y ganaderas (Sánchez *et al.*, 2009).

Aunado a los efectos de la degradación de las zonas semiáridas, la distribución de las plantas está relacionada con las condiciones de temperatura y precipitación de cada sitio. Las condiciones climáticas influyen en los periodos de floración, letargo y germinación, entre otras fases fenológicas limitadas por las condiciones atmosféricas (Gómez-Díaz *et al.*, 2007). Por lo anterior, los cambios en las condiciones climáticas repercuten en el establecimiento y la supervivencia de las plantas.

El incremento de la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) ha provocado un aumento global de la temperatura y cambios en los patrones de precipitación. La relación entre emisiones de GEI basados en el desarrollo socio-económico, el crecimiento demográfico y el cambio tecnológico han permitido generar escenarios climáticos con diferentes supuestos de desarrollo económico. Hay dos familias de escenarios. Los

escenarios A, los cuales describen un crecimiento económico alto y los escenarios más optimistas B, implican un crecimiento más moderado y una rápida reducción en las emisiones de GEI como resultado de un desarrollo sustentable. Los escenarios A1 y B1 suponen que habrá una globalización tal que las economías converjan en su desarrollo, y los A2 y B2 consideran que el desarrollo se dará a nivel regional. El escenario más pesimista (A2) describe un panorama muy heterogéneo con desarrollo económico regionalizado, aumento constante en la población mundial y aumento en emisiones de GEI (Arnell *et al.*, 2004; IPCC, 2000), lo cual ocasiona un aumento de temperatura de entre 3.6 y 5.6° C y una variación de la precipitación anual de entre +5 y -10% (IPCC, 2000).

El efecto del cambio climático global sobre la distribución de las plantas ha presentado un interés especial en los últimos años (Thompson *et al.*, 1999; Parmesan, 2006; García-Fayos & Bochet, 2009; Finsh, 2012). En algunos estudios se ha encontrado el efecto sobre la germinación, el establecimiento, crecimiento y la reproducción; produciendo la expansión, contracción o migración de poblaciones o especies (Lavergne *et al.*, 2010). Por ejemplo, se ha evidenciado que muchos organismos presentan cambios fenológicos a consecuencia de los aumentos en la temperatura y por modificaciones de las estaciones del año (inviernos cortos y temprana llegada de la primavera) (Walkovszky, 1998; Roetzer *et al.*, 2000; Peterson *et al.*, 2010). También se han encontrado adelantos en la época de floración (Abu-Asab *et al.*, 2001), lo que puede producir alteraciones en las funciones del ecosistema, debido al cambio en la disponibilidad de recursos para polinizadores, herbívoros, entre otros. Del mismo modo, Jump *et al.* (2008) al hacer comparaciones entre plantas de una misma especie, sometidas a diferentes condiciones de sequía y temperatura, encontraron que el establecimiento de plántulas disminuía como producto de las altas temperaturas.

Algunas investigaciones han considerado el efecto del cambio climático en la implementación de proyectos de restauración ecológica, debido principalmente a que puede causar modificaciones en la estructura y la composición de las comunidades (Rice & Emery, 2003; Harris *et al.*, 2006; Clewey & Aronson, 2007; Choi *et al.*, 2008). Teniendo en cuenta que muchas especies utilizadas para restauración son obtenidas a partir de semillas es importante considerar el efecto del cambio climático en la germinación. Con base en esto las especies de plantas a menudo aplazan la germinación hasta que se den las condiciones adecuadas para el establecimiento evitando de esta manera mayores riesgos de mortalidad (Baskin & Baskin, 1998). Por lo tanto pequeños cambios en la estacionalidad pueden modificar la respuesta de las especies produciendo una menor germinación en condiciones más secas o una mayor germinación y mayor establecimiento como consecuencia de una mayor precipitación (Davis, 1991).

En el presente estudio se aborda el tema de la importancia de la selección de especies para restauración de zonas semiáridas, considerando el cambio climático como un factor importante para la recuperación de los ecosistemas a mediano y largo plazo. Es así que el objetivo principal fue seleccionar especies arbustivas potenciales para restauración ecológica que puedan mantener o aumentar su distribución bajo escenarios de cambio climático en el centro de México. En el capítulo I de esta tesis se estimó la diversidad de especies arbustivas y se relacionó la presencia con factores ambientales y del suelo en una zona semiárida del centro de México (17 sitios de muestreo). Posteriormente en el capítulo II se seleccionan de especies arbustivas potenciales para ser utilizadas para restaurar ambientes semiáridos. La selección de especies se hizo considerando tanto sus caracteres ecológicos (micorrizas, cobertura, densidad, frecuencia y coeficiente de asociación) como el efecto del cambio climático. Sólo se utilizaron las variaciones esperadas en temperatura y

precipitación para el escenario A2 en el año 2050 con relación al presente en la distribución potencial de las especies, debido a que el escenario A2 es el más drástico y por ende se esperarían mayores cambios en la distribución de las especies. En el capítulo III se evaluó la germinación bajo condiciones de sequía simulada con diferentes potenciales hídricos (0, -0.2; -0.3, -0.4, -0.6 y -0.8 MPa) en el sustrato utilizado para la germinación de las especies útiles para restauración. Estas especies tuvieron un aumento o mantenimiento de su distribución actual en el centro de México, bajo escenarios de cambio climático. Debido principalmente a que los escenarios de cambio climático predicen una disminución en los eventos y estacionalidad de la precipitación, uno de los procesos más importantes para asegurar el establecimiento de especies y a su vez que puede verse afectado por el cambio climático es la germinación; esto está dado por que las semillas son vulnerables a estrés ambiental. Por consiguiente se seleccionaron sólo las especies que pueden germinar bajo potenciales hídricos muy negativos, para simular el posible efecto del cambio climático sobre una de las fases fenológicas más importantes.

1. ANTECEDENTES

1.1 Restauración Ecológica

La restauración ecológica es definida según la Sociedad de Restauración Ecológica (SER) como el restablecimiento intencional de un ecosistema natural; tiene por objetivo restablecer la diversidad, estructura, funcionalidad y dinámica de un ecosistema (Aronson *et al.*, 1993; Hobbs & Norton, 1996). Asimismo es definida por Jackson *et al.* (1995) como una serie de procesos antrópicos, en pro de acelerar la recuperación de las condiciones de un ecosistema perturbado (flora, fauna, clima, agua, suelo y microorganismos). Muchos de los métodos utilizados en los programas de restauración ecológica buscan la recuperación

de la cobertura vegetal para favorecer el restablecimiento de la calidad del suelo y la reintroducción de fauna silvestre (Aronson *et al.*, 1993; Jordan, 2003), pero no siempre se logra llevar al ecosistema al estadio en el que se encontraba antes de la perturbación (Bradshaw, 1997).

La intervención requerida depende de la magnitud y el tipo de daño que afecten al ecosistema. Por ejemplo, cuando especies invasoras afectan la composición y estructura de una comunidad vegetal, la erradicación de estas especies puede ser la opción más viable. En otros casos, cuando se presentan alteraciones físicas y/o químicas en el ecosistema (*i.e* carencia de nutrientes o la presencia de algún tipo de contaminante) se requiere de una estrategia más rigurosa (Hobbs & Vramer, 2008).

Los ecosistemas áridos son los que representan mayor dificultad al implementar un proyecto de restauración, debido a limitaciones del recurso hídrico originados por eventos climáticos desfavorables (temperaturas altas, sequías, entre otras). En este tipo de ecosistemas se opta por metodologías que favorezcan fases sucesionales tardías, disminuyendo el tiempo de recuperación (Lockwood & Pimm, 1999), para lo que se utiliza un grupo de especies presentes en estas fases (Aronson *et al.*, 2007; Hobbs *et al.*, 2007).

Las fases sucesionales tardías se caracterizan por mantener un alto contenido de biomasa y una función simbiótica entre los organismos que interactúan con el entorno físico, de modo que el flujo de energía producido conduce a cadenas tróficas y ciclos de materia característicos del ecosistema (Odum, 1969; Margalef, 1997; Garnier *et al.*, 2004; Walker, 2005).

La reintroducción de especies vegetales para alcanzar este tipo de fases sucesionales se puede hacer indirectamente, incidiendo sobre la captación de propágulos y favoreciendo la entrada de semillas a través de especies dispersoras (Ludwig & Tongway, 1996). Las

especies consideradas para desarrollar los proyectos de restauración deben ser aquellas que construyen la mayor parte de la biomasa de la vegetación, las que presentan mayor cobertura y las que producen en el ambiente un avance de la sucesión. Entre las características principales que podemos encontrar en estas especies esta la sociabilidad, amplia cobertura, facilidad de reproducción, rusticidad, actitud pionera, agresividad y plasticidad morfológica. Para las cuales Salamanca (2000) define con el nombre de dinamogenéticas y menciona una serie de características para identificarlas:

- *Comportamiento social.* Capacidad de los organismos de formar agregados de extensión variable.
- *Capacidad constructiva.* Tamaño de los individuos (en relación al resto de la vegetación del lugar) constituye generalmente parte significativa de la vegetación.
- *Sociabilidad.* Capacidad de una especie de asociarse con otras y no formar rodales puros.
- *Amplia cobertura de follaje.* Follaje tupido y amplia cobertura, posibilita transformaciones del microclima en su contorno.
- *Alta tasa de renovación.* Las partes tienen un ciclo de vida corto dentro de la planta, se renuevan con frecuencia, de modo que las muertas se depositan, contribuyendo en la formación y mejoramiento del suelo.
- *Actividad reproductiva vegetativa.* En condiciones naturales (por clonación mediante rizomas, estolones o acodos).
- *Polinización segura.* La producción de semillas está asegurada por la autofecundación o una intensa lluvia de polen. Su mecanismo de polinización no se afecta por la alteración y fragmentación.

- *Mecanismos de dispersión adecuados.* Para la colonización de etapas sucesionales apropiadas.
- *Alta producción de semillas.* U otros propágulos
- *Formación de bancos de semillas o de plántulas.* Asegurando la dormancia por extensos intervalos de tiempo.
- *Reiteración tenaz.* Retoña rápidamente y reiteradamente después de daños físicos.
- *Rusticidad.* Colocada en la posición ambiental y sucesional correcta no requiere de más subsidios para desarrollarse y reproducirse.
- *Amplitud pionera.* Capacidad para colonizar y reproducirse en ambientes recientemente perturbados, principalmente sustratos desnudos.
- *Agresividad.* Es capaz de competir eficazmente con las especies oportunistas propias de medios perturbados, o con las introducidas por el hombre o con las dominantes nativas de determinadas etapas sucesionales.

Estas características han sido utilizadas en estudios como el de Lozada y Pinzón (2005) en el que se seleccionaron a *Baccharis latifolia*, *Duranta mutisii* y *Miconia squamulosa* para restaurar la Reserva Forestal de los Cárpatos, acelerando las etapas sucesionales de las zonas más degradadas de la selva alto-andina. Por otro lado, Garbisco *et al.* (2007) seleccionaron *Montonoa quiadrangularia*, *Heliocarpus popayanensis*, *Triplaris caracasana* y *Verbesina turbacensis*, para ser utilizadas en proyectos de restauración en bosques secundarios que presentan perturbaciones o degradaciones naturales o antrópicas en la zona andina, los criterios para la selección fueron capacidad pionera, factibilidad de éxito en el tratamiento, alta capacidad de germinación y crecimiento rápido.

1.2 Modelado en Restauración Ecológica

Los ecosistemas no responden a finalidad alguna, claramente las interacciones bióticas y abióticas y sus circunstancias varían espacio-temporalmente, por lo que puede decirse que los ecosistemas no tienen un estado sucesional que puede considerarse como óptimo (Sánchez *et al.*, 2009). Los ecosistemas que manejamos y restauramos, son sistemas complejos que a menudo tienen un comportamiento no lineal e impredecible. El entendimiento de cómo trabajan los ecosistemas complejos bajo ciertas condiciones es rudimentario. A esta complejidad y falta de entendimiento, tenemos que añadir el hecho de que los ambientes están en constante cambio y que la tasa de cambio actualmente no tiene precedente.

Si la restauración ecológica puede ser definida operacionalmente como los procesos de retorno de un sistema degradado a un estado “normal”, entonces hay cuatro tareas fundamentales implicadas en este proceso: 1) asumir un modelo (*i.e.* sobre cómo pensamos que el sistema debe comportarse ecológicamente), 2) hacer una evaluación del estado actual del sistema para determinar qué tan lejos estamos para llegar a la condición deseada, 3) se deben realizar experimentos de manejo para inducir al ecosistema a la condición deseada, y 4) realizar el monitoreo para evaluar el éxito del protocolo en el ecosistema (Sánchez *et al.*, 2004).

1.3 Modelos de Aplicación en Restauración Ecológica

- Modelo heurístico. Incluye diagramas esquemáticos y modelos conceptuales que ilustran el comportamiento de los sistemas (*sensu* Urban, 2006). Este tipo de modelos han sido aplicados por Allen *et al.* (2002), quienes utilizaron un modelo

conceptual de sistemas con fuego en pro de la estructura y atributos ecológicos del ecosistema.

- **Modelo estático o fenomenológico.** Se desarrolla utilizando técnicas de regresión. Un ejemplo es la teoría de la biogeografía de islas propuesta por MacArthur & Wilson (1967); también puede incluir modelos multivariados tales como las ordenaciones, los cuales son especialmente útiles para resumir relaciones ecológicas multidimensionales muy complicadas en espacios compactos (Legendre & Legendre, 1998). King *et al.* (2004) desarrollaron este tipo de modelo estático en humedales en los “Everglades” en Florida, el cual enfatiza la respuesta de la vegetación al incremento de fósforo resultado de la agricultura. Los autores utilizaron como métodos de ordenación el escalamiento no métrico multidimensional, para demostrar la respuesta de las especies en correlación con variables ambientales.
- **Modelos de simulación.** Son modelos realizados con algoritmos numéricos y resueltos por simulación, incluyen modelos de fuego, de calidad de agua e hidrológicos. Hay una amplia variedad de simuladores que pueden ser utilizados para explorar poblaciones de flora y fauna en mosaicos de hábitats espacialmente complejos (McKelvey *et al.*, 1993; Hanski, 1994; Dunning *et al.*, 1995). La principal aproximación integra al hábitat, a las etapas sucesionales o al manejo ante una perturbación (Shugart & Urban, 1986). Urban & Smith (1989), realizaron una simulación de microhábitats para especies de aves en un bosque y lo compararon con la abundancia de aves en una comunidad real. Miller & Urban (1999), desarrollaron un modelo de simulación de bosques de coníferas en los que integran condiciones como el clima, los procesos de fuego y la altura.

1.4 Cambio Climático

El cambio ambiental es inherente al ambiente terrestre, la paleoecología ha registrado la respuesta de poblaciones, comunidades y ecosistemas frente a los cambios climáticos durante los periodos de expansión y retroceso de los glaciales a lo largo de los últimos 100,000 años. En una escala aun mayor, los registros fósiles y geológicos dan cuenta de los cambios ambientales y evolutivos desde el origen del planeta (Smith & Smith, 2001).

En la actualidad los ecosistemas están sujetos a diversos factores de estrés, ocasionados por actividades humanas que provocan cambios biológicos considerables o que limitan el desarrollo de las comunidades naturales (Freetman, 1995). El cambio del uso del suelo, el consumo de combustibles fósiles y de combustibles a base de biomasa, así como la producción y liberación de gases de efecto invernadero han incrementado en las últimas décadas (Dietz & Rosa, 2002). Estas actividades han modificado los regímenes climáticos; generando incremento de la temperatura y modificando los patrones de precipitación (Hutchinson, 1957; Harris *et al.*, 2006). Estos cambios climáticos afectan de forma directa la distribución de especies de plantas, animales y ecosistemas (Parmesan & Yohe, 2003; Root *et al.*, 2003).

El panel intergubernamental de cambio climático muestra, mediante modelos predictivos que en promedio el 33% del área forestal actual se verá afectada por causa de los cambios en la frecuencia e intensidad de los incendios, la distribución del agua y la diversidad de la vida silvestre (Dale, 2001; IPCC, 2002). Se prevén graves consecuencias en la estructura de los ecosistemas, ya que podrían experimentar una reorientación de sus funciones, como por ejemplo en la productividad, la dinámica poblacional, la abundancia y la distribución de especies, es decir el re-ensamblaje ecosistémico (Lorente *et al.*, 2004).

La distribución de las especies se puede ver afectada debido a que está asociada a un intervalo térmico de humedad y radiación, que influye en la fenología y fisiología (Velázquez, 2002). Es decir, no todas las especies se encuentran en todos los lugares, lo que demuestra que tienen límites de tolerancia a factores ambientales (MacArthur, 1972; Begon *et al.*, 2006). Consecuentemente se ha encontrado que el cambio climático tiene efectos significativo sobre la distribución de las especies (expansión, contracción o migración de poblaciones o especies) y los ecosistemas (interacciones bióticas, establecimiento de especies invasoras, incremento de especies raras) (Root *et al.*, 2003; Inkley *et al.*, 2004; Thomas *et al.*, 2004; Lovejoy & Hannah, 2005; Parmesan, 2006; Fischlin *et al.*, 2007).

La predicción de la distribución de las especies con base en variables ambientales se fundamenta con la teoría de nicho, propuesta por Hutchinson (1957) y las predicciones que se hacen sobre la distribución de las especies bajo estos escenarios son denominadas modelos de nicho. Estos modelos son útiles en la cuantificación de la distribución de una especie en particular (Guisan & Thuiller, 2005; Vázquez, 2005).

Aunque pocos trabajos han analizado la influencia climática sobre la distribución de las plantas, cuantificando el espacio climático ocupado por una especie; algunos han evaluado los cambios en la biodiversidad ocasionados por el cambio climático a escala regional y por ende han estimado las áreas vulnerables (Carey, 1996; Thompson *et al.*, 1999; Bakkenes *et al.*, 2002). Bond y Midgley (2000) y Bond *et al.*, (2003) encontraron que el balance entre las herbáceas y leñosas está directamente relacionado con las concentraciones de CO₂ atmosférico en la sabana africana. En un estudio realizado para predecir el comportamiento de la vegetación bajo escenarios de cambio climático global en la reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, se estima que se producirá un aumento

considerable en las condiciones de aridez, por lo cual se espera una alteración en la composición y distribución de las comunidades vegetales (Gómez-Díaz *et al.*, 2007).

1.5 Modelos de Nicho

El nicho puede ser definido como un conjunto de factores bióticos y abióticos con los cuales un organismo se relaciona, en un tiempo y un espacio determinado, ha sido descrito como un hipervolumen de n-dimensiones, donde cada dimensión corresponde al factor antes descrito (Hutchinson, 1957).

Los modelos de nicho ecológico tienen gran cantidad de aplicaciones, que van desde la cuantificación del nicho de una especie en particular, hasta la evaluación del efecto de los cambios climáticos y la deforestación sobre la distribución de las especies (Guisan & Thuiller, 2005). En estos se relaciona la distribución de algún taxón con variables ambientales (Guisan & Zimmermann, 2000). Los modelos que se han desarrollado están basados en su mayoría en algoritmos matemáticos, lo que da una mayor precisión al modelo de nicho ecológico de los taxones.

1.6 Algoritmos para modelar la distribución potencial

Los modelos para predecir la distribución potencial utilizan algoritmos matemáticos para encontrar condiciones semejantes al sitio de recolecta y después predecir la distribución geográfica con base en la aproximación al nicho ecológico que ocupan las especies, utilizando coberturas de condiciones ambientales en formato digital (Peterson & Cohoon, 1999). Estos modelos tienen como supuesto que las especies se encuentran directamente relacionadas con un grupo de variables ambientales que limitan su distribución (Contreras-

Medina, 2006). Hay gran cantidad de algoritmos que permiten modelar la distribución potencial, entre ellos se encuentra MAXENT (Phillips *et al.*, 2004; 2006).

1.6.1 MaxEnt

El programa fue desarrollado por Phillips *et al.* (2004) y se basa en el principio de la máxima entropía, propuesto por Shannon (1948) en la teoría de la información. Es un método de inteligencia artificial o aprendizaje autónomo, que se basa en el principio de máxima entropía para calcular la distribución geográfica más probable para una especie. Busca encontrar la distribución más cercana a la homogeneidad, limitándola según la información biológica y las condiciones ambientales de los registros. El resultado del modelo expresa el valor de idoneidad del hábitat para la especie como una función de las variables ambientales. Un valor alto de la función de distribución en una celda determinada indica que ésta presenta condiciones muy favorables para la presencia de la especie. Proporciona las curvas de respuesta de la especie ante las distintas variables ambientales y estima la importancia de cada variable en la distribución de la especie (Phillips *et al.*, 2004, 2006).

1.7 Germinación

La germinación es una de las fases más importantes del desarrollo de las plantas, inicia con la hidratación de la semilla, posterior activación de procesos metabólicos y termina cuando la radícula rompe la cubierta de la semilla (Bewley & Black, 1994; González-Zertuche & Orozco-Segovia, 1996; Bewley, 1997; Welbaum *et al.*, 1998; Flores & Briones, 2001). Los factores más importantes que afectan a germinación son la temperatura, la luz y la humedad (Guedes & Arcoverde, 2010). En ambientes áridos y semiáridos los principales factores

limitantes en la germinación son la disponibilidad de humedad en el suelo y las temperaturas extremas (Dubrovsky, 1996; Ruedas *et al.*, 2000; Flores & Briones, 2001; De la Barrera & Nobel, 2003; Sánchez *et al.*, 2005). A pesar de esto muchas especies tienen la capacidad para germinar y establecerse en ambientes secos o estacionales (Guedes & Arcoverde, 2010).

