



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCION DE ENSEÑANZA E INVESTIGACION EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE BOTÁNICA

Diversidad funcional de los hongos micorrizógenos arbusculares
de islas de recursos del Valle del Mezquital, Hidalgo.

ROSALVA GARCÍA SÁNCHEZ

T E S I S
PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

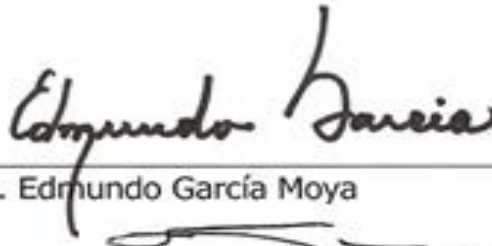
2011

La presente tesis titulada: Diversidad funcional de los hongos micorrizógenos arbusculares de las islas de recursos del Valle del Mezquital, Hidalgo, realizada por el alumno: **Rosalva García Sánchez**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS
BOTÁNICA


CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



Dr. Edmundo García Moya

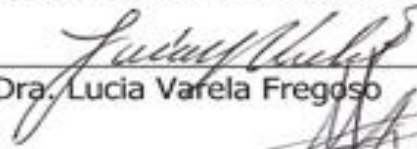
ASESOR


Dra. Angélica Romero Manzanares

ASESOR


Dra. Sara Lucía Camargo Ricalde

ASESOR


Dra. Lucía Varela Fregoso

ASESOR


Dr. Alejandro Alarcón

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Junio 2011

AGRADECIMIENTOS

A LAS PERSONAS

Al Dr. **Edmundo García Moya** quién me brindo la oportunidad de alcanzar esta meta y me acompaño durante el trayecto, no siempre las cosas fueron fáciles pero siempre le estaré agradecida por su apoyo y sus enseñanzas. Para usted todo mi respeto y admiración.

A la Dra. **Sara Lucia Camargo Ricalde**, quién me brindo su apoyo de manera muy profesional pero muy cálida, además de que por unos meses me permitió participar con su grupo de trabajo, por todo ello le que quedo infinitamente agradecida.

A la Dra. **Lucia Varela Fregoso**, mi Maestra en el conocimiento de los HMA, gracias por el tiempo que invirtió en mi trabajo sin mayor recompensa que el conocimiento mismo. Sus enseñanzas son muy valiosas para mí.

Al Dr. **Alejandro Alarcón** cuyo apoyo en el trabajo de laboratorio me permitió aprender rápidamente ¡lástima que haya sido poco tiempo! le agradezco su trabajo siempre profesional, pero siempre con el extra que le imprime su gran calidad humana.

A la Dra. **Angélica Romero Manzanarez** cuya crítica dura pero siempre justa me ha dejado enseñanzas muy valiosas. Todo mi respeto y amistad por siempre.

Al Dr. **Mario Luna Cavazos** a quién agradezco su apoyo y buena disposición en todo momento.

Al Dr. **Noé Manuel Montaña Arias**, muy especial este agradecimiento pues de haber sido un brillante alumno, paso a ser un paciente maestro, gracias por la ayuda en el análisis de datos, en el manejo de paquetes estadísticos y por las agradables platicas que hemos compartido.

Al Biól. **Eduardo Chimal Sánchez**, cuya ayuda técnica en el laboratorio fue muy valiosa.

A mis **Maestros y compañeros** del Colegio de Postgraduados con quienes aprendí y compartí esta hermosa etapa de mi vida.

A LAS INSTITUCIONES

Al Centro de Botánica del Colegio de Postgraduados campus Montecillo, por darme la oportunidad de volver a ser estudiante y alcanzar esta meta.

A la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM por permitir que me supere y por darme la oportunidad de compartir lo que aprendo con mis estudiantes. A mis compañeros y amigos maestros de la FES les agradezco su apoyo.

Al laboratorio de Microbiología del Centro de Edafología del Colegio de Postgraduados porque siempre me sentí bienvenida en sus espacios y con su personal.

Al Laboratorio de Biosistemática de leguminosas del área de Botánica de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) Iztapalapa, donde encontré amigos y compañeros que siempre me contagiaron animo, me compartieron sus logros y a quienes les deseo todo el éxito posible.