1.8 Estrés hídrico

En ambientes áridos y semiáridos como consecuencia de la heterogeneidad en la disponibilidad del recurso hídrico, los patrones de precipitación e infiltración del agua en el suelo son irregulares, lo cual influye directamente en la productividad, crecimiento y desarrollo de las plantas (Salisbury & Ross, 1992; Wiegand, *et al.*, 1999; Rodríguez-Dorantes & García-Castañeda, 2003). Una de las maneras de medir la variación de humedad proporcionada por las lluvias al suelo puede ser mediante el potencial hídrico del suelo (Ψ_h). El potencial hídrico se expresa en Mega Pascales o en bares (1 MPa = 10 bar), teniendo un Ψ_h más cercano a 0 en los lugares más húmedos y por el contrario, Ψ_h más negativos en lugares más secos (Pérez-Sánchez, 2009). Los principales responsables del potencial hídrico del suelo son el potencial osmótico y el potencial mátrico ($\Psi_h \text{ suelo} = \Psi_o + \Psi_m$). Se le llama “potencial osmótico (Ψ_o)” a la interacción que existe entre los solutos y las moléculas de agua, ya que los solutos hacen que las moléculas de agua disminuyan su movimiento libre de un lugar a otro (Pérez-Sánchez, 2009). El potencial mátrico (Ψ_m) se caracteriza por poseer retención del agua, ya que ésta interactúa con las partículas del suelo o las paredes celulares de las semillas.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En la actualidad, la restauración de los ecosistemas se ha convertido en una prioridad debido al avanzado deterioro ambiental. A pesar de esta necesidad y de que existe una importante discusión conceptual, hay muy pocas experiencias de proyectos de restauración principalmente en países con zonas áridas y semiáridas, como es el caso de México (García-Sánchez, 2005). Los ecosistemas de zonas áridas constituyen en la actualidad casi dos quintos de la superficie total del los continentes, y en México este tipo de ecosistemas abarca cerca del 60% del territorio, por lo que es considerado la vegetación con mayor cobertura (Rzedowski, 1998; Puig, 1991).

En estas zonas, los cambios demográficos, tecnológicos y socioeconómicos han conducido a una presión excesiva sobre los recursos naturales, que ha originado una intensa degradación del suelo, la cubierta vegetal y los procesos ecológicos, biogeoquímicos e hidrológicos, provocando una pérdida de productividad biológica y económica englobada bajo el nombre genérico de desertificación (Reynolds, 2001). Por lo tanto es importante proponer programas de restauración ecológica que consideren la diversidad florística de cada punto. Se deben elegir aquellas especies nativas que por sus características biológicas y ecológicas, tengan mayor habilidad para promover la protección del suelo, el mejoramiento de su fertilidad y el establecimiento de las condiciones ecológicas (Martínez-Pérez *et al.*, 2006).

El fomentar un proyecto de restauración con especies arbustivas tolerantes a cambios, puede contribuir a acelerar los procesos de recuperación del ecosistema. Para lo cual es necesaria la realización de inventarios, formulación de modelos explicativos, determinación de las especies clave, aplicación de modelos y reconsideración de las situaciones encontradas en el campo (ver Fig. 1). Razón por la cual el objetivo del presente

estudio es identificar las especies arbustivas capaces de tolerar las condiciones de mayor aridez previstas por el cambio climático global, en los matorrales xerófilos del estado de Hidalgo.

Para la identificación de especies arbustivas propias de matorral xerófilo capaces de resistir a cambios ambientales drásticos (Fig.1), se realizaron modelos de nicho ecológico bajo escenarios de cambio climático (2050) y fueron seleccionadas solo aquellas especies que conservan o incrementan su distribución con respecto a los modelos generados para el presente.

Marco conceptual

Restauración ecológica.

- Tipos o modelos

Cambio climático.

- Escenarios

Nicho ecológico

- Modelos.

Germinación

- Estrés hídrico

Se encontrarán una o más especies arbustivas cuyas características morfo-fisiológicas les permitan establecerse bajo condiciones caracterizadas por un déficit hídrico e incremento de la temperatura, las cuales han sido el resultado de modelos generados con escenarios de cambio climático.

Marco metodológico

Inventarios de especies arbustivas de matorral xerófilo del estado de Hidalgo.

Consulta en fuentes de información.

- Revisión bibliográfica.
- Herbarios

Análisis físico-químico del suelo

Experimentos de germinación y sobrevivencia factor estrés hídrico.

Métodos de análisis de datos

- Sistemas de información geográfica.
 - Arcview
- Manejo de modelos de distribución potencial de especies.
 - MaxEnt
- Análisis multivariado
 - Análisis de componentes principales.
 - Análisis de correspondencia canónica
- Estadística univariada
 - Anovas

Identificación de especies arbustivas capaces de resistir a escenarios de cambio climático, para ser utilizadas en proyectos de restauración ecológica del matorral xerófilo en el estado de Hidalgo

Fig. 1 Diagrama explicativo como resumen del proyecto

3. OBJETIVO GENERAL

Seleccionar especies arbustivas tolerantes a escenarios de cambio climático utilizando modelos de nicho ecológico y experimentación de tolerancia al estrés hídrico, para ser propuestas en proyectos de restauración del matorral xerófilo en el estado de Hidalgo, México.

4. REFERENCIAS

- Abu-Asab, M., P. Peterson., S. Shetler & S.S. Orli. 2001. Earlier plant flowering in spring as a response to global warmin in the Washington, DC, area. *Biodivesity and Conservation* 10:597-612.
- Allen, C.D., M. Savage., D.A. Falk., K.F. Suckling., T.W. Swetman., P. Morgan., M. Hoffman & J.T. Klingel. 2002. Ecological restoration of southwestern ponderosa pine ecosystems: a broad perspective. *Ecological Applications* 12:1418-1433.
- Arnell, N.W., M.J.L. Livermore., S. Kovats., P.E. Levy., R. Nicolls., M.L. Parry & S.R. Gaffin. 2004. Climate and socioeconomic scenarios for climate change impacts assessments: characterising the SRES storylines. *Global Environmental Change* 14:3-20.
- Aronson, J., C. Floret., E. LeFloc'H., C. Ovalle & R. Pontanier. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystem in arid and semiarid regions. A view from the South. *Restoration Ecology* 1:8-17.
- Aronson, J., S. Milton & J. Blignaut. 2007. Restoring natural capital, science, business and practice. Washington, DC: Island.
- Bakkenes, M.J., R.M. Alkemade., F. Ille., R. Leemans & J.B. Latour. 2002. Assessing effects of forescasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology* 8:390-407.
- Baskin, C.C & J.M. Baskin. 1998. *Seeds: Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press. San Diego.
- Begon, M., C. Townsend & J. Harper. 2006. *Ecology from individuals to ecosystems*. 4 edición. Blackwell Publishing. USA.
- Bewley, J.D & M. Black. 1994. *Seeds: Physiology of Development and Germination*. Plenum Press. New York.
- Bewley, J.D. 1997. Seed germination and dormancy. *The plant cell* 9:1055-1066.
- Bond, W & G.F. Midgley. 2000. A proposed CO₂ controlled mechanism of woody plant invasion in grassland and savannas. *Global Change Biology* 6:865-869.
- Bond, W., G.F. Midgley & F.I. Woodward. 2003. The importance of low atmospheric CO₂ and fire in promoting the spread of grasslands and savannas. *Global Change Biology* 9:973-982.
- Bradshaw, A.D. 1997. What do we mean by restoracion. En: Urbanska, K. M., N. R. Webb & P. J. Edwards. *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Brown, S & A. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2:97-111.
- Camargo-Ricalde, S.L & R. Grether. 1998. Germinación, dispersión y establecimiento de plántulas de *Mimosa tenuiflora* (Leguminosae) en México. *Revista de Biología Tropical* 46:543-554.
- Carey, P. 1996. Disperse: a cellular automaton for predicting the distribution of species in a changed climate. *Global Ecology Biogeography Letters* 5:217-226.
- Choi, Y.D., V.M. Temperton., V.M., E.B. Allen., A.P. Grootjans., M. Halassy., R.J. Hobbs., M.A. Naeth., K.Torok. 2008. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience* 15:53-64.
- Clewell, A.F & J. Aronson. 2007. Ecological restoration: principles, values and structure of an emerging profession. Island press.
- Contreras-Medina, R. 2006. Los métodos de análisis biogeográficos y su aplicación a la distribución de las gimnospermas en México. *Interciencia* 31:176-182.
- Dale, V.H. 2001. Climate change and forest disturbance. *Bioscience* 51:1-21.
- Davis, S.D. 1991. Lack of niche differentiation in adult shrubs implicates the importance of the regeneration niche. *Trends Ecological Evolution* 6:272-274.
- De la Barrera. E & P.S. Nobel. 2003. Physiological ecology of seed germination for the columnar cactus *Stenocereus queretoroensis*. *Journal of Arid Environment* 53:297-306.
- Dietz, T & E.A. Rosa. 2002. Human dimensions of global environmental change. En: Dunlap, R. y W. Michelson. *Handbook of Environmental Psychology*. Greenwood Press. Londres.
- Dubrovsky, J.G. 1996. Seed hydration memory in Sonoran Desert cacti and its ecological implication. *American Journal of Botanic*. 83:624-632
- Dunning, J.B., S.J. Stewart., B.J. Danielson., B.R. Noon., T.L. Root., R.H. Lamberson & E.E. Stevens. 1995. Spatially explicit population models: current form and future uses. *Ecological Applications* 5:3-11.
- Finch, D. M. 2012. Climate change in grasslands, shrublands and deserts of the interior American West: A review and needs assessment. General Technical Report RMRS-GTR-285. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Fischlin, A., G.F. Midgley., J.T. Price., R. Leemans., B. Gopal., C. Turley., M.D.A. Rounsevell., O.P. Dube., J. Tarazona & A.A. Velichko. 2007. Ecosystems, their properties, goods, and services. Pages 211– 272. En Parry, M.L., O.F. Canziani., J.P. Palutikof., P.J. Van der Linden & C.E. Hanson, Eds. *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability, contribution of working group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge. United Kingdom.
- Freetman, B. 1995. Environmental ecology. the ecology effects of pollution, disturbance, and other stresses. segunda edición. academic press. San Diego, California, EEUU.
- Flores, J & O. Briones. 2001. Plant life-form and germination in a Mexican inter-tropical desert: effects of soil water potential and temperature. *Journal of Arid Environments* 47: 485-497.
- Flores, J., O. Briones., A. Flores & S. Sánchez-Colón. 2004. Effect of predation and solar exposure on the emergence and survival of desert seedlings of contrasting life-forms. *Journal of Arid Environments* 58:1-18.

- Freeman, C.E. 1975. Germination responses of a New Mexico population of parry agave (*Agave parryi* Engelm. Var. *parryi*) to constant temperature, water stress and pit. *Southwestern Naturalist* 20:69-74.
- Garbisco, C., Y. León., C. Tirado., J. Gaviria & E. Fernández. 2007. Contribución al conocimiento sobre especies dinamogenéticas de los andes Venezolanos, estado Mérida. XVII Congreso Venezolano de Botánica. 422-424 p.
- García-Fayos, P & E. Bochet. 2009. Indication of antagonistic between climate hange and erosion on plant species richness and soil properties in semiarid mediterranean ecosystems. *Global Change Biology* 15:306-318.
- García-Sánchez, R. 2005. Restauración de la cubierta vegetal de los matorrales semiáridos del valle de Mezquital, Hidalgo, México. Cuba. En: www.dama.gov.co.
- Garnier, E., J. Cortez., J. Billés., G. Navajas., M. Roumet., C. De Bussche., M. Laurent., G. Blanchard., A. Aubry., D. Bellmann., C. Neill & J. Toussaint. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85:2630-2637.
- Godínez, A.H & A. Flores-Martínez. 1999. Germinación de semillas de 32 especies de plantas de la costa de Guerrero: su utilidad para la restauración ecológica. *Polibotánica* 11:1-29.
- González-Zertuche, L & A. Orozco-Segovia. 1996. Métodos de análisis de datos en la germinación de semillas, un ejemplo: *Manfreda brachystachya*. *Noletín de la Sociedad Botánica de México* 58:15-30.
- Gómez-Díaz, J., A.I. Monterroso-Rivas., J.A. Tinoco-Rueda & J. López-García. 2007. Comportamiento de la vegetación bajo escenarios de cambio climático en la reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. *Zonas Áridas* 11:61-69.
- Guedes, B.M.I & M.E. Arcoverde. 2010. Seed dispersal phenology and germination characteristics of a drought prone vegetation in southeastern Brazil. *Biotrópica* 42:327-335.
- Guisan, A & W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Guisan, A & N. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63:151-162.
- Harris, J., J. Hobbs., E. Higgs & J. Aroson. 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* 14:170-176.
- Hobbs, R & V. Vramer. 2008. Restoration ecology: interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual Review of Environment and Resources* 33:39-61.
- Hobbs, R.J & D.A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4:93-110.
- Hoobs, R., L. Walker & J. Walker. 2007. Integrating restoration and succession. *Springer Series on Environmental Management* 31:168-179.
- Hunt, R., D.W. Hand., M.A. Hannah & A.M. Neal. 1991. Response to CO2 enrichment in 27 herbaceous species. *Functional Ecology* 5:410-421.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.

- Inkley, D.B., M.G. Anderson., A.R. Blaustein., V.R. Burkett., B. Felzer., B. Griffith., J. Price & T.L. Root. 2004. Global climate change and wildlife in north america. Technical review 04-2. The wildlife society, Bethesda, Maryland.
- IPCC(Grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático). 2000. Special Report on Emission Scenarios (Chapter 4: An Overview of Scenarios). Cambridge University Press, UK, pp.570.
- IPCC (Grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático). 2002. Cambio climático y Biodiversidad. World Meteorological Organization and United Nations Environment Programme.
- Jackson, L., L. Lopoukine & D. Hillyard. 1995. Commentary ecological restoration: a definition and comments. *Restoration Ecology* 3:71-75.
- Jordan III, W. 2003. *The Sunflower Forest: Ecological restoring and the new communion with nature*. Berkeley: Universidad de California Press.
- Jordan III, W., M. Gilpin & J. Aber. 1987. *Restoration ecology. a synthetic approach to ecological research.*- Cambridge: Cambridge University Press.
- Jump, A. S., J. Peñuelas., L. Rico., E. Ramallo., M. Estiarte., J. Martínez-Izquierdo., F. Lloret. 2008. Simulated climate change provokes rapid genetic change in the mediterranean shrub *Fumana thymifolia*. *Global Change Biology* 14:637-643.
- King, R.S., C.J. Richardson, D.L. Urban & E.A. Romanowicz. 2004. Spatial dependency of vegetation-environment linkages in an anthropogenically influenced wetland ecosystem. *Ecosystems* 7:75-97.
- Lavergne, S., N. Mouquet., W. Thuiller & O. Ophelie, O. 2010. Biodiversity and climatic change: integrating evolutionary and ecological responses of species and communities. *Ecology. Evolution and Systematics* 41:321-350.
- Legendre, P & L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology, Second English Edition* Amsterdam, Elsevier.
- Lockwood, J.L & S.L. Pimm. 1999. *When does restoration succeed ecological assembly rules: perspective, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge. UK.
- Lorente, I., J.I. Gómez., R. Santos., A. Camacho., L. Galindo., L. Flores & J. Navarro. 2004. Los efectos biológicos del cambio climático. *Ecosistemas* 2004/1 (URL:<http://www.aet.org/ecosistemas/041/educativa1.htm>).
- Lovejoy, T.E & L. Hannah. 2005. *Climate change and biodiversity*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Lozada, S & J. Pinzón. 2006. *Diseño metodológico de la restauración de la Reserva Forestal Carpagos Guasca-Cundinamarca Colombia*. En línea. www.dama.gov.co
- Ludwig, J.A & D.J. Tongway. 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. II. restoring vegetation patches. *Restoration Ecology* 4:398-406.
- MacArthur, R. 1972. *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. Harper and Row. New York.
- MacArthur, R.H & E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- Margalef, R. 1997. *Our Biophere*. O. Kinne. Excellence in Ecology Series. Ecology Institute. Oldendorf, Germany.
- Martínez, E. 1996. La restauración ecológica. *Ciencias* 43:56-59.
- Martínez-Pérez, G., A. Orozco-Segovia & C. Mantorell. 2006. Efectividad de algunos tratamientos pre-germinativos para ocho especies leñosas de la Mixteca Alta

- Oaxaqueña con características relevantes para la restauración. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 79:9-20.
- McIver, J & L. Starr. 2001. Restoration of degraded lands in the interior Columbia River basin: passive vs. active approaches. *Forest Ecology and Management* 153:15-28.
- McKelvey, K., B.R. Noon & R.H. Lamberson. 1993. Conservation planning for species occupying fragmented landscapes: the case of the northern spotted owl. En: Kareiva, P., J.G. Kingsolver & R.B. Huey. *Biotic interactions and global change*. Sunderland, MA: Sinauer Associates.
- Meffe, G.K & C.R. Carroll. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, EEUU.
- Miller, C & D. Urban. 1999. A model of surface fire, climate, and forest pattern in Sierra Nevada, California. *Ecological Modelling* 144:113-135.
- Morrison, E.B & C.A. Lindell. 2011. Active or Passive Forest Restoration? Assessing Restoration Alternatives with Avian Foraging Behavior. *Restoration Ecology* 201:170-177.
- Odum, E. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Parmesan, C & G. Yohe. 2003. A global coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37-42.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 37:637-669.
- Pérez-Sánchez, R.M. 2005. Germinación de semillas de especies útiles y/o en categoría de riesgo del sur del desierto Chihuauense: Efecto de la temperatura y el potencial hidrico. Tesis de Maestría. Instituto Potosino de Investigaciones.
- Peterson, A.T & K.C. Cohoon. 1999. Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. *Ecological Modeling* 117:159-164.
- Peterson, A.T., S. Menon., X. Li. 2010. Recent Advances in the climate change biology literature: describing the whole elephant. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 1:548-555.
- Phillips, S.J., R. Anderson., R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Phillips, S.J., M. Dudik & R.E. Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the 21 st International Conference on Machine Learning, banff, Alberta, Canadá.*
- Pickett, S.T.A & P.S. White. 1985. *The ecology of natural disturbance and parch dynamic*. Academic Press. Orlando.
- Pickett, S., L. Colins & J. Armesto. 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Plant Ecology* 69:109-114.
- Pyke, D.A. 2011. Restoring and rehabilitating sagebrush habitats. En: Knick S.T & J.W.Connelly Eds. *Greater Sage-Grouse: ecology and conservation of a landscape species and its habitats*. Studies in Avian Biology. University of California Press, Berkeley, CA.
- Puig, H.1991. *Vegetación de la Huasteca México*. Instituto de Ecología. A.C. México.
- Reynolds, J. 2001. Desertificación. En *encyclopedia of Biodiversity*, Volumen 2, Academic Press, San Diego, USA.
- Rice, K.J & N.C. Emery. 2003. Managing microevolution: restoration in the face of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:469-478.

- Rodríguez-Dorantes, A.M., & M.T. García- Castañeda. 2003. Análisis bioquímico y fisiológico de *Fouquieria splendens* ssp. *Breviflora* bajo la acción de agentes de estrés hídrico. *Polibotánica* 16:49-62.
- Roetzer T, M. Wittenzeller & J. Nekovar. 2000. Phenology in central Europe-differences and trends of spring phenophases in urban and rural areas. *International Journal of Biometeorology* 44:60-66.
- Root, T.L., J.T. Price., K.R. Hall., S.H. Scheneides., C. Rozenzweig & J.A. Pounds. 2003. Fingerprintss of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421:57-60.
- Ruedas, M., T. Valverde & S. Castillo-Argüero. 2000. Respuesta germinativa y crecimiento de plántuas de *mammillaria magnimamma* (cactaceae) bajo diferentes condiciones ambientales. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 66:25-35.
- Rzedowski, R. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. En: Ramamoorthy, T.P., R. Bye., A. Lot & J. Fa. comp. *Diversidad Biológica de México: Orígenes y Distribución*, pp. 129-145, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Salamanca, B. 2000. Protocolo distrital de restauración ecológica. Convenio DAMA – Fundación Bachaqueros. Bogotá Colombia.
- Salisbury, F.B & C.W. Ross. 1992. *Plant physiology*. 4th edition. Wadsworth Publishing Co., Belmont. Company.
- Sánchez, S.B.H., E. García-Moya., T. Terrazas & A. Reyes-Olivas A. 2005. Efecto de la hidratación discontinua sobre la germinación de tres cactáceas del desierto costero de Topolobampo, Ahome, Sinaloa. *Cactaceas y Suculentas Mexicanas* 50:4-14.
- Sánchez,C., A. Flores-Martínez., I. Cruz-Leyva & A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. En: *Capital natural de México. Estado de conservación y tendencias del cambio*. CONABIO. México.
- SEMARNAT. 2005. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México*. México.
- Shugar, H.H & D.L. Urban. 1986. Overall summary: a researcher´s perspective. En: Verner, J., M.L. Morrison & C.J. Ralph. *Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. Madison: University of Wisconsin Press.
- Smith, R & T. Smith. 2001. *Ecología*. 4a edición. Editorial Pearson Educación S. A. Madrid – España.
- Thomas, C., A. Cameron., R. Green., M. Bakkenes., L. Beuamont., Y. Collingham., B. Erasmus., M. Ferreria., A. Grainger., L. Hannah., L. Hughes., B. Huntley., A. Jaarsveld., G. Midgley., L. Miles., M. Ortega-Huerta., A. Peterson., O. Phillips & S. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Letter of Nature* 427:145-148.
- Thompson, R., K. Anderson & P. Bartlein. 1999. *Atlas of relations between climatic parameters and distributions of important trees and shrubs in North America*. US. Geological Survey Professional Paper 1650.
- Urban, D.L & T.M. Smith. 1989. Microhabitat pattern and the structure of forest bird communities. *American Naturalist* 133:811-829.
- Urban, D.L. 2006. A modeling framework for restoration ecology. En Falk, D. A., M. A. Palmer & J. B. Zedler. *Foundations of restoraion ecology*. Society for ecological restoration international. Washington, D. C.
- Vázquez, D. 2005. Reconsiderando el nicho hunchinsoniano. *Ecología Austral* 15:149-158.
- Velázquez, A., J.F. Mas., G. Bocco & E. Ezcurra. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso de suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62:21-37.

- Walker, L.R. 2005. Margalef y la sucesión ecológica. *Ecosistemas* 14:66-78.
- Walkowszky A. 1998. Changes in phenology of the locust tree (*Robinia pseudoacacia* L.)
International Journal of Biometeorology 41:155-160.
- Welbaum, G.E., K.J. Bradford., Y. Kyu-Ock., D.T. Booth & M.O. Oluoch. 1998.
Biophysical, physiological and biochemical processes regulating seed
germination. *Seed Science research* 8:161.
- Wiegand, K., F. Jeltsch & D. Ward. 1999. Analysis of the population dynamics of *Acacia*
trees in the Negev desert, Israel with a spatial-explicit computer simulation model.
Ecological Modeling 117: 203-224.

Capítulo I

**DIVERSIDAD DE ESPECIES ARBUSTIVAS EN UNA ZONA SEMIÁRIDA
DEL CENTRO DE MÉXICO**

ARBUSTOS DE AMBIENTES SEMIÁRIDOS DE MEXICO

Sandra M. Gelviz-Gelvez^{1*} y Numa P. Pavón²

¹ Doctorado en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Correo: milena1181@hotmail.com

² Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Apartado Postal 69 plaza Juárez, 42001 Pachuca, Hgo., México. Correo: npavon@uaeh.edu.mx.

Artículo aceptado en la Revista de Chapingo Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente, en diciembre del 2012.

HIGHLIGHTS

- Species turnover was a major component of beta diversity in a semiarid scrub of Mexico.
- Environmental heterogeneity generates high shrub diversity in a semiarid Mexican scrub.
- The rainfall distribution was related with the shrub diversity in a semiarid scrub.

RESUMEN

Se evaluó la diversidad alfa (verdadera) y la diversidad beta (recambio y anidamiento) de especies arbustivas en la zona semiárida del estado de Hidalgo, México. Además, se relacionó el índice de valor de importancia de las especies con variables edáficas y elementos climáticos. Se reportan 46 especies arbustivas pertenecientes a 21 familias, sobresaliendo Asteraceae y Fabaceae. El mayor número de especies efectivas registradas en un sitio fue de 7.8 y el menor de 1.6. La diversidad beta fue alta (0.9), explicada principalmente por el recambio de especies entre sitios (0.87) y en menor medida por el anidamiento (0.38). Las variables ambientales que mejor explicaron la distribución de las especies fueron la precipitación, el porcentaje de arena, el pH y el nitrógeno. Estos resultados coinciden con lo documentado en otras zonas semiáridas, donde la alta diversidad regional es explicada por un alto recambio de especies generado por la heterogeneidad ambiental que se muestra como un mosaico de condiciones, tanto de los elementos climáticos como de las características edáficas.

Palabras claves. Arbustos, diversidad verdadera, diversidad beta, matorral xerófilo, suelo.

ABSTRACT

In this study was evaluated the alpha diversity (true diversity) and beta diversity (turnover and nestedness) of shrub species in a semiarid region of the state of Hidalgo, México. Species distribution, used species importance value, was related with the variation in soil properties and climatic elements. We found 46 species from 21 families. Asteraceae and Fabaceae were the most important. The greatest number of effective species recorded was 7.8 and the lesser was 1.6. Beta diversity was very high (0.9), mainly due to the turnover

component (0.87) and to a lesser explain it by the nestedness (0.38). Precipitation, nitrogen, pH and percentage of sand were the most important variables to explain species distribution. These results are agreed with those reported in other semiarid areas. High regional diversity in intertropical semiarid zones is partly explained by environmental heterogeneity that is displayed as a mosaic of conditions, both climatic and soil characteristics.

Key Words. Beta diversity, shrubs, true diversity, xeric scrub.

INTRODUCCIÓN

Las zonas áridas y semiáridas generalmente han sido considerados sitios estresantes con suelos infértiles y donde el agua es el factor limitante más importante, cuya disponibilidad es escasa e impredecible. Sin embargo, las zonas semiáridas intertropicales, debido a la variación orográfica, altitudinal, latitudinal y geológica, son altamente heterogéneas en cuanto a la distribución espacio-temporal de la precipitación, la temperatura y las características del suelo (Bhandari & Ficklin, 2009; Pausas & Austin, 2001). Esto ha dado como resultado un incremento de la diversidad biológica como consecuencia de un alto reemplazo de especies entre sitios que mantienen condiciones ambientales distintas (Holzapfel, Tielbörger, Parag, Kigel, & Sternberg, 2006; Ylva-Li, Gowda, Martensson, Sandberg, & Fransson, 2010). La heterogeneidad ambiental ha sido el factor más asociado con la diversidad beta, donde la tolerancia de las especies a las diferentes condiciones ambientales establecen los diferentes patrones de distribución espacial (Balvanera, Lott, Segura, Siebe, & Islas, 2002). Por lo que es importante evaluar la diversidad tanto a escala local (alfa) como regional (beta), considerando tanto el recambio de especies como el

anidamiento (Baselga, 2010). El recambio implica la sustitución de especies entre sitios como consecuencia, principalmente, de limitaciones ambientales. Mientras que el anidamiento implica que sitios pobres en especies sean en realidad subconjuntos de sitios con mayor riqueza (Quian, Ricklefs, & White, 2005; Ulrich & Gotelli, 2007). Por otro lado, es importante que las comparaciones entre sitios concuerden con lo intuitivamente esperado, por lo que actualmente se utiliza la diversidad verdadera que expresa la riqueza como el número efectivo de especies (Moreno, Barragán, Pineda, & Pavón, 2011).

Los ambientes semiáridos en México tienen una alta riqueza florística que se estima en alrededor de 6,000 especies, lo que representa aproximadamente el 27% de la flora para México (Challenger & Soberón, 2008; Sánchez-Colon, Flores-Martínez, Cruz-Leyva, & Velázquez, 2009). Esta alta riqueza en parte podría ser explicada por diferencias marcadas en la variación espacial de elementos climáticos y las propiedades físico-químicas del suelo tales como la textura, la densidad, la porosidad y la disponibilidad de nutrientes (Perroni-Ventura, Montaña, & García-Oliva, 2006; Ugalde, Granados-Sánchez, & Sánchez-González, 2006). En la zona semiárida del estado de Hidalgo los arbustos representan la forma de vida dominante, son todas las plantas con una altura mínima una 1 metro y una máxima de cuatro metros, con ramificaciones a no más de 5 cm del suelo (Montaño-Árias, García-Sánchez, Ochoa-de la Rosa, & Monroy-Ata, 2006). Los arbustos son importantes en estos ecosistemas porque cumplen con diversas funciones, como ayudar en el establecimiento de otras especies de plantas, actuando como nodrizas, generan islas de fertilidad, levantamiento hidráulico y tienen una alta influencia en los procesos edáficos (Gutiérrez & Squeo, 2004; Montaño-Árias et al., 2006). La dinámica de los ecosistemas semiáridos en cuanto a los cambios en las propiedades del suelo son lentos (de 10 a 50 años), sin embargo debajo del dosel de algunos arbustos se generan procesos de fertilidad

del suelo (Montaño-Árias et al., 2006). Pocos trabajos se han realizado evaluando las propiedades del suelo y la diversidad de plantas en ambientes semiáridos (Balvanera et al., 2002; Romero-López, León-de la Luz, Pérez-Navarro, & De-la Cruz Argüero, 2006; Álvarez-Yépis, Martínez-Yrizar, Búrquez, & Lindquist, 2008).

En este trabajo se realizó un análisis de la diversidad de especies arbustivas en la zona semiárida del centro de México, dentro del estado de Hidalgo. El objetivo de este trabajo fue estimar la diversidad alfa y beta de especies arbustivas dominantes en la zona. Con lo cual se evaluaron las siguientes preguntas: (1) que factores ambientales explican las variaciones en la diversidad alfa, (2) cual es la importancia del recambio de especies en la diversidad total, (3) cuanto de la variación en la composición de las especies es explicado por la heterogeneidad ambiental.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la zona semiárida del sur del estado de Hidalgo, México (19°50' - 20°40' N y 98°35' - 99°25' O) se seleccionaron 17 sitios de muestreo (Figura 1). La heterogeneidad ambiental de la zona de estudio se caracterizó climática y edáficamente. Para esto se usaron tanto los valores de precipitación y temperatura disponibles en la página de Internet “World Clim” (Hijmans, Cameron, Parra, Jones & Jarvis, 2005) y las propiedades físicoquímicos del suelo. El valor puntual de precipitación y de temperatura en cada uno de los sitios de muestreo se obtuvo superponiendo los mapas de cobertura climática y geográfica usando el programa ArcView 3.2. En cada sitio se obtuvieron muestras compuestas de suelo recolectadas dentro de los transectos utilizados para el muestreo de la vegetación (del centro y los extremos) a una profundidad entre 0 y 30 cm. Las muestras fueron secadas y tamizadas (malla de 2 mm). Se obtuvieron valores de: textura (método del hidrómetro de

Bauyoucos), pH (potenciométrico en KCl y en NaF en una relación 1:2.5), materia orgánica (Walkley y Back), nitrógeno total (calorimétrico), capacidad de campo, densidad (picnómetros), porosidad (relación entre densidad aparente y densidad real), punto de marchitez permanente y humedad aprovechable (Nanzzy, Dahlgren, & Shoji, 1993; Reyes-Jaramillo, 1996; Skopp, 2000).

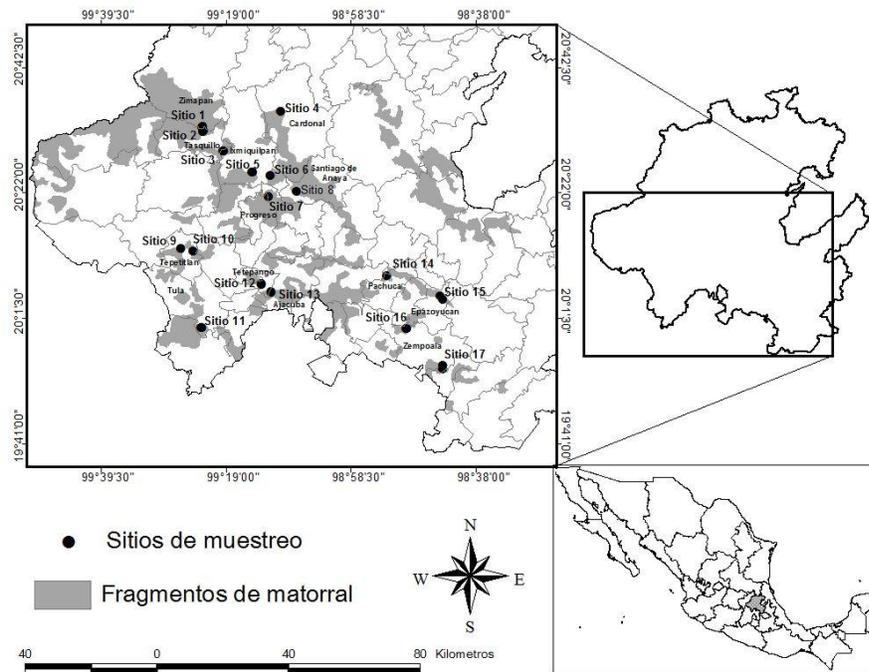


Figura 1. Ubicación de los sitios de matorral xerófilo donde se llevó a cabo el estudio, los puntos representan los lugares donde fueron realizados los muestreos de vegetación, dentro del estado de Hidalgo (Modificado de CONABIO 2005).

El muestreo de la vegetación se realizó en cada uno de los 17 sitios. Para esto se establecieron dos transectos de 5 m x 50 m, divididos en cuadros de 5 m x 5 m. Todos los transectos se ubicaron sobre laderas con aproximadamente 45° de pendiente y tuvieron orientación Este. Los arbustos presentes en cada cuadro fueron registrados y medidos (altura y cobertura). Además, se realizó la recolecta de material vegetal para su posterior determinación taxonómica. Los ejemplares fueron depositados en el Herbario HGOM de la

Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo y en el Herbario MEXU de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Para cada sitio se calculó el índice de valor de importancia (IVI) de las especies como el resultado de la suma de la frecuencia, abundancia y cobertura relativa (Barajas, 2005). La diversidad alfa se estimó mediante el análisis de diversidad verdadera (exponencial de Shannon, *sensu* Jost, 2006). El análisis se realizó utilizando el paquete estadístico PAST. Para conocer el grado de diferenciación de la diversidad entre sitios, se determinó el índice de Sorenson como medida de la diversidad beta, para lo cual seguimos el criterio de Baselga (2010). El análisis se hizo en el programa R.

La relación de la diversidad alfa y las variables ambientales se analizó mediante una regresión múltiple entre los valores de diversidad verdadera (variable dependiente) y las variables ambientales (variables independientes) (Tabla 1). La diversidad verdadera cumplió con el supuesto de normalidad (Shapiro-Wilks = 0.911, P = 0.106). Para el modelo solo se consideraron los factores significativos a $P < 0.05$.

Tabla 1. Valores promedio de las variables climáticas y de las propiedades físico-químicas del suelo registrados en los sitios de matorral xerófilo seleccionados en Hidalgo, México. Temp.= Temperatura promedio anual; Preci.= Precipitación promedio anual (mm); Poros. = % porosidad; Dreal = Densidad real; Dap= Densidad aparente; N = Nitrógeno total; CC = capacidad de campo; PMP= Punto de marchitez permanente y H_apro= Humedad aprovechable.

Sitio	Temp. (°C)	Preci. (mm)	pH	M.O. (%)	Dreal (gr/cm ³)	Dap (g/cm ³)	Poros. (%)	N (%)	Arena (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	CC (%)	PMP (%)	H_apro (cm)
1	19.1	428	7.515	3.928168	2.454122	1.078933	56.0257	0.06	71	5	24	9.2133	5.481914	3.731387
2	18.9	429	7.59	2.7	2.345501	1.029868	55.74235	0	56	2	42	11.8488	7.050036	4.798764
3	18	409	7.08	3.265944	2.506505	1.269508	49.3037	0.235	64	3	33	10.2272	6.085184	4.142016
4	16	587	7.2	10.66146	2.269138	0.981373	56.74896	0.155	44	4	52	15.5412	9.247014	6.294186
5	17.2	419	7.64	5.81567	2.277897	0.931112	59.02948	0.605	52	10	38	15.7196	9.353162	6.366438
6	17	435	7.635	4.939209	2.48336	1.029583	58.34432	0.81	56	5	39	12.9288	7.692636	5.236164
7	16.5	451	7.685	5.543683	2.180784	0.938155	56.96785	1.075	52	6	42	14.2796	8.496362	5.783238
8	16.7	455	7.43	4.810971	2.24265	0.914737	59.03254	0.105	48	5	47	14.9104	8.871688	6.038712
9	16.7	635	6.15	6.1875	2.314732	0.83513	63.91279	0.445	44	2	54	14.8212	8.818614	6.002586
10	16.5	616	6.01	8.664605	2.02891	0.793763	60.91337	0.37	43	7	50	16.8689	10.037	6.831905
11	16.5	598	6.79	6.834949	2.381123	0.964567	59.53802	0.075	49	5	46	14.6627	8.724307	5.938394
12	16.1	592	6.295	11.04528	1.527454	0.689915	48.89606	0.095	32	5	63	18.8736	11.22979	7.643808
13	15.9	615	5.63	3.768356	2.253762	0.844632	62.53568	0.39	42	20	38	21.7966	12.96898	8.827623
14	14.3	564	7.27	5.134906	2.210969	0.921652	58.13335	0.135	44	2	54	14.8212	8.818614	6.002586
15	13.3	634	6.1	6.314447	2.430009	0.895785	62.86846	0	41	15	44	20.2443	12.04536	8.198942
16	14.4	543	5.795	9.145833	2.146958	0.812032	62.07463	0.065	40	13	47	19.772	11.76434	8.00766
17	13.9	549	6.745	4.09932	2.065485	0.903215	56.16682	0	45	7	48	16.3735	9.742233	6.631268

Para explorar el papel de la heterogeneidad ambiental en la distribución de las especies se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) (Ter Brak, 1986; Balvanera et al., 2006; Álvarez-Yépis et al., 2008). El ACC es una técnica de ordenación donde la composición de especies está directamente relacionada con las variables ambientales (Sánchez-González & López-Mata, 2003). En el ACC la dirección del máximo cambio de cada variable ambiental está representada por los vectores y el gradiente ambiental por la extensión del vector en ambas direcciones, donde se asume que las especies presentan una respuesta unimodal (Ter-Braak, 1986). El ACC permitió ordenar a las especies, para lo cual se utilizó el IVI de cada una de las especies. Debido al exceso de ceros la matriz original fue modificada mediante la transformación de “Beals Smoothing” (McCune & Mefford, 1995). Se hizo un ACC considerando todas las variables ambientales (Tabla 1), sin embargo, varias de ellas se sobreponían dada la colinearidad entre estas. Por lo tanto, se realizó otro ACC con variables ambientales que mostraron no estar correlacionadas entre sí, las cuales fueron nitrógeno total, pH, precipitación y porcentaje de arena. Los resultados del ACC fueron graficados en un diagrama “bi-plot” que mostró las variables ambientales reflejo de la correlación de los ejes canónicos y su contribución a la varianza total observada. Se hizo una prueba de permutaciones de Monte Carlo para determinar la significancia de los ejes canonicos. El análisis fue realizado usando el paquete estadístico PC-Ord 5.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los matorrales xerófilos de Hidalgo se ha reportado la presencia de 70 especies arbustivas (Villavicencio-Nieto, Pérez-Escandón, & Ramirez-Aguirre, 1998). En este trabajo se registraron 46 especies de 41 géneros y 21 familias. Las familias mejor

representadas fueron Asteraceae y Fabaceae, ambas con diez géneros (Tabla 2). Obtuvimos el 65 % de las especies arbustivas reportadas para Hidalgo, a pesar de que los muestreos fueron realizados considerando una sola orientación de ladera (este).

El sitio 10 fue el de mayor riqueza con 15 especies, mientras que los sitios 3 y 4 sólo tuvieron cuatro especies (Tabla 2). Sin embargo, al incluir las abundancias (a través del índice de diversidad verdadera) la mayor cantidad de especies efectivas se obtuvo en el sitio 11 con 7.8, en el 1 con 7.6, en el 10 y el 16 con 6.2 (Tabla 2). Las diferencias entre la riqueza y el número de especies efectivas ocurren por la variación en las abundancias de las especies y en la equidad de cada sitio (Jost, 2006; Moreno et al., 2011). El análisis de regresión múltiple mostró que el pH fue el único factor ambiental que explicó significativamente la variación en la diversidad alfa entre sitios ($t = 2.506$ $P = 0.024$). El suelo de zonas áridas y semiáridas por lo regular es alcalino con valores mayores a 7.3, lo que implica relaciones particulares con las propiedades químicas del suelo y a su vez con las plantas adaptadas a ellas (Knight, 1991; Laity, 2008). El pH de los sitios de estudio tuvo un intervalo entre 5.6 y 7.7 (Tabla 2), siendo más diversos los sitios con valores mayores. Las relaciones entre la diversidad de plantas y el pH ha sido explorada ampliamente, en general se ha sugerido una correlación positiva siempre y cuando las especies tengan una historia evolutiva común en suelos de pH alto (Pärtel, 2002), lo que podría ser el caso en este trabajo. Para el Valle del Mezquital fueron reportados valores de pH entre 7.2 y 7.3 (Montaño-Árias et al., 2006) y para el semidesierto de Tehuacán-Cuicatlán de 7.3 a 8.4 (Pavón, Hernández-Trejo, & Rico-Gray, 2000), mientras que en este estudio encontramos sitios con pH ligeramente ácidos de 5.8. Desconocemos si esto es una condición natural de los sitios o es derivado de actividades humanas, sin embargo, es necesario realizar estudios para su apropiada evaluación.

Tabla 2. Lista de las especies arbustivas dominantes de la zona semiárida del estado de Hidalgo. Se muestra el índice de valor de importancia promedio por intervalo de precipitación de cada especie por sitio. La localización de los sitios se muestra en la Figura 1.