DEDICATORIA

*A Daniela, quién no ayudo mucho a la construcción de este trabajo, pero
cuya presencia y sonrisas ilumina mi paso por la vida*

¡Supérame Dany, tu puedes!

*A mi pequeña pero valiosa familia, todos y cada uno de sus integrantes son
parte importante de mi universo: Alicia, Magos, Paty, Omar, Chela,
Fernando, Lupe, Fernanda, Ileana y Alonso.*

*A mis estudiantes con quienes comparto el trabajo cotidiano y la ilusión de
contribuir a la construcción de la Ciencia por y para México.*

*A mi país México porque a pesar de sus contradicciones y sub-realismos en
este país se puede soñar, construir y disentir.*

“Caminante no hay camino, se hace camino al andar”

Diversidad funcional de los hongos micorrizógenos arbusculares de las islas de recursos del Valle del Mezquital, Hidalgo.

**Rosalva García Sánchez, Dra.
Colegio de Postgraduados 2011**

Resumen

Este estudio se llevo a cabo en el Valle del Mezquital, Hidalgo, el valle se caracteriza por una cubierta vegetal secundaria y fragmentada, en donde se forman islas de recursos. Esta investigación evaluó el efecto de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* juntas y separadas, sobre la diversidad de especies arbustivas y propiedades del suelo. Se generó información sobre la riqueza y diversidad de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) asociados al suelo bajo dosel de *P. laevigata* y de *M. biuncifera*, presentes en tres matorrales con diferente predominio de leguminosa. En condiciones de invernadero, se evaluó el efecto de la procedencia de los HMA sobre el crecimiento de ambas leguminosas.

Se reportaron 45 especies arbustivas en estos matorrales, destacaron las especies *Hechtia podantha*, *Jatropha dioica*, *Lantana camara*, *M. biuncifera*, *Opuntia stenopetala* y *P. laevigata* por su alto índice de valor de importancia. La semejanza entre los matorrales fue del 30 al 40%. Los suelos fueron ricos en nutrimentos bajo el dosel de las leguminosas, mientras que en el suelo sin vegetación se encontró menor concentración. En el sitio 3 (Rincón) coexisten *P. laevigata* y *M. biuncifera* juntas enriquecen el suelo y generan microhábitats que pueden ser ocupados por diferentes especies, lo que promueve la diversidad vegetal y de HMA. Se determinaron 26 morfoespecies de HMA representativas de 13 géneros. La estacionalidad no ejerció influencia en la riqueza de HMA, pero sí en la abundancia de esporas; existió efecto de sitio sobre la riqueza de HMA, el sitio 3 presentó 21 morfoespecies y mayor diversidad de HMA; la mayor abundancia de esporas ocurrió en el suelo sin cubierta vegetal del sitio 2 (González). *Mimosa biuncifera* destacó como reservorio de los HMA. Independientemente de la procedencia de las muestras de HMA, las dos leguminosas presentaron respuesta positiva a la inoculación micorrízica, *M. biuncifera* mostró mejores respuestas y mayor dependencia micorrízica. Las mejores respuestas en ambas leguminosas fueron obtenidas con la inoculación de los HMA del sitio 2 y del sitio 3, mismos que presentaron mayor riqueza o abundancia de esporas. Sin embargo, los tres sitios comparten suficientes especies nativas de HMA con buen potencial para colonizar a *P. laevigata* y *M. biuncifera*. Estos datos fortalecen la hipótesis de que los HMA pueden ser un componente importante para comprender cómo estas dos especies de leguminosas mantienen su predominio en los matorrales xerófilos del Valle del Mezquital, Hidalgo.

Palabras clave: Valle del Mezquital, hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), *Prosopis laevigata*, *Mimosa biuncifera*, diversidad vegetal, matorral xerófilo, nutrimentos s del suelo.

Functional diversity of arbuscular mycorrhizal fungi of resource islands Mezquital Valley, Hidalgo.