	FAMILIA	ESPECIE	Sitios de muestreo																
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Amarantaceae	1	<i>Iresine glaudis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.86	0	0	0
	2	<i>Iresine schaffneri</i> S. Watson.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.4	12.9	0	0
Asteraceae	3	<i>Aster moranensis</i> Kunth.	0	4.15	0	0	2.85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43.3
	4	<i>Ageratina espinosarum</i> (A. Gray) R.M. King & H. Rob.	0	0	0	107	0	0	0	17.5	0	23.4	0	0	0	0	0	0	16.9
	5	<i>Baccharis sordescens</i> DC.	0	0	0	0	0	0	0	4.6	3.52	0	0	0	0	0	1.45	0	0
	6	<i>Flourensia resinosa</i> (Brandege) S.F. Blake.	65.8	63.4	55.6	55.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.67	0	0
	7	<i>Gymnosperma glutinosa</i> Less.	0	0	10.1	0	0	0	0	15.9	122	0	0	0	0	0	0	0	0
	8	<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	0	0	0	0	0	0	0	43.6	25.4	75.2	0	0	2.82	0	0	24.9	0
	9	<i>Parthenium incanum</i> Kunth.	5.48	63.1	42.7	0	2.05	0	2.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	10	<i>Perymenium buphthalmoides</i> DC.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67.3	0
	11	<i>Trixis mexicana</i> Moc. Ex Lex.	0	0	0	0	21.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	12	<i>Zaluzania augusta</i> (Lag.) Sch.Bip.	0	29.8	5.99	0	0	0	2.76	0	13.5	93.1	50.1	49.2	0	27.3	40.9	2.06	0
Burseraaceae	13	<i>Bursera fagaroides</i> (Kunth) Engl.	0	0	0	10.3	26.6	16.6	0	0	0	0	25.9	0	0	9.76	23.8	0	0
Euphorbiaceae	14	<i>Croton suaveolens</i> Torr.	0	0	0	0	4.09	31.9	0	0	0	0	0	0	0	0	1.45	0	0
	15	<i>Croton ciliatoglandulifer</i> Ort.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.54	0	0	0
Fabaceae	16	<i>Acacia farnesiana</i> Wall.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19.9	0	0	0	0
	17	<i>Acacia schaffneri</i> (S. Watson) F. J. Herm.	0	0	0	0	0	0	0	18.2	0	0	0	8.68	0	4.2	0	0	0
	18	<i>Brongniartia intermedia</i> Moric. Ex ser.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.97	0	0	0	0	0	0
	19	<i>Chaesalpinia hintonii</i>	0	0	0	0	0	0	6.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	20	<i>Dalea bicolor</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.	0	0	2.07	0	0	0	86.3	39.2	18.2	0	4.49	0	0	3.74	0	23.9	0

	21	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	101	116	70.9	9.82	0	24.8	
	22	<i>Eysenhardtia parviflora</i> Brandegees	0	0	0	0	0	4.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	23	<i>Havardia elachistophylla</i> (A. Gray ex s. Watson) L. Rico.	0	0	0	0	0	3.14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	24	<i>Mimosa</i> sp	0	0	2.21	0	2.05	38.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22.5	
	25	<i>Mimosa pringlei</i> S. Watson.	0	0	8.1	0	0	15.5	0	0	0	0	16.1	3.02	0	9.38	55.9	24.8	9.05	
Fouquieriaceae	26	<i>Fouquieria splendens</i> Engelm.	9.77	0	0	0	2.05	41.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Labiatae	27	<i>Salvia keerlii</i> Benth.	0	0	0	0	0	0	0	24.8	0	0	68.1	0	0	0	0	0	6.28	0
Malvaceae	28	<i>Sphaeralcea angustifolia</i> (Cav.) G. Don.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.6
Myrtaceae	29	<i>Myrtus ehrenbergii</i> O. Berg	17.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oleaceae	30	<i>Forestiera durangensis</i> Standl.	0	9.36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.51	0	0	0	0	0	25.3
Rhamnaceae	31	<i>Condalia hookeri</i> var. <i>Edwardsiana</i> (Cory) M.C. Johnst.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.9	0	1.45	0	0	
	32	<i>Condalia mexicana</i> Schltld.	0	5.19	11.4	0	0	12.2	15.6	0	0	0	0	0	0	0	41.1	0	0	
	33	<i>Condalia obtusifolia</i> (Hook. Ex torr. & A. Gray) Trel.	14.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	34	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (willd. Ex Roem. & Schult.) Zucc.	2.71	0	14.1	0	38.8	41.9	0	0	0	11.7	20.9	34.1	0	55.2	0	0	0	
Rosaceae	35	<i>Amelanchier denticulada</i> (Kunth) K. Koch	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.83	0	5.63	
Rubiaceae	36	<i>Bouvardia longiflora</i> (Cav.) kunth	0	0	0	0	0	0	54.3	5.58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	37	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schltld.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.2	0	0	0	0	0	0	0
Rutaceae	38	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	0	0	0	0	0	0	0	34.2	0	0	0	0	51.8	0	1.57	0	0	
Sapindaceae	39	<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11.6	0	5.31	
Scrophulariaceae	40	<i>Leucophyllum ambiguum</i> Bonpl.	0	0	4.7	0	0	3.59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Solanaceae	41	<i>Lycium carolinianum</i> Walter	3.98	45.1	0	0	0	0	16.1	0	6.85	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulmaceae	42	<i>Celtis pallida</i> Torr.	0	0	0	0	3.57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	43	<i>Celtis</i> sp1	0	0	0	8.49	9.41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.25	0	0	

Verbenaceae	44	<i>Lantana cámara</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9.72	1.82	0	0
	45	<i>Lippia sp.</i>	0	0	0	0	72.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	46	<i>Lippia graveolens</i> Kunth	0	0	0	0	0	2.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Riqueza de especies			12	12	4	4	10	8	8	7	10	15	10	7	5	6	7	9	7
Diversidad verdadera (${}^1D = exp(H')$)			7.6	5.3	1.9	2.2	4.2	3.5	4.1	1.6	4.1	6.2	7.8	2.7	2.2	3.7	2.9	6.2	2

En zonas áridas y semiáridas se ha considerado una relación positiva entre la precipitación y la diversidad (Aronson & Shmida, 1992; Nuñez-Olivera, Martínez-Abaigar, Escudero, & García-Novo, 1995). Sin embargo, en este estudio esta relación no fue significativa. Los sitios donde más llueve fueron también los de menor pH y menor temperatura, por lo que a nivel local la diversidad podría estar determinada por la interacción entre factores. Además, se deben considerar los procesos históricos como la fragmentación (Aguiar & Sala, 1999) y las interacciones bióticas que generan los procesos de coexistencia entre especies (Chesson, 2004).

La diversidad beta total de la zona fue de 0.9, este valor fue consecuencia del alto recambio entre sitios (0.87). De todas las combinaciones posibles entre pares de sitios (136 combinaciones) el 67% de ellos tuvieron valores de recambio mayores a 0.7 y por lo contrario el anidamiento fue en todos los casos inferior a 0.38 (Tabla 3). Estos resultados apoyan la hipótesis de que en zonas semiáridas el recambio de especies es el componente de la diversidad beta total más importante. El alto valor de recambio puede ser reflejo de la heterogeneidad ambiental de la zona semiárida estudiada, en donde los fragmentos de matorral xerófilo son caracterizados por condiciones de suelo particulares (Aguiar & Sala, 1999; Montaña-Árias et al., 2006). Además, se deben considerar otros factores como la separación entre sitios y el grado de perturbación, tal como ocurre en otras regiones semiáridas del país (Arriaga, 2009; Montaña-Árias et al., 2005). Por otra parte, el bajo valor de anidamiento indicó que la distribución de las especies no es uniforme, ya que el anidamiento disminuye a medida que aumenta la heterogeneidad (Wright & Reeves, 1992).

Tabla 3. Análisis de diversidad beta, los valores del anidamiento (por encima de la diagonal) y del recambio (por debajo de la diagonal) de las combinaciones entre sitios. Los valores cercanos a 1 corresponden al mayor recambio o anidamiento entre cada uno de los sitios.

		Anidamiento																	
Recambio	Sitios	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
	1		0	0.25	0.13	0.05	0.05	0.08	0.08	0.03	0.02	0.03	0.11	0	0.06	0.04	0	0	0
	2	0.5		0.38	0.13	0.03	0.08	0.05	0.11	0.02	0.02	0.01	0.08	0	0	0.04	0	0	0
	3	0.5	0.25		0	0	0.08	0.08	0	0.11	0.29	0.21	0.07	0	0	0	0.1	0	0
	4	0.75	0.75	0.75		0.21	0.08	0.17	0.07	0.11	0.14	0.11	0.14	0.03	0.1	0.07	0.29	0.14	0.14
	5	0.5	0.7	1	0.5		0.06	0.06	0.08	0	0.06	0	0.08	0	0.13	0.1	0.02	0.08	0.08
	6	0.75	0.63	0.75	0.75	0.5		0	0.04	0	0.04	0.03	0.02	0	0.02	0.04	0.01	0.02	0.02
	7	0.63	0.75	0.75	0.5	0.5	0.88		0.01	0.06	0.15	0.01	0.03	0	0.07	0.02	0.02	0.02	0.02
	8	0.71	0.57	1	0.75	0.57	0.43	0.86		0.03	0	0.03	0	0	0	0	0	0	0
	9	0.7	0.8	0.75	0.75	0.7	1	0.5	0.86		0.14	0	0.1	0.07	0.08	0.03	0.01	0.03	0.03
	10	0.83	0.83	0.5	0.75	0.7	0.88	0.5	1	0.3		0.06	0.21	0.3	0.21	0.1	0.08	0.16	0.16
	11	0.7	0.9	0.5	0.75	0.8	0.75	0.88	0.86	0.7	0.7		0.1	0.07	0.04	0	0.01	0	0
	12	0.57	0.71	0.75	0.5	0.57	0.71	0.57	0.86	0.43	0.43	0.43		0.03	0.03	0	0.04	0	0
	13	1	1	1	0.75	1	1	1	1	0.8	0.4	0.8	0.8		0.02	0	0.06	0.03	0.03
	14	0.83	1	1	0.5	0.5	0.83	0.5	1	0.67	0.5	0.83	0.67	0.8		0.03	0.1	0.04	0.04
	15	0.86	0.86	1	0.75	0.43	0.43	0.71	0.71	0.86	0.71	1	0.86	1	0.67		0.05	0	0
	16	1	1	0.75	0.25	0.67	0.88	0.63	1	0.78	0.67	0.78	0.71	0.8	0.5	0.57		0.09	0.09
17	1	1	1	0.5	0.57	0.71	0.71	0.86	0.86	0.57	1	0.86	0.8	0.5	0.57	0.29		0.29	

El ACC mostró la distribución de las especies y los sitios con respecto a los vectores que representan las variables ambientales (Fig. 2). Los tres primeros ejes canónicos explican el 29.4, 7.3 y 6.2 de la varianza total en la distribución de especies. De acuerdo con la prueba de Monte Carlo solo el 1 y 3 ejes canónicos fueron significativos (eje 1 = 0.229, $P = 0.01$; eje 3 = 0.048, $P = 0.01$). Por lo anterior, solo se utilizaron el eje 1 y 3 para generar el diagrama de ordenación. Además, la diferencia de la varianza explicada entre esos los ejes 2 y 3 fue muy pequeña. El coeficiente de correlación de Pearson entre especies-ambiente fue de 0.93 y 0.70, para el eje 1 y 3 respectivamente. El pH ($r = 0.793$) y la precipitación ($r = -0.799$) tuvieron los coeficientes de correlación más altos con el eje 1 y el porcentaje de arena del suelo ($r = 0.222$) y el nitrógeno total ($r = 0.495$) con el eje 3. La interacción entre las características del suelo y la distribución de los arbustos tuvo un comportamiento similar al encontrado en trabajos previos. En el matorral tamaulipeco en el Noreste de México (Reid, Stafford-Smith, Beyer-Münzel, & Marroquín, 1990) y en dos zonas en el occidente de Egipto (Monier & El-Ghani, 2000), se encontró que factores como el clima, suelo y la topografía son responsables de la distribución de las especies. Esto puede estar dado porque las especies se especializan a condiciones específicas de hábitats, lo que limita su distribución (Balleza & Villaseñor, 2011). De los cuatro factores considerados (nitrógeno total, pH, precipitación y porcentaje de arena) el nitrógeno total tuvo la menor intensidad (determinado por la longitud del vector). Este nutriente, en general, ha sido considerado el más importante en presencia de especies en zonas semiáridas (Celaya-Michel & Castellanos-Villegas, 2011; Hooper & Johnson, 1999), sin embargo, en estas zonas se ha documentado una alta variación en la concentración de este elemento que van desde sitios pobres hasta fértiles (Montaño-Árias et al., 2006; Perroni-Ventura et al., 2006). Aunque la concentración de nitrógeno en los sitios estudiados fue

baja, algunas especies que se encontraron asociadas a sitios con mayor concentración de este elemento, como fueron *Zaluzania augusta* (Lag.) Sch.Bip y *Montanoa tomentosa* Cerv.

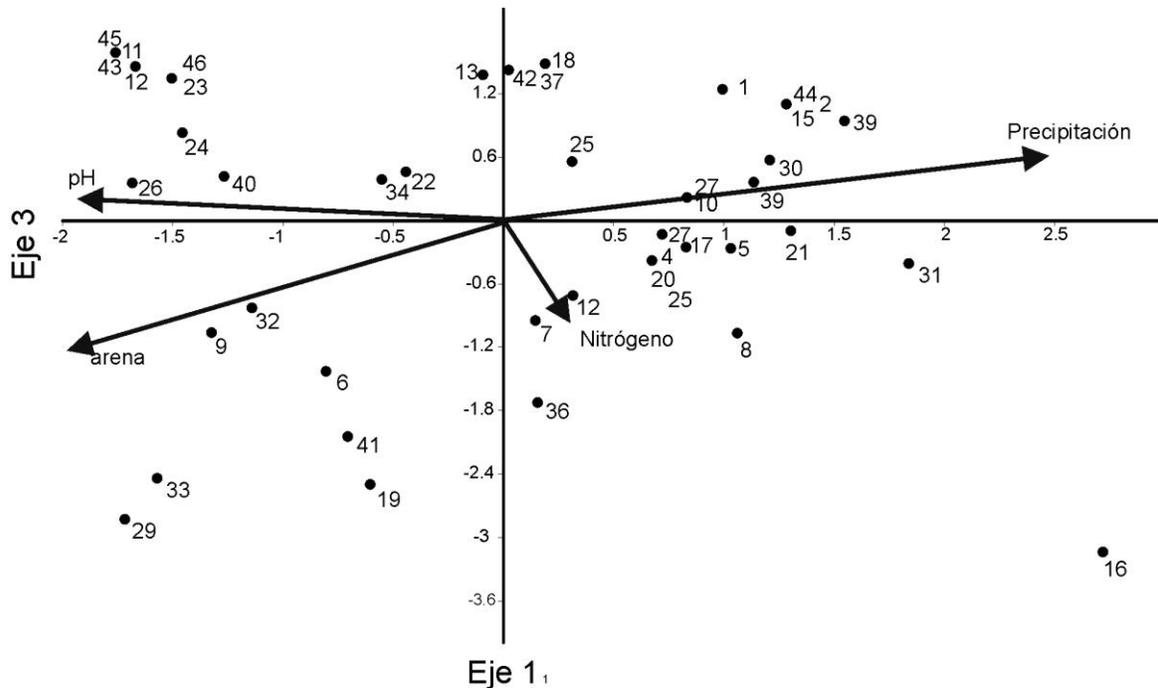


Figura 2. Análisis de correspondencia canónica relacionando las variables ambientales y el IVI de cada especie. Los números representan cada una de las especies enumeradas en la Tabla 2. Los vectores muestran la dirección del gradiente.

Por otro lado el pH y la precipitación tuvieron una alta correlación con el eje 3, lo que muestra claros gradientes ambientales. La precipitación en zonas áridas y semiáridas es uno de los factores más importantes que explican los procesos bióticos, entre ellos la distribución de las especies (Noy-Meir, 1985). Esto se reafirma en este trabajo ya que las especies se distribuyen claramente en el gradiente de precipitación (Fig. 2). La especie *Condalia hookeri* var. *Edwardsiana* (Cory) M.C. Johnst se encontró en los sitios con mayor precipitación, mientras que *Fouquieria splendens* Engelm en los sitios más secos (Fig. 2). La textura es una propiedad del suelo correlacionada con otras propiedades tanto físicas

como químicas, es así que el porcentaje de arena está relacionado con el punto de marchitamiento permanente, el contenido de materia orgánica, la porosidad, la capacidad de campo y la humedad aprovechable, es por esto que es un buen indicador de la tolerancia de las especies a estos factores. Los arbustos *Parthenium incanum* Kunth y *Condalia mexicana* Schltldl están relacionados con suelos de sitios con alto porcentaje de arena, mientras que *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq en suelos con menor porcentaje de arena, siendo arcillosos. Algunas especies, como *Zaluzania augusta* (Lag.) Sch.Bip y *Karwinskia humboldtiana* (Willd. Ex Roem. & Schult.) Zucc se registraron en varios sitios, lo cual podría estar dado como consecuencia de una mayor amplitud en su tolerancia a la variación ambiental tanto edáfica como climática, que les permite ser parte de una mayor cantidad de comunidades locales (Leibold & Geddes, 2005; Silvertown, 2004; Tokeshi, 1999). Esto mismo ha sido señalado para especies de *Acacia* que se distribuyen en Turkana, Kenia, donde su amplia distribución se explica por la manera en que usan o comparten los recursos o toleran diferentes condiciones ambientales dentro de una zona con alta heterogeneidad en la precipitación media anual, el suelo y el relieve (Patten & Ellis, 1995).

CONCLUSIONES

El recambio de especies es el principal factor que origina una alta diversidad de arbustos, como consecuencia de la heterogeneidad ambiental de la zona semiárida estudiada. La variación en las características del suelo, aunado a las diferencias en precipitación originan condiciones particulares para el establecimiento de las especies de arbustos. La heterogeneidad de la zona estuvo representada principalmente por el pH, el nitrógeno total y el porcentaje de arena del suelo y por la distribución de la precipitación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Felipe Barragán T., Claudia Ballesteros por comentarios al manuscrito. A Ernesto Lezama D., Pilar Saínos P., Cristian Omar A. y Enrique Cruz C. por su ayuda en campo. A Gerardo Salazar, Verónica Juárez, Rafael Torres Colín, Manuel Ledesma y Miguel Ángel Villavicencio por ayuda en la determinación taxonómica. Agradece al consejo nacional de ciencia y tecnología (CONACYT) por la beca doctoral y al proyecto FOMIX-CONACYT-98122, por el financiamiento para realizar el estudio.

REFERENCIAS

- Aguiar, M. R., & Sala, O. E. (1999). Patch structure, dynamic and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, *14*, 273-277.
- Álvarez-Yépis, J. C., Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A., & Lindquist, C. (2008). Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forest in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*, *256*, 355-366.
- Aronson, J., & Shmida, A. (1992). Plant diversity along a Mediterranean-desert gradient and its correlation with interannual rainfall fluctuations. *Journal of Arid Environments*, *23*, 235-247.
- Arriaga, L. (2009). Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: Un enfoque multiescalar. *Investigación Ambiental*, *1*, 6-16.
- Balleza, J., & Villaseñor, J. L. (2011). Contribución del estado de zacatecas (México) a la conservación de la riqueza florística del desierto Chihuahuense. *Acta Botánica Mexicana*, *94*, 61-89.
- Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe, C., & Islas, A. (2002). Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science*, *13*, 145-158.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *19*, 134-143. doi: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x
- Barajas, G. C. I. (2005). Evaluación de la diversidad de la flora en el campus Juriquilla de la UNAM. *Evaluación de la Biodiversidad*, *1*, 9-10.
- Bhandari, B., & Ficklin, R. L. (2009). Characterizing the variability of physical and chemical properties across the soil individuals mapped as amy silt loam soils in southeastern Arkansas. *Journal of the Arkansas Academy of Science*, *63*, 34-43.
- Celaya-Michel, H., & Castellanos-Villegas, E. (2011). Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra Latinoamericana*, *29*, 343-356.