Rosalva García Sánchez, Dra.
Colegio de Postgraduados 2011

ABSTRACT

This study was conducted at the Mezquital Valley, Hidalgo. This valley is characterized by secondary and fragmented vegetation in where the presence of resources islands is common. This research assessed the effect of *Prosopis laevigata* and *Mimosa biuncifera*, together and separate, on plant diversity (shrub species) and on soil properties. This study also provides information about the richness and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) associated to the under canopy soil of *P. laevigata* and *M. biuncifera* collected from three xeric shrublands with different predominance of those legumes. In addition an experiment was conducted under greenhouse conditions in which AMF from three different sites were evaluated on their effectiveness for promoting the growth of both legumes.

As results, there were recorded 45 species of shrubs at the Mezquital Valley, in which the plant species with high importance values were *Hechtia podantha*, *Jatropha dioica*, *Lantana camara*, *M. biuncifera*, *Opuntia stenopetala* and *P. laevigata*; the similarity between the three conditions was 30 to 40%. The soils were rich in nutrients under the canopy of legumes. In the site 3 (Rincón) coexisted *P. laevigata* and *M. biuncifera* that result in improved soil conditions and in creating microhabitats that are occupied by different species, thus promoting both plant and AMF diversity. Twenty-six morphospecies of AMF were identified and represented 13 genera. Seasonality did not influence the richness of AMF morphospecies, but affected the spore abundance. The site 3 showed 21 morphospecies and high AMF diversity, but the greatest spore abundance was found in non-vegetated soil from the site 2 (González). The species *M. biuncifera* acted as an important reservoir of AMF.

Regardless the origin of AMF inocula, *P. laevigata* and *M. biuncifera* showed a positive responsiveness to mycorrhizal inoculation, but *M. biuncifera* showed the better responses and greater mycorrhizal dependency. The AMF inocula from site 2 and site 3 significantly improved promoted better growth responses in both legumes, and both sites corresponded to those in which a high AMF-richness or spore abundance were achieved. Nevertheless, the three sites had a very good potential of native AMF to colonize *P. laevigata* and *M. biuncifera*. This finding supports the hypothesis that AMF may be an important component to understand how the two legume species maintain their dominance in the shrublands at the Mezquital Valley.

Key words: Mezquital Valley, Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), *Prosopis laevigata*, *Mimosa biuncifera*, plant diversity, semiarid-thorny shrublands, soil nutrients.

CONTENIDO

Resumen	i
Abstract	ii
Índice de cuadros	iii
Índice de figuras	v
Introducción	1
Capítulo I	8
Influencia de <i>Prosopis laevigata</i> y <i>Mimosa biuncifera</i> en la diversidad vegetal y fertilidad del suelo en un ecosistema semiárido mexicano	
Capítulo II	41
Efecto de <i>Prosopis laevigata</i> y <i>Mimosa biuncifera</i> sobre la diversidad de los hongos micorrizógenos arbusculares en tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital, Hidalgo.	
Capítulo III	73
Efecto de los hongos micorrizógenos arbusculares autóctonos de matorrales xerófilos del Valle del Mezquital, en el crecimiento de <i>Prosopis laevigata</i> y <i>Mimosa biuncifera</i>	
Discusión general	106

Índice de Cuadros

Capítulo I	Pág
Cuadro 1. Índice de valor de importancia (IVI,%) para las especies arbóreas y arbustivas (incluyendo los cactus) de los tres sitios de matorral xerófilo estudiados en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México.	17
Cuadro 2. Valor de la media (\pm desviación estándar) de los atributos estructurales de los tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.	19
Cuadro 3 Valor de la media (\pm desviación estándar) de los atributos poblacionales de <i>Prosopis laevigata</i> y <i>Mimosa biuncifera</i> , en los tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.	19
Cuadro 4. <i>F</i> -ratios y niveles de significancia del ANDEVA anidado para las variables del suelo en los diferentes microambientes: bajo el dosel de <i>Prosopis laevigata</i> , de <i>Mimosa biuncifera</i> , y de áreas abiertas en tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.	23
Cuadro 5. Valores de la media (\pm desviación estándar) de las propiedades del suelo en diferentes microambientes: bajo el dosel de <i>Prosopis laevigata</i> , de <i>Mimosa biuncifera</i> , y áreas abiertas en tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.	24
 Capítulo II	
Cuadro 1. Listado de las morfoespecies de los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) presentes en dos microhábitats, dos especies y tres matorrales del Valle del Mezquital.	50
Cuadro 2. Listado de las morfoespecies de HMA determinadas en tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital en la estación de lluvias.	51
Cuadro 3. Listado de las morfoespecies de HMA determinadas en tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital en la estación de secas.	52