- Challenger, A., & Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres de México. In: J. Soberón., G. Halffter, & J. Llorente (Eds.), *Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad* (pp. 88-105). México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Chesson, P., Gebauer, R. L. E., Schwinning, S., Huntly, N., Wiegand, K., Ernest, M. S. K., Sher, A., Novoplansky, A., & Weltzin, J. F. (2004). Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia*, *141*, 236–253.
- Gutierrez, J. R., & Squeo, F.A. (2004). Importancia de los arbustos leñosos en ecosistemas Semiáridos de Chile. *Ecosistemas*, *13*, 36-45.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, *25*, 1965-1978.
- Holzappel, C., Tielbörger, K., Parag, H. A., Kigel, J., & Sternberg, M. (2006). Annual plant-shrub interactions along an aridity gradient. *Basic and Applied Ecology*, *7*, 268-279. doi 10.1016/j.baae.2005.08.003
- Hooper, D. U., & Johnson, L. (1999). Nitrogen limitation in dryland ecosystems: Responses to geographical and temporal variation in precipitation. *Biogeochemistry*, *46*, 247-293.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, *113*, 363-375. doi 10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x
- Knight, W. G. (1991). Chemistry of arid regions soils. In J. Skujins (Eds.), *Semiarid lands and deserts: Soil resource and reclamation* (pp. 111-171) New York USA: Marcel Dekker.
- Laity, J. (2008). Deserts and desert environments. New Jersey: Wiley-Blackwell, Hoboken.
- Leibold, M. A., & Geddes, P. (2005). El concepto de las metacomunidades. *Ecología Austral*, *15*, 117-129.
- McCune, B. & Mefford, M. J. (1995). *Pc-Ord, multivariate analysis of ecological data. Version 2.05*. Oregon: Gleneden Beach.
- Monier, M., & El-Ghani, A. (2000). Floristic and environmental relations in two extreme desert zones of western Egypt. *Global Ecology and Biogeography*, *9*, 499-516.
- Montaña-Árias, N. M., García-Sánchez, R., Ochoa-de la Rosa, G., & Monroy-Ata, A. (2006). Relación entre la vegetación arbustiva, el mezquite y el suelo de un ecosistema semiárido en México. *Terra Latinoamericana*, *24*, 193-205.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. (2011). Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *82*, 1249-1261.
- Nanzyo, M., Dahlgren, R., & Shoji, S. (1993). Chemical characteristics of volcanic ash soils. In: S. Shoji, & R. Dahlgren (Eds.), *Volcanic ash soils genesis, properties and utilization* (pp. 145-188). Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V.
- Noy-Meir, I. (1985). Desert ecosystem structure and function. In: M. Evenari, I. Noy-Meir, & D. W. Goodall (Eds.), *Hot deserts and arid shrublands* (pp. 93-101). Amsterdam: Elsevier,.
- Núñez-Olivera, E., Martínez-Abaigar, J., Escudero, J. C., & García-Novo, F. (1995). A comparative study of *Cistus ladanifer* shrublands in Extremadura (CW Spain) on the basis of woody species composition and cover. *Plant Ecology*, *117*, 123-132.

- Pärtel, M. 2002. Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology*, 83, 2361–2366.
- Patten, R. S., & Ellis, J.E. (1995). Patterns of species and community distributions related to environmental gradients in an arid tropical ecosystem. *Journal of Vegetation Science*, 117, 69-79.
- Pausas, J. G., & Austin, M. P. (2001). Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. *Journal of Vegetation Science*, 12, 153-166.
- Pavón, N. P., Hernández-Trejo, H., & Rico-Gray, V. (2000). Distribution of plant life forms along an altitudinal gradient in the semi-arid valley of Zapotitlán, México. *Journal of Vegetation Science*, 11, 39-42.
- Perroni-Ventura, Y., Montaña, C., & García-Oliva, F. (2006). Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semi-arid environment. *Journal of Vegetation Science*, 17, 719-728. doi [http://dx.doi.org/10.1658/1100-9233\(2006\)17\[719:RBSNAA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1658/1100-9233(2006)17[719:RBSNAA]2.0.CO;2)
- Quian, H., Ricklefs, R. E., & White, P. S. (2005). Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*, 8, 15–22. doi 10.1111/j.1461-0248.2004.00682.x
- Reid, N., Stafford-Smith, D. M., Beyer-Münzel, P., & Marroquín, J. (1990). Floristic and structural variation in the Tamaulipan thornscrub northeastern México. *Journal of Vegetation Science*, 1, 529-538.
- Reyes-Jaramillo. I. (1996). *Fundamentos teórico-prácticos de temas selectos de la ciencia del suelo*. Parte I. México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Romero-López B. E., León-de la Luz, J., Pérez-Navarro, J. J., & De-la Cruz Agüero, G. (2006). Estructura y composición de la vegetación de la barra costera El Mogote, Baja California, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 79, 21-32.
- Sánchez-Colon, S., Flores-Martínez, A., Cruz-Leyva, A. I., & Velázquez, A. (2009). Estado y transformación de los ecosistemas por causas humanas. In: *Capital Natural de México, vol II: Estado de conservación y tendencias de cambio*, CONABIO (pp. 75-129). México, D.F.
- Sánchez-González, A., & López-Mata, L. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica*, 74, 47-71.
- Silvertown, J. (2004). Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 605–611.
- Skopp, J. M. (2000). Physical properties of primary particles. In M. Sumner (Eds.), *Handbook of soil science* (pp. 3-17). Florida: CRC Press, Boca Ratón.
- Ter-Braak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67, 1167-1179.
- Tokeshi, M. (1999). *Species coexistence. Ecological and Evolutionary Perspectives*. Oxford: Blackwell Science.
- Ugalde, A. J., Granados-Sánchez, D., & Sánchez-González, A. (2008). Sucesión en el matorral desértico de *Larrea tridentata* (DC.) conv. En la sierra de catorce, San Luis Potosí, México. *Terra Latinoamericana*, 26, 153-160.
- Ulrich, W., & Gotelli, N.J. (2007). Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, 88, 1824–1831.

- Villavicencio-Nieto, M. A., Pérez-Escandón, B. E., & Ramírez-Aguirre, A. (1998). *Lista florística del estado de Hidalgo recopilación bibliográfica*. México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Centro de Investigaciones Biológicas.
- Wright, D. H., & Reeves, J. H. (1992). On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, 92, 416–428. doi 10.1007/BF00317469
- Ylva-Li, B., Gowda, J., Martensson, L., Sandberg, J., & Fransson, A. (2010). Plant species richness in a natural Argentinian matorral shrub-land correlates negatively with levels of plant phosphorus. *Plant Soil*, 345, 11-21. doi 10.1007/s11104-010-0671-0

Capítulo II

SHRUBS SELECTION FOR SEMIARID SCRUB RESTORATION IN CENTRAL MEXICO: CLIMATIC CHANGE IMPLICATIONS

Sandra M. Gelviz-Gelvez¹, Numa P. Pavón², Patricia Illoldi-Rangel³ y Claudia Ballesteros-Barrera⁴

¹ Doctorado en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Correo: milena1181@hotmail.com.

² Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Apartado Postal 69 plaza Juárez, 42001 Pachuca, Hgo.

³ Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México.

⁴. Departamento de Biología, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, A.P.

Possible to publish magazine: Restoration Ecology

State: in preparation

ABSTRACT

A selection of potential shrub species was used in ecological restoration projects in a semi-arid region in central México. For this, ecological characteristics of the species were considered, as was their tolerance to climate change. Inventories were made of shrubs in 17 xeric fragments in the semi-arid region of Hidalgo, central México. The 46 registered species were ordered using a principal component analysis, using ecological characteristics such as frequency, land cover, sociability and interaction with microbial symbionts. From

this 10 species were selected, which had the highest values of the selected characteristics. The response to climate change of these species was evaluated using actual potential distribution models and under climate change scenario A2, using MaxEnt. The species that had desirable ecological qualities for restoration maintained or increased their distribution under climate change scenarios were *Acacia schaffneri*, *Ageratina espinosarum*, *Bursera fagaroides*, *Dalea bicolor*, *Eysenhardtia polystachya* and *Karwinskia humboldtiana*. This is how these species are recommended to be used in medium and long-term projects of ecological restoration in the semi-arid region in central México.

Key words. Degradation, semi-arid ambient, ecological attributes, distributional models.

INTRODUCTION

The arid and semi-arid zones in México are highly fragmented and degraded due to land use cover change, mainly because of agricultural and livestock activities, which has caused alteration in the biogeochemical cycles and species loss (Challenger 1998; Montagnini et al. 2008). Also, semi-arid ecosystems have a low resilience because their recovery to perturbances is slow, mainly because lack of water (Maestre 2003; Miranda et al. 2004). These situations justify the implementation of ecological restoration projects that contribute to the conservation and recovery of ecosystemic services in these ambients.

Projects focused in the restoration of degraded ambients in semi-arid areas have used shrub species with mycorrhizic associations (Corkidi & Rincón 1997; Carrillo-García et al. 1999; Allen et al. 2005; Monroy-Ata et al. 2007), nurse (Carrillo-García et al. 1999; Castro et al. 2002; Castro et al. 2004), and conform fertility islands (Camargo-Ricalde et al. 2002; Monroy-Ata et al. 2007). But little attention has been put in considering the use of

species with ecological characteristics such as sociability, which can facilitate the establishment of species in advanced successional stages (Gutiérrez & Squeo 2004; Badano et al. 2006; Hillebrand et al. 2008). On the other side, in selecting species for ecological restoration it should be considered the survival of the plants to alterations in temperature and precipitation regimes derived from climate change (Harris et al. 2006, Choi et al. 2008; Maschinski & Hanskins 2012). The effect of climate change in germination, establishment, growth, phenology and reproduction of some plant species has been documented, which generates both a decrement and an increment in their distributional area (Walther et al. 2002; Lavergne et al. 2010). Given that, climate change can cause modification in the structure and composition of communities (Rice & Emery 2003; Harris et al. 2006; Clewey & Aronson 2007; Choi et al. 2008).

To evaluate the effect of climate change in restoration projects it is necessary a long-term follow-up in the survival of plants and their replacement in the successional trajectory during long periods of time. But, because the short and medium term necessities, potential distributional models have been used as a tool to evaluate in an indirect way the effect of climate change. These models provide a habitat and space descriptor in which species are found that can be applied to future climate change scenarios (Pearson & Dawson 2003; Lavergne et al. 2010).

Shrubs in the semi-arid area in central México are highly fragmented and perturbed by human activities. A first step for the establishment of an ecological restoration project is the selection of species that will be used. In the present work a case study is presented for the selection of shrub species with ecological attributes (coverage, density, frequency, association coefficient, and presence of mycorrhizic associations) that will allow the acceleration of the recovery in semi-arid environments in central México. Also, the proposed

species should maintain or increase their potential distribution under climate change scenarios within the area, so the assumption that they will remain for enough time to impact in the recovery of the sites is established.

MATERIALS AND METHODS

Study Area. The area of interest is the semi-arid zone in the state of Hidalgo, located in central México (Figure 1). Inventories were made in this area for shrub species in 17 fragments of xeric shrub land. The area in general is characterized for having an annual mean temperature between 15°C and 19°C, and annual precipitation between 300 and 518 mm (Pavón & Meza 2009). Vegetation is characterized by different arbustive associations of species like *Acacia farnesiana*, *Celtis pallida*, *Cordia boissieri*, *Dalea bicolor*, *Forestiera angustifolia*, *Karwinskia humboldtiana*, *Lantana involucrata* and *Montanoa tomentosa* among others (Puig 1991).

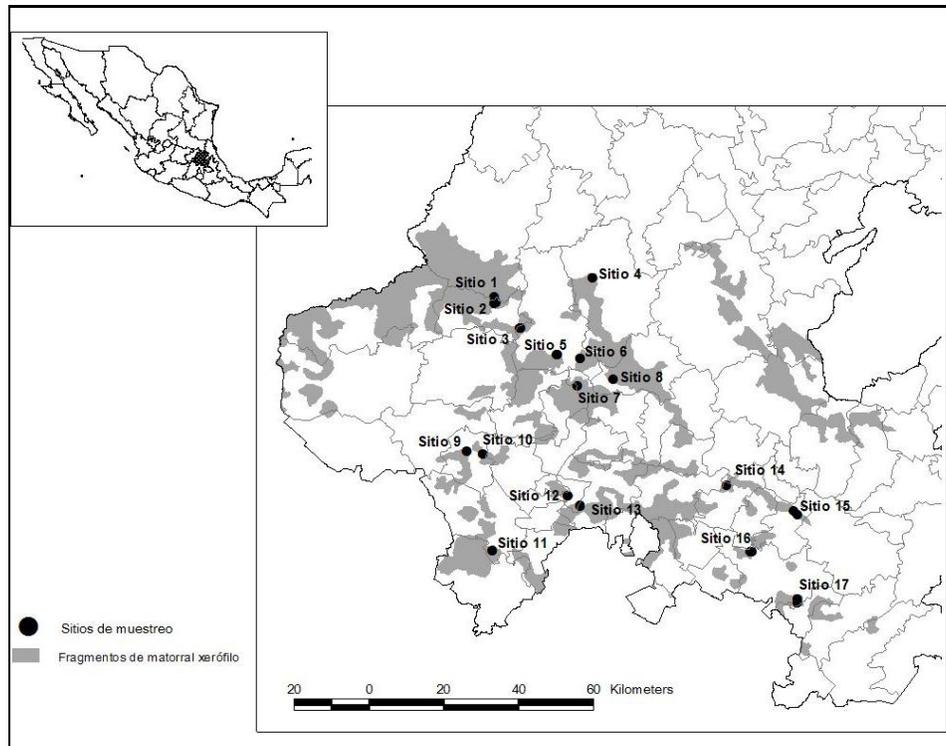


Figure 1. Fragment location of xeric shrubs in a semi arid area in central México within the state of Hidalgo. Numbers indicate fragments where vegetation samples were taken (Source: modified from CONABIO 1: 25000).

In each fragment two transects were made, each of 5 m x 50 m divided in 5 x 5 m squares, where abundance and coverage of the shrubs present was registered.

Species discrimination. For each registered species the following attributes were determined: coverage, density, frequency, sociability and mycorrhizic associations. The sociability of each species was estimated with the association coefficient (Verlaine 2001). The mycorrhizae association was determined using literature. For the present investigation species were considered mycorrhizic only if they had a report, although this does not imply that the rest of the species don't have it.

Using a principal component analysis (PCA) species were ordered according to the ecological attributes above mentioned (Johnson, 1998). The analysis was performed using the statistical package PC-ORD 2.0.

Ecological Niche Models.

The PCA allowed us to select the group of species with the greatest ecological attributes considered. Only with these species ecological niche models were elaborated, using a maximum entropy algorithm (MaxEnt). This algorithm calculates the most probable potential geographic distribution of a species, which is given mainly by the relation of the geographic data and the known geographic distribution for the species (Elith et al. 2011). A detailed explanation of the technical aspects of MaxEnt can be found in Phillips et al. (2006). Georeferenced were used of each sampling site for each species in México, so a register of the ambient and topographic variables was also obtained. The data were obtained from field and the following databases: Global Biodiversity Information Facility (GBIF), Red Mundial de Información para la Biodiversidad (REMIB), Unidad Informática para la Biodiversidad (UNIBIO), “Missouri Botanical Garden”, “Royal Botanical Gardens”, and “The New York Botanical Garden”. We only considered data which georeference could be corroborated. With this information a 1 km x 1 km quadrille was created, where the sampling localities were projected, leaving only one register per species for each kilometer. The construction of the quadrille was made to avoid that the model could be thrown to places where the sampling could have been more intense.

Special Report on Emission Scenarios (SRES) were used to evaluate climate change and to create the models. The SRES selected for the present analysis was the A2 scenario given that our main interest was to establish the potential distribution under the most

adverse conditions. This scenario foresees a temperature increment between 3.6° C and 5.6° C, and an annual precipitation variation between +5 and -10% (Arnell et al. 2004; IPCC 2000). Climatic variables for the future correspond to the HADCM3 (The Hadley Centre for Climate Prediction and Research) and CGCM2 (Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis) general circulation models, both at a 1 Km² resolution (Flato et al. 2000). 19 climatic layers were used, all obtained from Worldclim (www.worldclim.org), described by Hijmans et al. (2005). Also three topographic layers were included: (1) Slope, (2) Aspect, y (3) Topographic Index (Gesch & Larson 1996). The resulting models were obtained in a logistic format given that it is robust when the occurrence is unknown and their biological interpretations is easy, mainly because it assumes that the estimated probability for a species is based in the restrictions imposed by the climatic variables. (Phillips & Dudik 2008). For each species 70% of the presence data was used to generate the model, and 30% to evaluate it. To assess the prediction MaxEnt calculated the AUC (Area Under the Curve) values for the ROC graphics. The AUC value allows the characterization of the performance of the model. The classification values imply values ranging from 0 to 1, where values closer to 1 represent a perfect adjustment (Feria et al. 2010). Afterwards, binary maps (presence/absence) were generated, with a consensus map from the two general circulation models for 2050. All models were generated for all México, with a posterior clipping to the area of interest. Comparisons were made in this area between the percentage of the area gained, lost and conserved for the potential distribution under climate change scenarios to the present potential distribution map.

RESULTS

A total richness of 46 arbustive species was recorded, corresponding to 41 genera and 21 families. The best represented families were Asteraceae y Fabaceae, with 10 genera each. The PCA allowed us to distinguish between two different groups of species with the highest values for the ecological desired characteristics (Figure 2). From the total of species, group A was formed by *Acacia schaffneri* (S. Watson) F. J. Herm, *Ageratina espinosarum* (A. Gray) R.M. King & H. Rob, *Bursera fagaroides* (Kunth) Engl, *Dalea bicolor* Humb. & Bonpl. Ex Willd, *Eysenhardtia polystachya* (Ortega) Sarg, *Karwinskia humboldtiana* (Willd. Ex Roem. & Schult.) Zucc y *Montanoa tomentosa* Cerv., and for group B *Gymnosperma glutinosa* Less, *Flourensia resinosa* (Brandege) S.F. Blake y *Mimosa pringlei* S. Watson. Both groups have high values of sociability, but species from group A have also the highest values for frequency and density. Together the first two components from the PCA explained 77.9% of the total variation. The first component explained 54.8%, where the frequency, density and coverage are the variables that had the greatest weight, with a correlation coefficient of 0.95 y 0.89, respectively. The second component explained 21.1% of the total variation, where the association coefficient and the presence of mycorrhizic associations had the highest correlation value with 0.97 y 0.77, respectively.

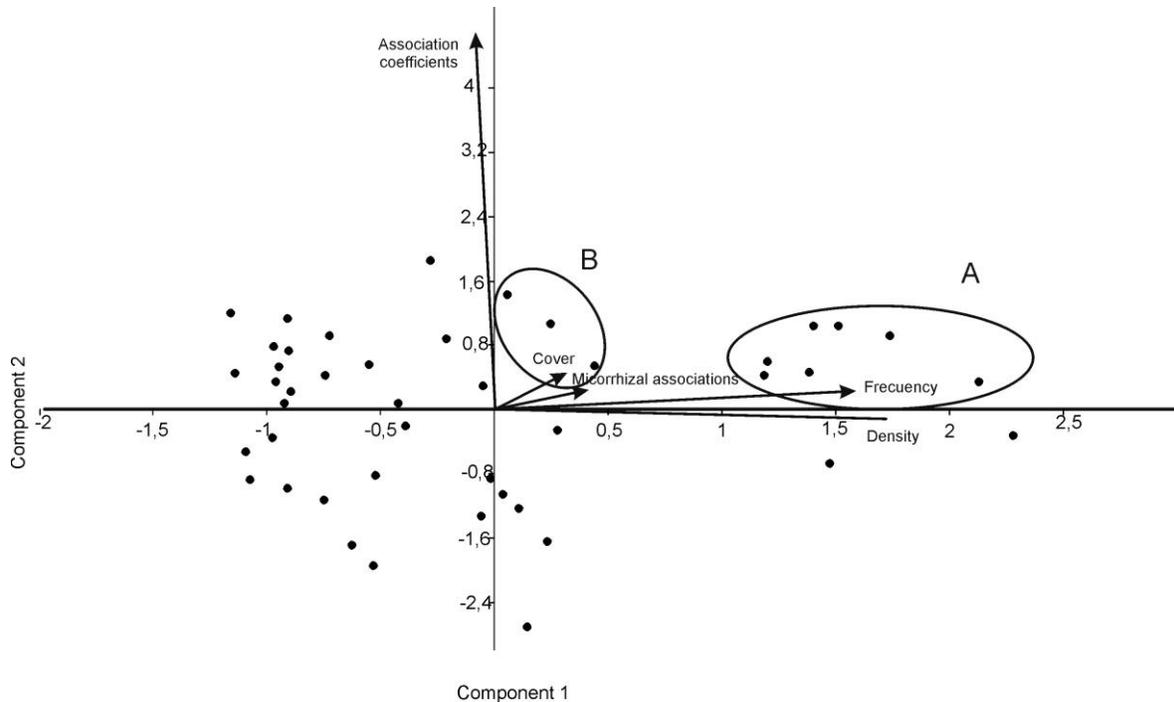


Figure 2. Principal component analysis of arbustive species with respect to coverage, density, frequency, sociability, and presence of micorhyzae. Species located on the right where those that complied with all the ecological attributes, which were selected for ecological niche modeling. Two groups of species were selected, group A formed by seven species, and group B defined by 3 species, both located to the right of the graphic.

Potential distributional models, and climate change models were elaborated only to species of groups A and B, with the exception of *G. glutinosa* and *M. pringlei*, because these two species had few sample points (< 10). The eight remaining species were modeled and had a good performance, with AUC values above 0.83. For each of these species between 40 and 200 occurrence points were obtained. The potential distributional maps generated were proved using the ROC curves (AUC > 0.92) indicating distributions with a high adjustment. Models included in the analysis were reclassified to binary maps, using as threshold value 10% of the training set value. This value is adequate for models generated with data taken from a wide variety of sources. The resulting potential distributional maps show that *F. resinosa* and *E. polystachya* loose an important extension of the actual

potential area under climate change scenarios, with 34.18% and 17.11% respectively (Figure 3). These species could not tolerate environmental modifications due to climate change under scenario A2, so they are not adequate to be used in ecological restoration projects in a long-term. The rest of the modeled species maintained or even gained potential distributional area under these climate change scenario (Figure 3).