Cuadro 4. Listado de las morfoespecies de HMA determinadas en suelo de campo y cultivo asociado a *Prosopis laevigata* y a *Mimosa biuncifera*, en la estación de secas y lluvias, en tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital **53**

Capítulo III

Cuadro 1. Listado de las morfoespecies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) identificadas en tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. **79**

Cuadro 2. Peso seco de órganos vegetales, área foliar, área foliar específica y relación raíz/parte aérea en plántulas de *Prosopis laevigata* inoculadas con tres tratamientos que difieren en la procedencia de los HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, en condiciones de invernadero. **87**

Cuadro 3. Peso seco de órganos vegetales, área foliar, área foliar específica y relación raíz/parte aérea en plántulas de *Mimosa biuncifera* inoculadas con tres tratamientos que difieren en la procedencia de los HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, bajo condiciones de invernadero durante 105 días. **88**

Cuadro 4. Concentración total de macroelementos en hoja de *Prosopis laevigata* inoculados con tres tratamientos que difieren en la procedencia de los HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, en condiciones de invernadero. **89**

Cuadro 5. Concentración total de macroelementos en hojas de *Mimosa biuncifera* inoculados con tres tratamientos que difieren en la procedencia de los HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, en condiciones de invernadero. **90**

Cuadro 6. Concentración de clorofila total y actividad nitrato reductasa en hojas en *Prosopis laevigata* y de *Mimosa biuncifera* inoculados con tres tratamientos que difieren en la procedencia de los HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, bajo condiciones de invernadero. **100**

Índice de Figuras

Capítulo I	Pág
Figura 1. Riqueza de especies observada y estimada (S_{obs} , ICE and Chao2) para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en un matorral semiárido del Valle del Mezquital Hidalgo, México.	20
Figura 2. Índices de diversidad de especies (Shannon-Weiner y Simpson) para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en un matorral semiárido del Valle del Mezquital Hidalgo, México.	21
Figura 3. Número acumulado de especies de plantas como función de plantas (medias y desviación estándar en curvas de Rarefacción) para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en un matorral semiárido del Valle del Mezquital Hidalgo, México.	21
Figura 4. Materia orgánica del suelo (A), concentración de carbono orgánico del suelo (B), y mineralización potencial de carbono (C) en el suelo bajo el dosel de las dos especies de leguminosas <i>P. laevigata</i> , de <i>M. biunficera</i> , y de áreas abiertas del suelo, para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en un matorral semiárido del Valle del Mezquital Hidalgo, México.	26
Figura 5. Nitrógeno total del suelo (A), concentración de fósforo PO_4 -Olsen (B), y abundancia de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares HMA (C) en el suelo bajo el dosel de las dos leguminosas <i>P. laevigata</i> , de <i>M. biunficera</i> , y de áreas abiertas para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en un matorral semiárido del Valle del Mezquital Hidalgo, México.	27
Figura 6. Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC), muestra los cambios en la composición vegetal entre los tres sitios de estudio (S1-Bingu, S2-González and S3-Rincón) y su relación con vectores de algunas variables edáficas del suelo colectado en las áreas abiertas (AA) y bajo el dosel de <i>P. laevigata</i> (P) y <i>M. biuncifera</i> (M) y de otras especies de plantas en un matorral semiárido del Valle del Mezquital Hidalgo,	28

México.