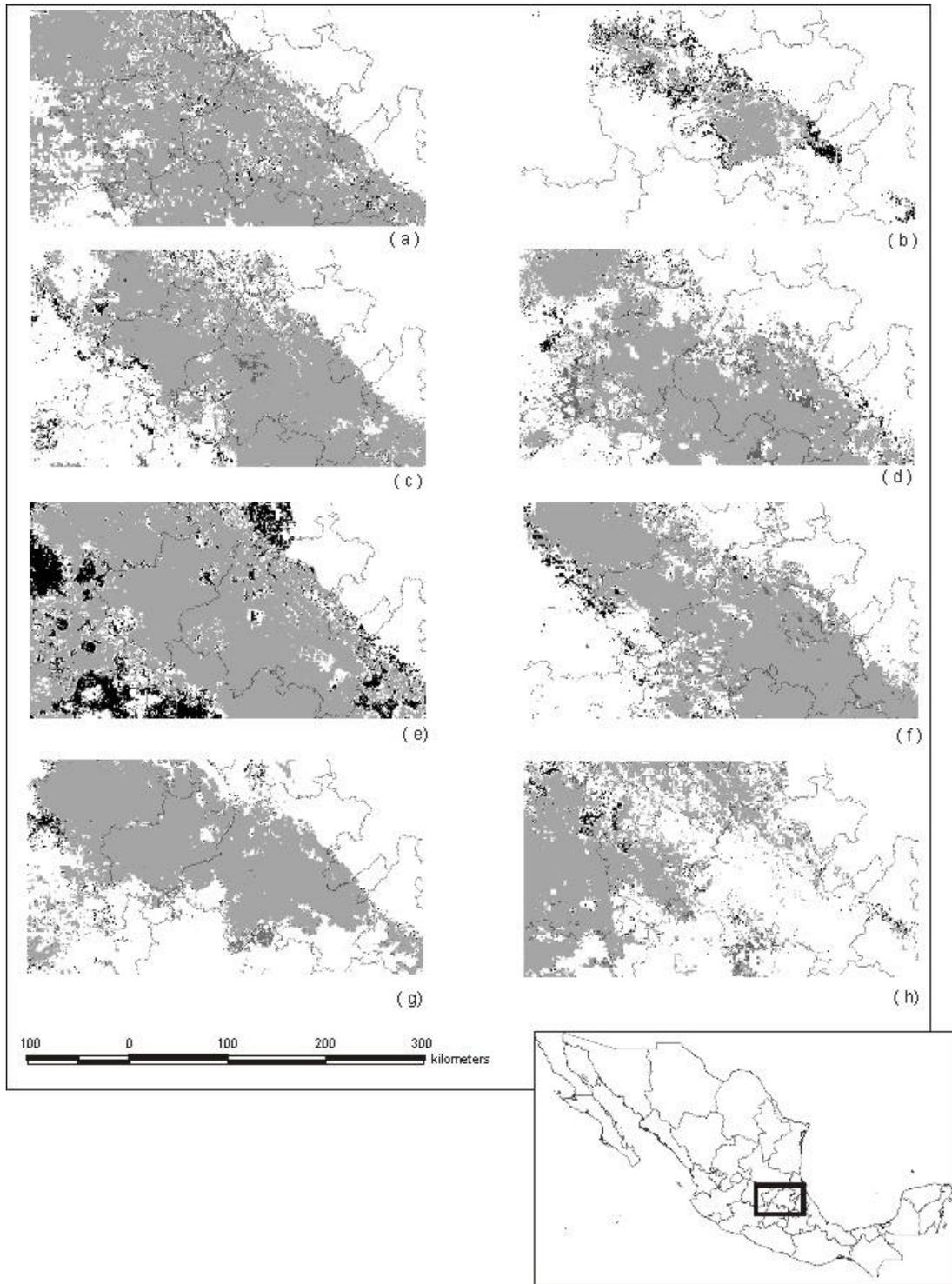


Figure 3. Potential distributional maps for potential shrub species for ecological restoration (circulation model, emission scenario A2, 2050). (a) *A. spinosarum*, (b) *F. resinosa*, (c) *M. tomentosa*, (d) *A. schaffneri*, (e) *E. polystachya* (f) *D. bicolor*, (g) *K. humboldtiana*, and (h) *B. fagaroides*. The area in light gray is the area conserved by the species, area in dark gray I the area gained by the species and black color is the area lost by the species for 2050, with reference to present.

DISCUSSION

Only 6 of the 46 collected species in the xeric shrub land in central México were considered as potential species to be used in ecological restoration projects. This selection was made under two main considerations: a) the presence of important ecological attributes for restoration, and b) tolerance to climate change under scenario A2.

It has been found that the selection of native species for restoration allows the identification of those species that present the greatest capacity for establishment and survival under environmental conditions in the area (Suárez et al. 2012). In mediterranean environments semi arid species have been selected which ample coverage and adaptation to perturbances like RAMONEO and fire have been the desirable characteristics to be used in the restoration of degraded areas (Cortina et al. 2004). Damasso (2010), in a degraded arid environment by oil activities, selected ten species based on the dynamics of the vegetation and a phyto-sociological focus, where the recuperation time was reduced, favoring the establishment of other species. Also, together with the benefits that these species have in the recovery of the ecosystems, it has been found that they comply to a social and economical roles, giving numerous goods to the local population, serving as refuge and food for the fauna (Montagnini 2008).

The use of native species for ecological restoration has important benefits in the decrement of costs and time of recovery of local systems (Meli et al. 2013). That these species have mycorrhizic associations increment the survival of the plants (Allen 1991), the photosynthetic efficiency (Augé 2001), and the resistance to drought (Allen & Allen 1986). For example, the survival of some plants of *Acacia farnesiana* and *Prosopis laevigata* previously inoculated with mycorrhizic fungi in the semi arid area of Hidalgo, México, was evaluated, finding an increment in the survival between 18 and 54% for both species

(Monroy- Ata et al. 2007). That these species have an ample coverage confers the possibility of functioning as nurse plants for the germination and establishment of other species, because it maintains the greatest content of nutriment and humidity in the soil, but less direct radiation than the area without coverage (James & Richards 2006; Perkins et al. 2006; Valiente-Banuet & Ezcurra 1991; Castro et al. 2002; Godínez et al. 2003). Other attributes that were considered for the selection of species were their frequency and density, because it has been observed that the role of abundant species within ecosystem processes is greater than that of rare species (Cardinale et al. 2006). Although the dominance could be an opposite characteristic to sociability, selected species in the present analysis had high values of association. Also, it is important to carry out germination studies and establishment studies of the selected species, because these attributes are important to be considered in restoration projects. For example, the selected species *B. fagaroides* has low percentages of germination and recruitment (Hernández & Espinosa 2002; Ortiz & Rico 2006), which could be an impediment to be considered in the restoration area.

It also has to be taken into account, for ecological restoration, the effect of climate change on their distribution (Harris et al. 2006). If the selected species does not tolerate the environmental modifications foreseen by climate change, the restoration strategies will not function in the mid and long-term. Up to date, only historical and actual climatic conditions are taken into consideration to establish the requirements necessary in restoration projects (Ravenscroft et al. 2010). The derived scenarios from global climate change studies project a significant increment in the planet's temperature, which could alter the nubosity patterns and precipitation patterns causing the apparition of new arid zones or desertified areas world wide (IPCC 2007; Lawlor 2001). Consequently, significant and unpredictable changes can be produced in the restoration of ecosystems (Harris et al. 2006). It has been

considered that future restoration should be oriented in the establishment of ecosystems that are capable of persisting under these conditions (Cairns 2002; Choi 2004), because the management of climate change requires short and long-term strategies that will allow a better resistance and resilience in the ecosystems, and will help ecosystems to adapt (Millar et al. 2007).

The present work is one of the first efforts to evaluate possible future consequences of climate change on the distribution of potential species for restoration. These mainly considering that actual global warming is causing accelerated climate changes (IPCC 2007). These changes have been observed to have a marked influence in the expansion and contraction range of the species (Hughes 2000; McCarthy 2001; Gian-Reto et al. 2002). Although these models allow us to have an approximation of the distribution under climate change scenarios it has to be taken into account that there are different uncertainty sources that can affect this estimation (Ballesteros-Barrera 2008). The above is due mainly because models predict the potential area of the modeled species. Nevertheless, these results can be affected by external factors such as historic limitations, interactions between species, geographical barriers, or changes in land use patterns (Anderson et al. 2003; Sánchez-Cordero et al. 2005). Given the limitations that potential distribution models have, and the complexity that natural systems present, it is suggested that fundamental limits exist in the precise prediction of future species distributional prediction (Pearson & Dawson 2003). In spite of these, it has been found that these models are useful mainly to identify possible magnitudes of future changes to the distribution, and to suggest that species, habitats and regions are the most threatened by climate change (Sykes et al. 1996; Berry et al. 2001; Midgley et al. 2002).

The response of species to environmental changes can affect the results of restoration mainly because this is a process that has a long-term impact, and also because it has been detected the effect that climate change has on other biological groups (Harris et al. 2006). In the present study it has been found that with the potential distribution under climate change A2 potential distribution does not decrease considerably for the selected species . Nevertheless, they had a retraction of their distribution in other areas, mainly to northern México, so they can't be recommended for these areas. Also, the response of some of the arid and semi arid species could be given by the specific adaptations to hydric stress in some areas. Given all of the above, it is important that the selection of species for restoration is made with native species for each area of interest, because species that can be used in one area not necessarily are adequate to other areas.

Implications for practice

- Given the evident deterioration that arid and semi arid ecosystems have in México it is necessary a selection of restoration strategies that allow the recuperation of the structure and functioning of the ecosystems.
- Mid and long-term modifications of temperature and precipitation regimes, derived from climate change, makes it necessary to consider them in ecological restoration projects.
- The method used in the present paper for the selection of species for restoration considers desirable attributes of the species, both ecological and as a response to climate change. This method could be used in other semi arid areas of interest for ecological restoration.

REFERENCES

- Allen, E. B., and M. F. Allen. 1986. Water relations of xeric grasses in the field: Interactions of mycorrhizae and competition. *New Phytologist* **104**:559-571.
- Allen, M. F., E. B. Allen, and A. Gómez. 2005. Effects of mycorrhizae and non target organisms on restoration of a seasonal tropical forest in Quintana Roo, Mexico: Factors limiting tree establishment. *Restoration Ecology* **13**:325-333.
- Allen, M. F. 1991. *The ecology of mycorrhizae*. Cambridge, England: Cambridge University Press.
- Anderson, R. P., D. Lew, and A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, **162**:211-232.
- Arnell, N. W., M. J. L. Livermore, S. Kovats, P. E. Levy, R. Nicolls, M. L. Parry, and S. R. Gaffin. 2004. Climate and socioeconomic scenarios for climate change impacts assessments: characterising the SRES storylines. *Global Environmental Change* **14**:3-20.
- Badano, E. I., C. G. Jones, L. A. Cavieres, and J. P. Wright. 2006. Assessing impacts of ecosystem engineers on community organization: a general approach illustrated by effects of a high-Andean cushion planta. *Oikos* **115**:369-385.
- Ballesteros-Barrera, C. 2008. Efecto del cambio climático global en la distribución de especies del Desierto Chihuahuense. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias, México D.F.
- Berry, P. M., D. Vanhinsberg, H. A. Viles, P. A. Harrison, R. G. Pearson, R. Fuller, N. Butt., and F. Miller. 2001. Impacts on terrestrial environments. Climate change and nature conservation in Britain and Ireland: modelling natural resource responses to climate change. Pages 43-150 in P. A. Harrison, P. Berry and T. P. Dawson, editors. *Climate Change and Nature Conservation in Britain and Ireland: Modelling Natural Resource Responses to Climate Change (the MONARCH project)*. UKCIP Technical Report, Oxford, UK.
- Cairns, J. 2002. Rationale for restoration. Pages 10-23 in M. R. Perrow and A. J. Davy, editors. *Handbook of ecological restoration: vol. 1. Principles of restoration*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Camargo-Ricalde, S. L., S. S. Dhillion, and R. Grether. 2002. Community structure of endemic *Mimosa* species and environmental heterogeneity in a semi-arid Mexican valley. *Journal of Vegetation Science* **13**:697-704.
- Cardinale, B. J., D. S. Srivastava., D. J. Emmett., J. P. Wright., A. L. Downing., M. Sankaran, and C. Jouseau. 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* **443**:989-992.
- Carrillo-García, A., J. L. León, Y. Bashanl, and G. L. Bethlenfalvay. 1999. Nurse plants, mycorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonoran desert. *Restoration Ecology* **7**:321-35.
- Castro, J., R. Zamora, J. A. Hodar, and J. M. Gómez. 2002. The use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* **10**:297-305.
- Castro, J., R. Zamora, J. A. Hodar, and J. M. Gómez. 2004. Seedling establishment of a boreal tree species (*Pinus sylvestris*) at its southernmost distribution limit:

- consequences of being in a marginal Mediterranean habitat. *Journal of Ecology* **92**:266-277.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para la Biodiversidad-Instituto de Biología UNAM and Agrupación Sierra Madre, México.
- Clewell, A. F. and J. Aronson. 2007. *Ecological restoration: principles, values and structure of an emerging profession*. Island Press, Washington, D. C.
- Choi, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. *Ecological Research* **19**:75–81.
- Choi, Y. D., V. M. Temperton, E. B. Allen, A. P. Grootans, M. Halassy, R. J. Hobbs, M. A. Naeth, and K. Torok. 2008. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience* **15**:53-64.
- Cortina, J., J. Bellot, A. Vilagrosa, R. N. Caturla, F. T. Maestre, E. Ortíz, and A. Bonet. 2004. Restauración en semiárido. Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo Pages 345-406 in V. R. Vallejo, and V. R. and J. A. Alloza, editors. Fundación CEAM.
- Corkidi, L., and E. Rincón. 1997. Arbuscular mycorrhizae in a tropical sand dune ecosystem on the Gulf of Mexico. I. Mycorrhizal status and inoculum potential along a successional gradient. *Mycorrhiza* **7**:9-15.
- Damasso, A. D. 2010. Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* **45**:149-171.
- Elith, J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudik, Y.E. Chee, and C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MAXENT for ecologist. *Diversity and Distributions* **17**:43-57.
- Feria, T. P., M. Trujano, A. M. Martínez, J. Llorente, J. M. Dale, and J. Muñoz. 2010. Efecto del cambio climático en la distribución de los lepidópteros mesoamericanos *Itaballia demophile centralis* Joicey & Talbot, 1928 y *Pieriballia viardi viardi* (Boisduval, 1836). Pages 101-110 in G. Sánchez-Rojas, C. Ballesteros-Barrera and N. P. Pavón, editors. Cambio climático aproximaciones para el estudio de su efecto sobre la biodiversidad. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo.
- Flato, G. M., G. J. Boer, W. G. Lee, N. A. McFarlane, D. Ramsden, M. C. Reader, and A. J. Weaver. 2000. The Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis Global Coupled Model and its Climate. *Climate Dynamics* **16**:451-467.
- Gesch, D. B., and K. S. Larson. 1996. Techniques for development of global 1-kilometer digital elevation models. Paper presented at Pecora Thirteen Human Interactions with the Environment - Perspective from Space, Sioux Falls, South Dakota, August 20-22.
- Gian-Reto, W., E. Post, P. Covey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. C. Beebee, J. M. Fomentin, H. Hoegh-Guldberg, and F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**:389-395.
- Godinez-Alvarez, H., T. Valverde, and P. Ortega-Baes. 2003. Demographic trends in the Cactaceae. *The Botanical Review* **69**:173-203.
- Gutiérrez, J. R., and F. A. Squeo. 2004. Importancia de los arbustos leñosos en los ecosistemas semiáridos de Chile. *Ecosistemas* **13**:1–14
- Harris, J. A., R. J. Hobbs, E. Higgs, and J. Aronson. 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* **14**:170-176.
- Hernández, A. R. A., and D. O. Espinosa. 2002. Morfología de plántulas de *Bursera jacq.* Ex l. (Burseraceae) y sus implicaciones filogenéticas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **70**:5-12.

- Hijmans, R. S., S. E. Cameron., J. L. Parra., P. G. Jones, and A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* **25**:1765-978.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: Is the signal already apparent?. *Trends in Ecology and Evolution* **15**:56–61.
- IPCC. (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2000. Summary for Policymakers. Emissions Scenarios a Special Report for Ipcc Working Group III. Eds. IPCC: Published for Intergovernmental Panel on Climate Change, 2000. 21.
- IPCC: (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Fourth Assessment Report of Working Group I. Climate Change 2007. The Physical Science Basis, Summary for Policymakers.
- James, J. J, and J. H. Richards. 2006. Plant nitrogen capture in pulse-driven systems: interactions between root responses and soil processes. *Journal of Ecology* **94**:765-777.
- Johnson, D. 1998. Métodos multivariados aplicados al análisis de datos. Traducido por Pérez Castellanos H. International Thomson Editores. México.
- Lavergne, S., N. Mouquet, W. Thuiller, and O. Ronce. 2010. Biodiversity and climate change: integrating evolutionary and ecological responses of species and communities. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **41**:321-350.
- Lawlor, D.W. 2001. Photosynthesis. Editorial BIOS. Oxford. U.K.
- Maestre, G. F. T. 2003. La restauración de la cubierta vegetal en zonas semiáridas en función del patrón espacial de los factores bióticos y abióticos. *Ecosistemas* **12**:1-4.
- Maschinski, J., and K. E. Hanskins. 2012. Plant reintroduction in a changing climate. Society for Ecological Restoration. Washington, DC.
- McCarthy, J. J., O. F. Canziani, N. A. Leary, D. J. Dokken, and K. S. E. White. 2001. Climate change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability. Cambridge: Cambridge University Press.
- Meli, P., M. Martínez-Ramos, and J. M. Rey-Benayas. 2013. Selecting species for passive and active riparian restoration in Southern Mexico. *Restoration Ecology* DOI: 10.1111/j.1526-100X.2012.00934.x.
- Millar, C. I., N. L. Stephenson, and S. L. Stephens. 2008. Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. *Ecological Society of America* **17**:2145-2151.
- Midgley, G. F., L. Hannah, D. Millar, M. C. Rutherford, and L. W. Powerie. 2002. Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecology and Biogeography* **11**:445-451.
- Miranda, J. D., F. M. Padilla, and F. I. Pugnaire. 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. *Ecosistemas* **13**:55-58.
- Monroy-Ata, A., J. E. Torres., R. G. Sánchez, and R. R. Gómez. 2007. Establecimiento de plantas mediante el uso de micorrizas y de islas de recursos en un matorral xerófilo deteriorado. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **80**:49-57.
- Montagnini, F., A. S. Islas, and M. R. Araujo. 2008. Participatory approaches to ecological restoration in Hidalgo México. *Bois et Forets des Tropiques* **295**:5-20.
- Ortiz-Pulido, R, and V. Rico-Gray. 2006. Seed dispersal of *Bursera fagaroides* (Burseraceae): the effect of linking environmental factors. *The Southwestern Naturalist* **51**:11–21.
- Pavón, N, and M. Meza-Sánchez. 2009. Cambio climático en el estado de Hidalgo. Pachuca, México.

- Pearson, R., and T. P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. *Global Ecology & Biogeography* **12**:361-371.
- Perkins, S. R., K. C. McDaniel, and A. L. Ulery. 2006. Vegetation and soil change following creosotebush (*Larrea tridentata*) control in the Chihuahuan Desert. *Journal Arid and Environment* **64**:152-173.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* **190**:231-259.
- Phillips, S. J., and M. Dudik. 2008. Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* **31**:161-175.
- Puig, H. 1991. *Vegetación de la Huasteca México*. México. D. F.
- Ravenscroft, C., R. M. Scheller., D. J. Mladenoff, and M. A. White. 2010. Forest restoration in a mixed-ownership landscape under climate change. *Ecological Applications* **20**:327-346.
- Rice, K. J., and N. C. Emery. 2003. Managing microevolution: restoration in the face of global change. *Annals of Forest Science* **1**:469-478.
- Sanchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar, and A. T. Peterson. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* **126**:465-473.
- Suárez, A., G. Williams-Linera., C. Trejo., J. I. Valdez-Hernández., V. M. Cetina-Alcalá, and H. Vibrans. 2012. Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforest Syst* **85**:35-55.
- Sykes, M. T., I. C. Prentice, and W. Cramer. 1996. A bioclimatic model for the potential distributions of north European tree species under present and future climates. *Journal of Biogeography* **23**:203-223.
- Valiente-Banuet A., F. Vite, and A. Zavala-Hurtado. 1991. Interaction between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse shrub *Mimosa luisana*. *Journal of Vegetation Science* **2**:11-14.
- Verlaine, S. P. 2001. Diversidad de las Comunidades Vegetales. Pages 429-431 in J. Terradas, editor. *Ecología de la Vegetación*. Omega, Barcelona.
- Walther, G. R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. C. Beebee J. M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg, and F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**:389-395.