Capítulo II

- Figura 1.** Fotografías de las 25 morfoespecies de HMA determinados en muestras de suelo de campo y cultivos trampa provenientes de tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital, Hidalgo. **45**
- Figuran 2.** Riqueza de morfoespecies de HMA observada (S_{obs}) y estimada (Chao2) para los matorrales Bingu, González y Rincón, localizados en el Valle del Mezquital, Hidalgo. **58**
- Figura 3.** Índices de diversidad (Shannon-Weiner y Simpson) en tres matorrales Bingu, González y Rincón del Valle del Mezquital. **59**
- Figura 4.** Número de morfoespecies de HMA acumulado estimado como función del número de esporas acumulado (curvas de rarefacción) para los matorrales: Bingu, González y Rincón en el Valle del Mezquital, Hidalgo. **60**
- Figura 5.** Riqueza de morfoespecies de esporas de HMA observada (S_{obs}) y estimada (Chao2) para dos microhabitats área abierta (AA) e isla de recursos (IR) asociados a *P. laevigata* y *M. biuncifera*. **62**
- Figura 6.** Índices de diversidad (Shannon-Weiner y Simpson) para dos microhabitats área abierta (AA) e isla de recursos (IR) asociados a *P. laevigata* y *M. biuncifera*. **63**
- Figura 7.** Número de morfoespecies de HMA estimado acumulado como función del número de individuos acumulado (curvas de rarefacción) para dos microhabitats área abierta (AA) e isla de recursos (IR) asociados a *P. laevigata* y *M. biuncifera* en los matorrales: Bingu, González y Rincón, en estación seca y de lluvias, ubicados en el Valle del Mezquital Hidalgo. **65**
- Figura 8.** Densidad de esporas para los microhabitats área abierta (AA) e isla de recursos (IR) asociados a las leguminosas *P. laevigata* y *M. biuncifera* en los **66**

matorrales: Bingu, González y Rincón ubicados en el Valle del Mezquital.

Capítulo III

- Figura 1.** Dinámica de crecimiento en altura de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* inoculados con tres procedencias de los HMA de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. **83**
- Figura 2.** Tasa relativa de crecimiento (TRC cm semana⁻¹) de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* inoculados con tres procedencias de HMA de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. **84**
- Figura 3.** Fracción de la colonización micorrizica con reacción positiva a la actividad fosfatasa alcalina de los hongos micorrizógenos arbusculares en raíces de *Prosopis laevigata* y de *Mimosa biuncifera* inoculados con tres procedencias de HMA de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. **94**
- Figura 4.** Porcentaje de dependencia micorrízica en *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* inoculadas con tres tratamientos que difieren en la procedencia de los HMA de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. **95**

INTRODUCCIÓN

La importancia de los ecosistemas áridos y semiáridos radica en su amplia extensión a nivel mundial y en la gran presión evolutiva que han sufrido las especies que en ella viven. Estos ecosistemas son importantes porque en ellos ocurren procesos ecológicos, que permiten comprender la desertificación, que es una consecuencia de la problemática ambiental actual. Estos ecosistemas son también una fuente de germoplasma, que es la riqueza biológica básica para contrarrestar la desertificación. En México, estos ecosistemas son de particular importancia porque ocupan la mitad del territorio nacional, y porque en ellas habitan poblaciones humanas en una pobreza económica que contrasta con la riqueza natural que prevalece, lo que indica una mala política en el aprovechamiento de los recursos naturales y falta de desarrollo tecnológico aplicado a estas regiones.

Los ecosistemas áridos se caracterizan por una precipitación escasa e irregular a lo largo del año, con períodos de sequías recurrentes, durante los cuales, las comunidades vegetales se ven sometidas a estrés hídrico (el agua es el factor limitativo más importante), por lo que las especies que habitan estos ecosistemas poseen estrategias que les permiten superar las condiciones adversas (Silverton y Wilson 1994). Una de estas estrategias es la simbiosis que las plantas establecen con los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), de manera que las plantas se vuelven más eficientes en el aprovechamiento del agua disponible en condiciones de sequía.

Otros procesos que son característicos de los ecosistemas áridos que ayudan a mantener la humedad del suelo y que tienen relación con la función de los HMA, son la formación de las islas de recursos y la redistribución hídrica (Reynolds *et al.* 1999). En los ecosistemas áridos, la vegetación se distribuye en mosaicos, que funcionalmente representan islas de acumulación de recursos, donde la red de micelio externo de los HMA es muy abundante (Azcon-Aguilar *et al.* 2003) y juega un papel decisivo en los mecanismos de facilitación para el establecimiento de las plantas (Moora y Zobel 2009). Se ha demostrado que esta red hifal es el principal recurso para la inoculación de las plántulas en las zonas áridas (Bashan *et al.* 2000). Por otro lado, la redistribución hídrica es el mecanismo mediante el cual algunas especies vegetales desarrollan raíces pivotantes que absorben el agua de zonas profundas del

suelo, y la transfieren a las capas superficiales (Cadwell *et al.* 1998). Se ha observado que las plantas que llevan a cabo el proceso de redistribución hídrica son capaces de transferir agua de sus raíces a las hifas de los HMA, promoviendo que el agua se mueva desde las capas profundas hasta las superficiales a través de las micorrizas ayudando a mantener la humedad del suelo en las capas superficiales (Querejeda *et al.* 2007).

Diversos trabajos han puesto de manifiesto que los HMA juegan un papel fundamental en la estructura, diversidad y funcionamiento de las comunidades vegetales (van der Heijden *et al.* 1988a, Harnett y Wilson 1999), además se ha demostrado experimentalmente que la presencia y abundancia de los HMA puede, en algunos casos, aumentar la riqueza de especies vegetales (Grime *et al.* 1987, van der Heijden *et al.* 1988b), mientras que en otros puede disminuirla (Klironomos *et al.* 2000), y aunque hay pocos trabajos en ecosistemas áridos, es muy posible que los principios que aplican en otros ecosistemas ocurran de manera similar en los ambientes áridos.

En los ecosistemas áridos, los estudios son importantes porque ante el inminente cambio climático, se prevé que ocurran aumentos en la temperatura, disminución en la precipitación y aumento en los eventos torrenciales (IPCC 2007), lo que incrementará la aridez, y con ello la erosión del suelo provocando una pérdida de propágulos micorrízicos, y un cambio en el balance de la interacción entre los HMA y las plantas; por ello comprender la función de la simbiosis micorrízica, y conocer cómo las comunidades de HMA se distribuyen e interaccionan con el ambiente, se pudiese intervenir en la aplicación de esta simbiosis en los procesos de conservación de recursos bióticos. La recuperación de los ecosistemas perturbados y la promoción de una agricultura más amigable con el ambiente, e incluso se pudiese generar un modelo predictivo de las posibles respuestas de los ecosistemas áridos frente al cambio climático.

En estos ecosistemas, las plantas han evolucionado con diferentes estrategias adaptativas que mejoran su aptitud, las cuales son resultado de las combinaciones de los aspectos morfológicos, fisiológicos y ecológicos, donde cada uno de estos aspectos contribuye de forma equilibrada y coordinada en la aptitud de las especies (Maestre *et al.* 2005, Challenger y Soberón 2008). De manera que, las plantas de las zonas áridas difieren en sus ciclos de vida (anuales vs perennes), grupos funcionales (arbustivas vs herbáceas),

tiempo de floración, esfuerzo reproductivo, comportamiento de la germinación, etc. Muchos de estos procesos están directamente relacionados con la interacción que las plantas establecen con los HMA (Hart *et al.* 2003). La mayor parte de las plantas de zonas áridas forman micorriza arbuscular, convirtiendo a esta interacción en la más extendida en las zonas áridas (Allen *et al.* 1995).

En el aspecto fisiológico, la simbiosis micorrízica juega un papel determinante en la nutrición de los hospederos ya que participan en la captación de elementos minerales de lenta difusión en los suelos áridos, como el fósforo, que es un elemento clave en la fotosíntesis (Marshner 1990), con ello favorece un aumento en la tasa fotosintética y por tanto en la fijación de carbono (Bago *et al.* 2000), lo que conduce al aumento en la biomasa total y en el área foliar (Smith y Read 1997). En el caso del nitrógeno, las plantas micorrizadas utilizan el NH^{+4} de manera más eficiente, además de que los cambios en pH de la rizosfera de las plantas micorrizadas favorece la difusión del nitrógeno en medios pobres con pH básico como son los áridos. Otros elementos como el potasio, el azufre, el zinc y el cobre a menudo se encuentran en concentraciones más altas en las plantas micorrizadas, que en las no micorrizadas (Joner *et al.* 2000).