Capítulo III

**IMPACTO DEL ESTRÉS HÍDRICO EN LA GERMINACIÓN DE ARBUSTOS
PARA SER POTENCIALMENTE USADOS EN PROYECTOS DE
RESTAURACIÓN DE MATORRALES XERÓFILOS EN EL CENTRO DE
MÉXICO**

Posible revista a publicar: Journal of Arid Environments

Estado del manuscrito: En preparación

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la sequía simulada con polietilenglicol 6000 (PEG-6000) sobre la germinación de especies arbustivas pueden ser potencialmente usadas para restauración ecológica en ambientes semiáridos del centro de México. Se seleccionaron semillas de *Ageratina espinosarum*, *Dalea bicolor*, *Eysenhardtia polystachya*, *Flourensia resinosa*, *Karwinskia humboldtiana* y *Montanoa tomentosa*. Las semillas fueron colocadas a germinar utilizando como sustrato solución de PEG-6000 con potenciales hídricos de 0, -0.2, -0.4, -0.6 y -0.8 MPa, la disminución en los potenciales hídricos simula un gradiente de estrés hídrico que va desde ambientes muy estresantes (-0.8MPa) hasta ambientes muy húmedos (0MPa). Se hicieron cinco repeticiones por especie para cada uno de los tratamientos. Se evaluó la germinación diariamente durante 20 días, los resultados indicaron que la sequía simulada con PEG afectó la germinación de todas las especies, de las cuales *F. resinosa*, *M. tomentosa* y *K. humboldtiana* no germinaron bajo potenciales hídricos de -0.4 a -0.8. Se observó una respuesta diferencial de las especies frente al estrés, destacándose la especie *E. polystachya* como la más tolerante seguida de *A. espinosarum* y *D. bicolor*. La especie *E. polystachya* fue la única que germinó bajo potenciales hídricos -0.8, con un porcentaje total del 25% para este tratamiento. Estos análisis nos permiten concluir que hay especies que pueden germinar mejor en condiciones de sequía, estas especies pueden presentar ventajas adaptativas que les permite germinar en ambientes semiáridos bajo estos potenciales hídricos.

INTRODUCCIÓN

En México las zonas áridas y semiáridas abarcan cerca del 60% del territorio nacional (Challenger, 1998). La forma de vida predominante de estos ambientes es la arbustiva (Puig, 1991; Rzedowski, 2001; Gelviz *et al.*, en prensa). Los arbustos en zonas áridas y semiáridas son ecológicamente importantes ya que actúan como nodrizas, generan islas de recursos creando sitios con mayor contenido de nutrientes, de humedad, sombra, menor temperatura durante el día y evitan la erosión eólica (Reynolds *et al.*, 1999; Camargo-Ricalde & Dhillon, 2003; Bochet *et al.*, 2006; Bautista *et al.*, 2007). Además algunas especies tienen asociaciones micorrícicas (Koide *et al.*, 2000; Camargo-Ricalde & Dhillon, 2003; Camargo-Ricalde *et al.*, 2010), que incrementan su tolerancia a la sequía, tasas fotosintética, producción de biomasa y acumulación de nutrientes inorgánicos (Allen & Allen, 1992; Camargo-Ricalde & Dhillon, 2003; Camargo-Ricalde *et al.*, 2010).

En el presente estudio se utilizaron especies dominantes en los matorrales xerófilos del estado de Hidalgo (Gelviz-Gelvez & Pavón, en prensa) y que potencialmente pueden ser consideradas en proyectos de recuperación de ambientes semiáridos debido a que presentan atributos ecológicos que ayudan a modular los procesos funcionales en los ecosistemas (Wright *et al.*, 2006; Gelviz-Gelvez *et al.*, en preparación). Tal es el caso de *Ageratina espinosarum* (A. Gray) R.M. King & H. Rob, *Dalea bicolor* Humb. & Bonpl. Ex Willd, *Eysenhardtia polystachya* (Ortega) Sarg, *Flourensia resinosa* (Brandege) S.F. Blake, *Karwinskia humboldtiana* (willd. Ex Roem. & Schult.) Zucc y *Montanoa tomentosa* Cerv, estas especies tienen copas amplias, son nodrizas y presentan asociaciones micorrícicas (Camargo-Ricalde, 2003; González-Chávez *et al.*, 2008; Montaña-Árias, 2008; Castillo-Argüero *et al.*, 2009), son abundantes y presentan asociaciones con otras especies (Gelviz-Gelvez *et al.*, en preparación). Además, son potencialmente tolerantes a cambios climáticos

futuros, como lo muestran los modelos generados con el algoritmo MaxEnt para el año 2050 bajo escenario de cambio climático (A2), donde se encontró que estas especies mantienen o aumentan su distribución en el centro de México (Gelviz *et al.*, en preparación). Por las razones anteriores estas especies pueden ser consideradas útiles para acelerar la recuperación en ambientes áridos y semiáridos en el centro de México.

Los ambientes áridos y semiáridos son los ecosistemas más afectados por actividades antrópicas tales como sobreexplotación, deforestación y pastoreo (Monroy-Ata *et al.*, 2007) ocasionando la pérdida de cerca de 50.000 ha al año (Challenger *et al.*, 1998), esto a su vez origina la degradación del suelo y convierte estos ecosistemas en sistemas vulnerables, con un suelo sensible a perder su fertilidad y con baja posibilidad de recuperar su cubierta vegetal de forma natural (Montaño-Areas *et al.*, 2006). En estos ambientes se ha encontrado un incremento de la erosión y la pérdida de nutrientes debido a la eliminación de la vegetación para crear zonas agrícolas (Burke *et al.*, 1995). Por lo tanto, en sitios degradados se hace necesaria la implementación de programas de restauración ecológica a mediano y largo plazo que permitan la recuperación de los servicios ecosistémicos (Carrillo-García *et al.*, 1999; Castro *et al.*, 2002; Castro *et al.*, 2004).

Para restaurar ecosistemas degradados es necesario conocer los requerimientos básicos para la germinación de las semillas de especies nativas (Vázquez-Yañes *et al.*, 1999). La germinación es uno de los procesos más importantes y más críticos, inicia con la hidratación de la semilla y termina con la emergencia de la radícula (Flores & Briones, 2001). En este estadio las semillas son vulnerables al estrés ambiental (generado por luz, temperatura altas o bajas y déficit de humedad), la competencia, la depredación y las enfermedades (Guedes & Arcoverde, 2009). Dentro de los factores ambientales la disponibilidad hídrica es uno de los más importantes que afectan la germinación y por

consiguiente puede desempeñar un papel muy importante en la determinación de los patrones de distribución de las especies (Guttermann, 1993; Mustart & Cowling, 1993; Baskin & Baskin, 2001; Flores & Briones, 2001). Por lo que es fundamental determinar combinaciones específicas de los factores ambientales que permiten la mayor y más rápida germinación (Flores & Briones, 2001; De la Barrera & Nobel, 2003; Bochet *et al.*, 2007).

En ambientes áridos y semiáridos la variación de humedad en el suelo refleja en diferencias en el potencial hídrico del suelo, tanto a nivel espacial como temporal. El potencial hídrico del suelo (Ψ) siempre tiene valores negativos, desde valores cercanos a 0 MPa en sitios húmedos hasta valores cercanos -10 MPa en suelos secos. Es así que entre más negativo sea el potencial hídrico del suelo el estrés hídrico aumenta. Las semillas de las especies vegetales tienen diferentes tolerancias al estrés hídrico, lo cual puede afectar la capacidad de germinación. Estas tolerancias han sido medidas para un número reducido de especies, por ejemplo en *Agave lechuguilla* (Freeman, 1973), *Prosopis caldenia* (Villalobos & Peláez, 2001), *Beaucarnea gracilis*, *Cercidium praecox*, *Neobuxbaumia tetetzo*, *Pachycereus hollianus*, *Prosopis laevigata* y *Yucca periculosa* (Flores & Briones, 2001), *Stenocereus queretaroensis* (De la Barrera & Nobel, 2003), *Antheophora pubescens*, *Heteropogon contortus* y *Themeda triandra* (Van den Berg & Zeng, 2006), entre otras. En estos estudios se encontró una mejor respuesta en la germinación a en potenciales hídricos de 0 MPa a -0.5 MPa.

La selección de especies para restauración ecológica en zonas semiáridas debe considerar como un atributo de estas, la capacidad de germinación bajo condiciones de estrés hídrico. Así que bajo escenarios de cambio climático A2, que predicen reducciones de la precipitación en la zona semiárida del centro de México, las especies tolerantes a la sequía tendrán mayor posibilidad de tolerar dichos cambios ambientales. El objetivo de este

trabajo fue evaluar la germinación de seis especies potenciales para la restauración de ambientes áridos y semiáridos del centro de México bajo diferentes potenciales hídricos (-0.2 a -0.8 MPa), para ser propuestas en proyectos de restauración ecológica de estas zonas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La colecta de semillas se llevó a cabo en el periodo de septiembre-noviembre de 2011, se colectaron frutos en 20 individuos de las especies *A. espinosarum*, *D. bicolor*, *E. polystachya*, *F. resinosa*, *K. humboldtiana* y *M. tomentosa*. Posteriormente las semillas fueron almacenadas en bolsas de papel y colocadas en un lugar fresco. Los sitios de colecta se localizaron en 17 fragmentos de matorral xerófilo, en una zona semiárida del centro de México (19°50' – 20°40' N y 98°35' – 99°25'). Este tipo de vegetación es considerado uno de los más importantes de México tanto por su extensión como por la flora endémica (Rzedowski, 1998). En la zona predomina el clima seco con precipitación anual de 300 a 518 mm y un promedio de temperatura entre 15 y 19°C (Pavón & Meza, 2009).

Potencial hídrico. Se evaluó la germinación bajo los siguientes niveles de potencial hídrico: -0.2, -0.4, -0.6 y -0.8 MPa. Para esto se utilizó como sustrato solución de PEG-6000 con diferentes concentraciones; esta sustancia ha sido ampliamente utilizada como sustrato, para simular la variación en la disponibilidad de humedad en el suelo (Villalobos & Peláez, 2001) debido a que presenta un alto peso molecular que impide que pase por las paredes celulares de las plantas (Hardegree & Emmerich, 1994).

Para cada uno de los tratamientos se diluyó PEG-6000 en agua destilada a diferentes proporciones y se dejó en agitación durante 16 horas siguiendo la metodología descrita por Pérez-Sánchez (2009) (Tabla 2). Los sustratos se virtieron en cajas petri colocadas en un

cuarto con condiciones controladas de temperatura $25 \pm 2^\circ\text{C}$ y fotoperiodos de 12 h luz /12 h oscuridad; como control se utilizó el potencial hídrico de 0 MPa. para el tratamiento control se mantuvo con humedad constante con agua destilada. Se colocaron 20 semillas por especie con 4 repeticiones por tratamiento. Se consideró que las semillas germinaban en el momento que presentaban emergencia de la radícula. Para cada tratamiento se determinaron dos variables de respuesta, el porcentaje total de germinación y la velocidad de germinación. La velocidad de germinación es expresada como la relación del número de semillas con respecto al tiempo de germinación (Maguirre, 1962). La velocidad de germinación se comparó gráficamente, esta comparación se hizo entre tratamientos y entre especies.

Tabla 1. Tabla de concentración en gramos de PEG-6000 por litro de agua. T: Temperatura en $^\circ\text{C}$. Ψ : Potencial hídrico en MPa.

T / Ψ	0	-0.2	-0.6	-0.8	-1.0
25	agar 1.5%	119.571	223.664	261.948	295.713

Debido a la naturaleza binomial de la variable respuesta (germinación) y a la diferencia en el número de semillas utilizadas entre especies se utilizó un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución binomial. La variable binomial fue proporción de germinación (germinadas vs no germinadas). Dada la sobre dispersión producida al utilizar la distribución binomial se ajustó el modelo utilizando el error de distribución quasibinomial (Crawley, 2007). Específicamente se probó el efecto de tratamientos (Tr: 0MPa, -0.2MPa, -0.4MPa y -0.6 MPa) y especies (Sp: *Ageratina espinosarum*, *Dalea bicolor*, *Eysenhardtia polystachya*, *Flourensia resinosa*, *Karwinskia humboldtiana* y *Montanoa tomentosa*) y la interacción entre los dos factores (Tr:Sp). Para el análisis se excluyeron los datos generados

con el tratamiento de -0.8 MPa para todas las especies debido a que para la mayoría de las especies (a excepción de *E. polystachya*) los valores finales de germinación con este tratamiento fueron de cero.

RESULTADOS

Efecto del potencial hídrico en la germinación

Para las seis especies estudiadas, el porcentaje y la velocidad de germinación disminuyeron a medida que el potencial fue más negativo (Figura 2). La germinación entre tratamientos y entre especies estuvo afectada en forma altamente significativa ($\chi^2= 112.30$; $p<0.001$) (tabla 2).

Tabla 2. Resultado del modelo lineal generalizado (GLM) utilizado para evaluar el efecto entre tratamientos (0MPa, -0.2 MPa, -0.4MPa y -0.6 MPa) las especies (*Ageratina espinosarum*, *Dalea bicolor*, *Eysenhardtia polystachya*, *Flourensia resinosa*, *Karwinskia humboldtiana* y *Montanoa tomentosa*) y la interacción entre estos. χ^2 , grados de libertad y valores de p corresponden al modelo lineal generalizado. * y ns indica un factor significativo y no significativo.

	χ^2	df	P
Tratamiento	358.78	3	5.817 e-49 *
Especies	330.48	5	3.056 e-43*
(Tratamiento *especie)	112.30	23	2.854 e-09*

De las seis especies evaluadas *E. polystachya* tuvo porcentajes más altos de germinación en el tratamiento 0MPa (100%). El efecto de los tratamientos en la germinación de *E. polystachya* fue estadísticamente significativo ($\chi^2 =3.79$; $p=0.0086$). Aunque para los tratamientos -0.2MP ($\chi^2=0.38$; $p= 0.81$) y -0.4MPa ($\chi^2=-1.41$; $p= 0.365$) disminuyó un 10% al ser comparado con el tratamiento control (100%) (Figura 1). Para el tratamiento de -0.6MPa ($\chi^2=-1.659$; $p= 0.302$) el porcentaje de germinación disminuyó

entre un 40–50 %. Para el tratamiento de -0.8 MPa *E. polystachya* fue la única especie que germinó, sin embargo el porcentaje disminuyó a un 80% (Figura 2).

Para la especie *D. bicolor* la mayor germinación se dio en el tratamiento de potencial hídrico de -0.2 (60 %) y disminuyó en el tratamiento de -0.4 al 41%. Para los demás tratamientos (-0.6 y -0.8 MPa) la especie no germinó (Figura 2). Para las semillas de *A. espinosarum*, la germinación más alta se dio en el tratamiento de -0.4MPa alcanzando el 36%, la germinación con relación al tratamiento control disminuyó en un 52% mientras que con el tratamiento de -0.2 sólo obtuvo el 27%, la germinación con relación al tratamiento control disminuyó el 69% y con el de -0.6MPa el 6%. Sin éxito germinativo en el tratamiento -0.8MPa (Figura 2). Las especies *F. resinosa* y *M. tomentosa* no germinaron bajo ninguno de los tratamientos de estrés hídrico (-0.2 MPa a -0.8 MPa).

Para la especie *K. humboldtiana* la mayor germinación fue de solo 5% en el tratamiento de -0.2MPa, en los demás tratamientos (-0.4 MPa a -0.8 MPa) no se presentaron semillas germinadas (Figura 2).

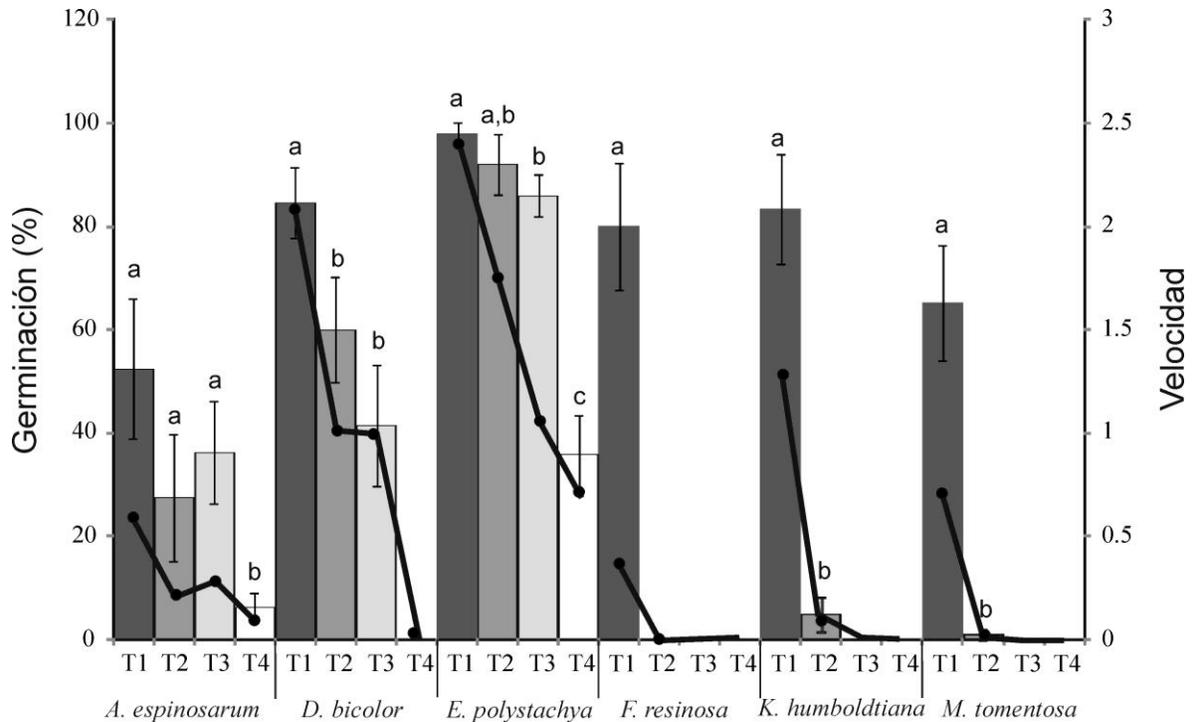


Figura 2. Porcentaje de germinación y error estándar por tratamiento (T1=0MPa, T2=-0.2 MPa, T3=-0.4MPa y T4=0.6MPa) y por especie. Las letras muestran diferencias significativas entre tratamientos. El eje secundario indica la velocidad de germinación.

La velocidad de germinación mostró el mismo comportamiento que el porcentaje, siendo las semillas de *E. polystachya*, *D. bicolor* y *A. espinosarum* las que germinaron más rápidamente, con el tratamiento control y disminuyeron su germinación a medida que el potencial era más negativo. Sin embargo las especies *F. resinosa*, *K. humboldtiana* y *M. tomentosa* no hubo germinación o bien la velocidad fue muy lenta (*K. humboldtiana* - 0.2MPa) para todos los tratamientos (0.2 MPa a -0.8MPa) (Figura 2).

DISCUSIÓN

La reducción del potencial hídrico del sustrato disminuyó el porcentaje y la velocidad de germinación de todas las especies. Los mayores valores se dieron en el tratamiento control (0MPa) y disminuyó a medida que el potencial fue más negativo. Esta misma respuesta se

ha encontrado en algunas especies de ambientes áridos y semiáridos, donde la germinación de algunas especies puede verse favorecida por potenciales de 0MPa el cual ocurre durante el verano, cuando el 90% de la precipitación se lleva a cabo (Pimienta *et al.*, 1998).

En varias especies se ha observado un retraso en la germinación como respuesta a potenciales hídricos negativos (Evans & Etherington, 1990; Guedes Braz *et al.*, 2010). Esta respuesta puede ocasionar cambios en los patrones de abundancia en la germinación entre especies alterando la composición de las comunidades (Chesson *et al.*, 2004; Köchy, 2008). En un estudio realizado en el desierto de Sonora un retraso en la germinación ocasionó un cambio en la composición florística de malezas anuales de invierno, favoreciendo a las especies mejor adaptadas a bajas temperaturas (Kimball *et al.*, 2010).

Las especies que mejor germinaron bajo potenciales hídricos -0.2, -0.4 y 0-6 fueron *E. polystachya*, *A. espinosarum* y *D. bicolor*. Mckell (1992), sugirió que la germinación de especies bajo estrés hídrico puede ser un indicador de que potencialmente pueden tener éxito en ambientes con déficit hídrico. Verdú y Traveset (2005) encontraron que la capacidad de germinar rápidamente puede maximizar la supervivencia durante el periodo de alta disponibilidad hídrica. Asimismo algunos trabajos que evalúan la respuesta germinativa de diferentes especies de plantas han encontrado que algunas están adaptadas para germinar bajo condiciones de estrés hídrico (Adams, 1999; Flores & Briones, 2001). En especies de matorrales semiáridos de México como *Beaucarnea gracilis*, *Cercidium praecox*, *Neobuxbaumia tetetzo*, *Pachycereus hollianus*, *Prosopis laevigata* y *Yucca periculosa* la germinación y la velocidad de germinación decrecen como respuesta a la disminución en el potencial hídrico (Flores *et al.*, 2001). La capacidad de germinación bajo potenciales hídricos altos (-1 MPa o -1.5MPa) son una adaptación para el mantenimiento de

las poblaciones en ambientes con déficit hídrico (Evans & Etherington, 1990; Schütz *et al.*, 2002; Neil *et al.*, 2003).