Existen otros efectos fisiológicos en los hospederos producidos por la presencia de la micorriza, como el aumento en la resistencia de la planta al estrés hídrico, que es una de las funciones principales en las plantas de zonas áridas, en este caso las hifas extraradicales se extienden más allá de la zona donde la raíz tiene acceso, aumentando el volumen de suelo explorado, con ello se incrementa la conductividad hidráulica de la planta y le da la capacidad de recuperarse más rápidamente en caso de estrés hídrico (Auge 2001). Además, el micelio externo participa en la formación de agregados del suelo por medio de la adhesión de partículas debido a la glomalina, con ello se reduce la erosión y aumenta la capacidad de retención de humedad del suelo (Khaliel 1989). Estos procesos fisiológicos, le proporcionan a la planta ventajas nutrimentales y protección contra patógenos, eleva el porcentaje de supervivencia de sus plántulas y aumenta la capacidad competitiva de la especie. Sin embargo, no todas las plantas que componen la comunidad vegetal dependen en igual medida de los HMA para su crecimiento. En el caso de las zonas áridas dado el lento crecimiento de las especies, y la marcada estacionalidad ambiental, los recursos siempre estarán limitados y

las especies compiten por ellos, tanto en la comunidad de los fitobiontes como en la comunidad de los micobiontes, por lo que en estos ambientes las especies vegetales exitosas son las que buscan los recursos con la ayuda de la micorriza (Jonhson *et al.* 2003, van der Heijden y Horton 2010).

Con este trabajo se documentan aspectos ecológicos en los matorrales xerófilos del Valle del Mezquital del Estado de Hidalgo. Con este fin se consideró la diversidad vegetal de los matorrales, la diversidad y abundancia de los HMA asociados a las islas de recursos, la dependencia micorrízica de las leguminosas *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* como variables para estudiar algunos rasgos ecológicos de las islas de recursos en matorrales xerófilos, donde estas leguminosas son dominantes o codominantes.

La pregunta central de este estudio fue: ¿Cómo las especies potencialmente formadoras de islas de recursos *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* influyen sobre la diversidad de arbustivas y de HMA del suelo asociado a sus doseles en un matorral xerófilo?

El objetivo general del estudio fue conocer la diversidad de arbustivas y de hongos micorrizógenos arbusculares de tres matorrales xerófilos con predominio de leguminosas potencialmente formadoras de islas de recursos en el Valle del Mezquital, Hidalgo.

Los objetivos particulares fueron:

- a) Evaluar el efecto de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* en comunidades donde coexisten y donde no, sobre la diversidad arbustiva asociada y las propiedades del suelo asociado a sus doseles en el Valle del Mezquital, Hidalgo.
- b) Evaluar el efecto de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* sobre la riqueza y diversidad de los hongos micorrizógenos arbusculares.
- c) Evaluar el efecto de la procedencia de los hongos micorrizógenos arbusculares de los tres matorrales estudiados sobre el crecimiento de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* en condiciones de invernadero.

Las hipótesis fueron:

- 1) El predominio de *Prosopis laevigata* o *Mimosa biuncifera* en el matorral influye diferencialmente en la diversidad de arbustivas y en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.
- 2) Los matorrales xerófilos con predominio *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* tienen comunidades similares de hongos micorrizógenos arbusculares
- 3) La procedencia de los HMA generan respuestas funcionalmente diferentes en el crecimiento de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*.

Estos objetivos e hipótesis a probar fueron abordados en tres capítulos de esta tesis.

En el capítulo I, se presenta la información relacionada con la diversidad florística de los matorrales con predominio de *P. laevigata* y *M. biuncifera* y su relación con las propiedades del suelo para cada sitio de estudio.

En el capítulo II, se describe la riqueza y diversidad de la comunidad de los HMA asociados a los matorrales con dominancias diferentes de *P. laevigata* y *M. biuncifera* en las estaciones de secas y de lluvias.

En el capítulo III, se evaluó el efecto de los HMA provenientes de los matorrales estudiados sobre el crecimiento y fisiología de plántulas de *P. laevigata* y *M. biuncifera* en condiciones de invernadero.

Finalmente se presenta una discusión general sobre el papel funcional de *P. laevigata* y *M. biuncifera* en los matorrales xerófilos del Valle del Mezquital y su relación con las comunidades de HMA.