Por otra parte, la menor o nula germinación de las especies *Flourensia resinosa*, *Montanoa tomentosa* y *Karwinskia humboldtiana* bajo potenciales hídricos de -0.2 a -0.8 MPa, puede ser una respuesta para evitar la exposición de las plántulas a un entorno desfavorable (Evans & Etherington, 1990). De la misma manera Everitt, (1983) encontró que la germinación de *Diospyros texana* se reduce de 95% a 45% cuando disminuye el potencial hídrico de 0 a -0.6 MPa, respectivamente. Esto podría deberse a que los potenciales hídricos más negativos pueden llegar a disminuir la velocidad de imbibición de agua por la semilla afectando de esta forma el porcentaje y la velocidad de germinación (Song *et al.*, 2005).

Aunque algunas especies germinan a potenciales hídricos de -0.2 a -0.8MPa como es el caso de *A. espinosarum*, *D. bicolor* y *E. polystachya*, esto no asegura el establecimiento, tal como se ha encontrado en estudios realizados con plántulas expuestas a bajos niveles de humedad con un aumento de la mortalidad (Tobe *et al.*, 2005). La mayor germinación a potenciales hídricos negativos no es suficiente para conferir ventajas en el reclutamiento, dado que esas ventajas pueden estar moduladas por factores como el tipo de suelo que favorecer la retención de agua y aumentar las tasas de reclutamiento (Evans & Evherington, 1990, Tobe *et al.*, 2005).

Las especies *A. espinosarum*, *D. bicolor* y *E. polystachya* tuvieron mayor capacidad de germinación bajo las condiciones más estresantes. Esta capacidad aunada a los atributos ecológicos que presentan, permiten suponer que estas especies pueden ser apropiadas para ser usadas en proyectos de restauración ecológica en ambientes semiáridos del centro de

México bajo condiciones actuales y bajo escenarios de reducción de la precipitación debido a cambio climático.

REFERENCIAS

- Adams, R. 1999. Germination of *Callitris* seeds in relation to temperature, water stress, priming, and hydration–dehydration cycles. *Journal of Arid Environments* 43:437-448.
- Allen, M.F & E.B. Allen. 1992. Development of mycorrhizal pathes in a successional arid ecosystem. Pages 154-170. En Read, D.J., D.H. Lewis., A.H. Fetter & I.J. Alexander, I.J, Eds *Mycorrhizas in Ecosistemas*, CAB International. Oxon, Reino Unido.
- Baskin, C.C & J.M. Baskin. 2001. *Seeds: Ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination*. Academic press, San Diego, California.
- Bautista, S., A.G. Mayor., J. Bourakhouadar & J. Bellot. 2007. Plant spatial pattern predicts hillslope semiarid runoff and erosion in a Mediterranean landscape. *Ecosystems* 10:987-998.
- Bochet, E., J. Poesen & J.L. Rubio. 2006. Runnoff and soil loss under individual plants of a semi-arid mediterranean shrubland: influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surface Processes and Landforms* 31:536-549.
- Bochet, E., P. García-Fayos., B. Alborch & J. Tormo. 2007. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant and Soil* 295:179-191.
- Burke, I.C., W.K. Lauenroth & D.P. Coffin. 1995. Soil organic matter recovery in semiarid grasslands: implications for the Conservation Reserve Program. *Ecological Applications* 5:793-801.
- Camargo-Ricalde, S.L & S.S. Dhillion. 2003. Endemic mimosa species can serve as mycorrhizal “resource islands” within semiarid communities of the Tehuacán-Cuicatlán valley, Mexico. *Mycorrhiza* 13:129-136.
- Camargo-Ricalde, S.L., N.M. Montaña., I. Reyes-Jaramillo., C. Jiménez-González & S.S. Dhillion. 2010. Effect of mycorrhizae on seedlings of six endemic *Mimosa* L. species (Leguminosae-Mimosoideae) from the semi-arid Tehuacán-Cuicatlán Valley Mexico. *Trees* 24:67-78.
- Carrillo-Garcia A., J.L. León-de la Luz., Y. Bashan & G.J. Bethlenfalvay. 1999. Nurse plants, mycorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonoran Desert. *Restauracion Ecology* 7:321-335.
- Castillo-Argüero, S., C.P. Guadarrama., I. Sánchez-Gallen & L. Hernández-Cuevas. 2009. Ecología de los hongos micorrizogenos arbusculares de un matorral xerófilo sobre sustrato volcánico en el valle de México. En: Álvarez., S.F.J, Eds. *Ecología de micorrizas arbusculares y restauración de ecosistemas*. Facultad de la Universidad Autónoma de México. México.
- Castro, J., R. Zamora., J.A. Hódar & J.M. Gómez. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10:297-305.

- Castro, J., R. Zamora., J.A. Hódar., J.M. Gómez & L. Gómez-Aparicio. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in mediterranean mountains: a 4 year study. *Restoration Ecology* 12:352-358.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. CONABIO Instituto de Biología, UNAM – Agrupación Sierra Madre, México.
- Chesson, P., R.L.E. Gebauer., S. Schwinning., N. Huntly., K. Wiegand., S.K.M. Ernest., A. Sher., A. Novoplansky & J.F. Weltzin. 2004. Resource pulses, species interactions and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia* 141:236–253.
- De-la Barrera, E & P.S. Nobel. 2003. Physiological ecology of seed germination for the columnar cactus *Stenocereus queretaroensis*. *Journal of Arid Environments* 53:297-306.
- Evans, C.E & J.R. Etherington. 1990. The effect of water potential on seed germination of some British plants. *New Phytologist* 115:539–548.
- Everitt, J.H. 1983. Seed germination characteristics of two woody legumes (Retama and Twisted Acacia) From South Texas. *Journal of Range Management* 36:411-414.
- Flores, J & O. Briones. 2001. Plant life-form and germination in a Mexican inter-tropical desert: effects of soil water potential and temperature. *Journal of Arid Environments* 47: 485-497.
- Freeman, C.E. 1973. Germination response of a Texas Population of Ocotillo (*Fouquieria splendens* Engelm) to constant temperature, water stress, pH and salinity. *The American Midland Naturalist* 89:252-256.
- Gelviz-Gelvez S.M & N. Pavón. 2012. Diversidad de especies arbustivas en una zona semiárida del centro de México. *Revista de Chapingo Serie Forestal*. En prensa.
- González-Chávez, M., A. Alarcón & R. Ferrera-Cerrato. 2008. Biodiversidad funcional de los hongos micorrícicos arbusculares en zonas áridas y semiáridas. Pages 13-37. En. Montaño-Arias, M., S.L. Camargo-Ricalde., R. García-Sánchez & A. Monroy-Ata. 2008. Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos. Mundi Prensa México.
- Gutterman, Y. 1993. *Seed Germination of Desert Plants*. Springer - Verlag, Berlin.
- Guedes-Braz, M.I & E. Arcoverde-de-Mattos. 2010. Seed dispersal phenology and germination characteristics of a drought-prone vegetation in southeastern Brazil. *Biotropica* 42:327-335.
- Hardegree, S.P. & W.E. Emmerich. 1994. Seed germination response to polyethylene glycol solution depth. *Seed Science and Technology* 22:1-7.
- Kimball, S., A.L. Angert., T.E. Huxman & D.L. Venable. 2010. Contemporary climate change in the Sonoran Desert favors cold-adapted species. *Global Change Biology* 16:1555–1565.
- Köchy, M. 2008. Effects of simulated daily precipitation patterns on annual plant populations depend on life stage and climatic region. *BMC Ecology* 8:1-24.
- Koide, R.T., M.D. Goff & I.A. Dickie. 2000. Component growth efficiencies of mycorrhizal and nonmycorrhizal plants. *New Phytologist* 148:163-168.
- Maguire, J.D. 1962. Speed of germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. *Crop Science* 2:176-177.
- Monroy-Ata, A., J.E. Torres., R.G. Sánchez & Gómez, R. R. 2007. Establecimiento de plantas mediante el uso de micorrizas y de islas de recursos en un matorral xerófilo deteriorado. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80:49-57.

- Montaño-Áreas, N.M., S.L. Camargo-Ricalde., R. García-Sánchez & A. Monroy-Ata, A. 2008. Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos. Mundi-Prensa, México.
- Montaño-Areas, N.M., R. García-Sánchez., G. Ochoa-de la Rosa & A. Monroy-Ata, A. 2006. Relación entre la vegetación arbustiva, el mezquite y el suelo de un ecosistema semiárido de México. *Terra Latinoamericana* 24:193-205.
- Mustart, P.J & R.M. Cowling. 1993. Effects of soil and seed characteristics on seed germination and their possible roles in determining field emergence patterns of four Agulhas Plain (South Africa) Proteaceae. *Canadian Journal of Botany* 71:1363–1368.
- Neil, K.L., R.L. Tiller & S.H. Faeth, S.H. 2003. Big sacaton and endophyte-infected Arizona fescue germination under water stress. *Journal Range Manage* 56:616-622.
- Pavón, N.P & M. Meza-Sánchez. 2009. Cambio climático en el estado de Hidalgo. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- Pérez-Sánchez, R.M. 2009. Germinación de semillas de especies útiles y/o en categoría de riesgo del sur del desierto chihuahuense: efecto de la temperatura y del potencial hídrico. Tesis de maestría. Instituto Potosino de Investigación.
- Pimienta, E., G. Hernandez., A. Domingues & P.S. Nobel. 1998. Growth and development of the arborescent cactus *Stenocereus queretaroensis* in a subtropical semiarid environment, including effect of gibberellic acid. *Tree physiology* 18:59-64.
- Puig, H.1991. Vegetación de la Huasteca México. Instituto de Ecología, México.
- Reynolds, J.F., R.A. Virginia., P.R. Kemp., A.G. de-Soyza & D.C. Tremmel. 1999. Impact of drought on desert shrubs: effect of seasonality and degree of resource islands development. *Ecological Monograph* 69:69-106.
- Rzedowski, G.C & J. Rzedowski. 2001. Flora fanerogámica del Valle de México. Patzcuaro, Michoacán: Instituto de Ecología y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Rzedowski, J. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. Pages 129-145. En Ramamoorthy, T.P., R. Bye., A. Lot & J. Fa, J. Eds. *Diversidad Biológica de México: Orígenes y distribución*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México. D.F.
- Schütz, W., P. Milberg & B.B. Lamont. 2002. Germination requirements and seedling responses to water availability and soil type in four Eucalypt species. *Acta Oecologica* 23:23-30.
- Song, J., G. Feng., C. Tian & F. Zhang, F., 2005. Strategies for adaptation of *Suaeda physophora*, *Haloxylom ammodendron* and *Haloxylon persicum* to a saline environment during seed-germination stage. *Annals of Botany* 96, 399-405.
- Van-den Berg, L & Y.J. Zeng. 2006. Response of South Africa indigenous grass species to drought stress induced by polyethyleneglicol (PEG) 6000. *South African Journal of Botany* 72:284-286.
- Vázquez-Yanes, C., A.I. Batis Muñoz., M. Alcocer-Silva., I.M. Gual-Díaz., C. Sánchez & C. Dirzo, C. 1999. Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Reporte técnico del proyecto J084. CONABIO - Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. México. D.F.
- Verdú, M & A. Traveset. 2005. Early emergence enhances plant fitness: A phylogenetically controlled meta-analysis. *Ecology* 86:1385-1394.

- Villalobos, A.E & D.V. Peláez. 2001. Influences of temperature and water stress on germination and establishment of *Prosopis caldenia* Burk. *Journal of Arid Environments*. 49:321-328.
- Wright, P.P., C.G. Jones., B. Boeken & M. Bhachak. 2006. Predictability of ecosystems engineering effects on species richness across environmental variability and spatial scales. *Journal of Ecology* 94:815-824.

DISCUSIÓN GENERAL

Los ambientes áridos y semiáridos están fuertemente afectados por actividades antrópicas como la sobreexplotación, deforestación y pastoreo, lo que ha provocando la reducción del área original, la fragmentación y el aislamiento entre sitios (Vitousek *et al.*, 1997). Además estos ambientes tiene baja resiliencia (capacidad del ecosistema de recuperarse ante perturbaciones) o bien requieren tiempos prolongados para lograr la restauración. Lo que en parte puede ser causado por la escasez en la disponibilidad del recurso hídrico (Maestre, 2003; Miranda *et al.*, 2004). Ante este panorama, una de las opciones es realizar proyectos de restauración enfocados en la utilización de especies que tengan atributos ecológicos (sociabilidad, frecuencia, cobertura, densidad y presencia de asociaciones micorrícicas) y puedan disminuir el tiempo de recuperación de ecosistemas de matorral xerófilo. De manera particular esta tesis es una de las primeras aproximaciones en las cuales se discriminaron especies que por los atributos ecológicos, por su respuesta ante alteraciones en los regímenes de temperatura y precipitación (derivados del cambio climático) y por la capacidad de germinar en condiciones de sequía simulada pueden inducir la restauración ecológica de matorrales xerófilos a mediano (con condiciones climáticas actuales) y largo plazo (con condiciones de cambio climático para los años 2050) en zonas semiáridas del centro de México.

La importancia de seleccionar especies para restauración se ha visto explicada en varios estudios (Cortina *et al.*, 2004; Suárez *et al.*, 2012; Meli *et al.*, 2013). Esta selección se basa en la alta diversidad y en la capacidad que tienen algunas especies que permiten reducir el tiempo de recuperación y favorecer algunos procesos ecosistemicos (James & Richards, 2006; Perkins *et al.*, 2006). En este trabajo se encontró una alta diversidad de

especies (46 especies arbustivas) en los fragmentos de matorral xerófilo del estado de Hidalgo, de las cuales se seleccionaron *Acacia schaffneri*, *Ageratina espinosarum*, *Bursera fagaroides*, *Dalea bicolor*, *Eysenhardtia polystachya*, *Karwinskia humboldtiana*, *Montanoa tomentosa*, *Gymnosperma glutinosa*, *Florenicia resinosa* y *Mimosa pringlei* (10 especies) debido a que presentan atributos ecológicos (sociabilidad, frecuencia, cobertura, densidad y presencia de asociaciones micorrícicas) que considero pueden ayudar a la recuperación de ecosistemas de matorral xerófilo en el centro de México.

Sin embargo, otros factores pueden influir en la utilización de estas especies. Se ha observado en ambientes semiáridos la diversidad de especies puede estar modulada por la disponibilidad hídrica, la cual a su vez influye en las características del suelo y el ciclado de nutrientes (carbono y nitrógeno principalmente) (Noy-Mier, 1973; Aarssen, 2004; Austin *et al.*, 2004). Lo anterior coincide con los resultados obtenidos en este trabajo donde la distribución de las especies arbustivas se explicó principalmente por la alta heterogeneidad espacial en el porcentaje de N, la precipitación, el pH y la temperatura, donde la mayor diversidad se encontró en sitios con precipitaciones superiores a 550 mm.

Por consiguiente las modificaciones en los regímenes de temperatura y precipitación derivados de fenómenos globales como el cambio climático puede afectar la distribución de las especies arbustivas seleccionadas para restauración (Harris *et al.*, 2006, Choi *et al.*, 2008; Maschinski & Hanskins, 2012). En este sentido Walther *et al.* (2002) y Lavergne *et al.* (2010) han documentado el efecto del cambio climático en fenología, fisiología y distribución de algunas especies de plantas. En este estudio al modelar efecto del cambio climático (escenario A2 el cual considera un incremento de la temperatura entre 3.6° C y 5.6° C, y una variación de la precipitación anual entre +5 y -10%) sobre la distribución de las especies seleccionadas con atributos ecológicos, se encontró que *A. espinosarum*, *A.*

schaffneri, *M. tomentosa*, *E. polystachya*, *D. bicolor* y *K. humboldtiana* (6 especies) de las 10 especies presentan una tendencia a mantener su distribución bajo escenarios de cambio climático (escenario A2) en la zona semiárida ubicada en el estado de Hidalgo.

Por otra parte, otro de los factores que pueden incidir en la selección de especies es la capacidad de germinación. Ya que la mayoría de individuos obtenidos para restaurar sitios degradados se obtienen a partir de semillas (Frankham, 2005; He *et al.*, 2008; Hughes *et al.*, 2008). Por consiguiente hay que tener en cuenta los factores que afectan la germinación como es el caso de la variación de la precipitación (Baskin & Baskin, 2001; Flores & Briones, 2001). Los resultados de los ensayos de germinación bajo diferentes potenciales hídricos indican que hay una disminución en el porcentaje y en la velocidad de germinación de todas las especies cuando los potenciales hídricos son más negativos. A pesar de esto (3 especies) *E. polystachya*, *A. espinosarum* y *D. bicolor* (de las seis seleccionadas) germinaron bajo potenciales hídricos de -0.6 lo que puede presentar una ventaja al utilizar estas especies para restaurar ecosistemas de matorral xerófilo donde las condiciones ambientales son estresantes debido a las limitaciones en la disponibilidad hídrica.

La selección de especies para ser utilizadas en restauración de ecosistemas de matorral xerófilo en el centro de México es importante dadas las adaptaciones que tienen para germinar, los atributos ecológicos que pueden permitir la recuperación de la complejidad estructural y funcional de estos ecosistemas y la respuesta ante escenarios de cambio climático. En esta tesis se desarrolló un proceso de selección basado atributos ecológicos que pueden permitir la recuperación de estos ambientes así como la evaluación de factores que influyen en el establecimiento y éxito a mediano y largo plazo. Así que me permite recomendar a las especies (*E. polystachya*, *A. espinosarum* y *D. bicolor*) para ser utilizadas en proyectos de restauración en este tipo de ecosistemas.

Finalmente, es deseable la utilización de las especies recomendadas en proyectos de restauración en los matorrales de la zona semiárida del centro de México, en particular dentro del estado de Hidalgo. Para esto un siguiente paso es discriminar sitios potenciales para restauración mediante métodos multicriterios y establecer los protocolos de los proyectos acorde a cada uno de los sitios.

REFERENCIAS

- Aarssen, L.W. 2004. Interpreting co-variation in species richness and productivity in vegetation: marking sense of causations and correlations at multiple scales. *Folia Geobotanica* 39:385-403.
- Austin, A.T., L. Yahdjian., J.M. Stark., J. Belnap., A. Porporato., U. Norton., D.A. Ravetta & S.M. Schaeffer. 2004. Water pulses and biochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141:221-235.
- Baskin, C.C & J.M. Baskin. 2001. *Seeds: Ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination*. Academic press, San Diego, California.
- Choi, Y.D., V.M. Temperton., E.B. Allen., A.P. Grootans., M. Halassy., R.J. Hobbs., M.A. Naeth & K. Torok. 2008. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience* 15:53-64.
- Cortina, J., J. Bellot., A. Vilagrosa, R.N. Caturla., F.T. Maestre., E. Ortíz & A. Bonet. 2004. Restauración en semiárido. Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo. En Vallejo, V.R & J.A. Alloza. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Valencia.
- Flores, J & O. Briones. 2001. Plant life-form and germination in a Mexican inter-tropical desert: effects of soil water potential and temperature. *Journal of Arid Environments*. 47:485-497.
- Frankham, R. 2005. Conservation biology: ecosystem recovery enhanced by genotypic diversity. *Heredity* 95:183.
- Harris, J.A., R.J. Hobbs., E. Higgs & J. Aronson. 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* 14:170-176.
- He, T., S.L. Krauss., B.B. Lamont., S.L. Krauss., N.J. Enright & B.P. Miller. 2008. Biovariation between intraspecific genetic diversity and species diversity within a plant functional group. *Journal of Ecology* 96:956-61.
- Hughes, A.R., B.D. Inouye., M.T. Johnson., N. Underwood & M. Vellend. 2008. Ecological consequences of genetic diversity. *Ecology Letters* 11:609-23.
- James, J.J & J.H. Richards. 2006. Plant nitrogen capture in pulse-driven systems: interactions between root responses and soil processes. *Journal of Ecology* 94:765-777.
- Lavergne, S., N. Mouquet, W. Thuiller & O. Ronce. 2010. Biodiversity and climate change: integrating evolutionary and ecological responses of species and communities. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 41:321-350.

- Maestre, G.F.T. 2003. La restauración de la cubierta vegetal en zonas semiáridas en función del patrón espacial de los factores bióticos y abióticos. *Ecosistemas* 12:1-4.
- Maschinski, J & K.E. Hanskins. 2012. Plant reintroduction in a changing climate. Society for Ecological Restoration. Washington, DC.
- Meli, P., M. Martínez-Ramos & J.M. Rey-Benayas. 2013. Selecting species for passive and active riparian restoration in Southern Mexico. *Restoration Ecology*
doi: 10.1111/j.1526-100X.2012.00934.x
- Miranda, J.D., F.M. Padilla & F.I. Pugnaire. 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. *Ecosistemas* 13:55-58.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: Environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:25-51.
- Perkins, S.R., K.C. McDaniel & A.L. Ulery. 2006. Vegetation and soil change following creosotebush (*Larrea tridentata*) control in the Chihuahuan Desert. *Journal Arid and Environment* 64:152-173.
- Suárez, A., G. Williams-Linera., C. Trejo., J.I. Valdez-Hernández., V.M. Cetina-Alcalá & H. Vibrans. 2012. Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems* 85:35-55.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney., J. Lubchenco & J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Walther, G.R., E. Post., P. Convey., A. Menzel., C. Parmesan., T.J.C. Beebee., J.M. Fromentin., O. Hoegh-Guldberg & F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389-395.