Literatura citada

- Allen EB, Allen MF, Helm DJ, Trappe JM, Molina R and Rincón E. 1995. Patterns and regulation of mycorrhizal plant and fungal diversity. *Plant and Soil* 170:47-62.
- Augé RM. 2001. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza* 11:3-42.
- Azcon-Aguilar C, Palenzuela J, Roldan A, Bautista S, Vallejo R and Barea JM. 2003. Analysis of the mycorrhizal potential in the rizosphere of representative plant species

- from desertification-threatened Mediterranean shrublands. *Applied Soil Ecology* 22:29-37.
- Bashan Y, Davis EA, Carrillo-García A and Linderman RG. 2000. Assessment of VA mycorrhizal inoculum potential in relation to establishment of cactus seedlings under mesquite nurse-trees in the Sonoran Desert. *Applied Soil Ecology* 14:165-175.
- Bago B, Azcon Aguilar C, Shachar-Hill and Pfeffer P.E. 2000. En A. Alarcón y R. Ferrera-Cerrato (eds). El micelio externo de la micorriza arbuscular como Puente simbiótico entre la raíz y su entorno. En *Ecología, Fisiología y Biotecnología de la micorriza arbuscular*. Mundi Prensa. México.
- Cadwell MM, Dawson TE and Richards JH. 1998. Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia* 113:151-161.
- Challenger A y Soberón J. 2008. Los ecosistemas terrestres, en *Capital Natural de México*. Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional de la Biodiversidad (CONABIO). México.
- Grime JP, Mackey JML, Hillier SH and Read DJ. 1987. Floristic diversity in a model system using experimental microcosms. *Nature* 328:420-422.
- Hart M, Reader RJ and Klironomos JN. 2003. Plant coexistence mediated by arbuscular mycorrhizal fungi. *Trends in Ecology and Evolution* 18:418-423.
- Hartnett DC and Wilson GTW. 1999. Mycorrhizae influence plant community structure and diversity in tallgrass prairie. *Ecology* 80:1187-1195.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II & III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change IPCC, Geneva.
- Johnson CN, Rowland DL, Corkidi L, Egerton-Warburton LM and Allen EB. 2003. Nitrogen Enrichment alter mycorrhizal allocation at five mesic to semiarid grasslands. *Ecology* 84:1895-1908.
- Joner E, Briones R and Leyval C. 2000. Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycellium. *Plant and Soil* 226:227-234.
- Khaliel AS. 1989. Mycorrhizal status of some desert plants and correlation with edaphic factors. *Trans Mycol Soc Japan* 30:231-238.

- Klironomos JN, McCune J, Hart M and Neville J. 2000. The influence of arbuscular mycorrhizae on the relationship between plant diversity and productivity. *Ecology Letters* 3:137-141.
- Maestre FT, Valladares F and Reynolds JF. 2005. Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. *Journal of Ecology* 92:748-757.
- Marschner H. 1990. Mineral nutrition of higher plants. London. Academic Press.
- Moora M and Zobel M. 2009. Arbuscular mycorrhizae and plant-plant interactions – impact of invisible world on visible patterns. En Pugnaire, FI. (ed). Positive plant interactions and community dynamics. CRC. Press. Florida, USA.
- Querejeda JJ, Egerton-Warburton LM and Allen MF. 2007. Hydraulic lift may buffer rhizosphere hyphae against the negative effects of severe soil drying in a California Oak savanna. *Soil biology and Biochemistry* 39:409-417.
- Reynolds JF, Virginia RA, Kemp PR, de Soyza AG and Tremmel DC. 1999. Impact of drought on desert shrubs: effects of seasonality and degree of resource islands development. *Ecological Monographs* 69:69-106.
- Silverton J and Wilson JB. 1994. Community structure in a desert perennial community. *Ecology* 75:409-407.
- Smith SE and Read DJ. 1997. Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press. London UK.
- van der Heijden MGA, Boller T, Weinken A and Sanders IR. 1998a. Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology* 79:2082-2091.
- van der Heijden MGA, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglis P, Streitwolf-Engel R, Boller T, Wiemken A and Sanders IR. 1998b. Mycorrhizal fungal diversity determines plant diversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396:69-72.
- van der Heijden MGA and Horton TH. 2010. Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *Ecology* 97:1139-1150.

CAPÍTULO I

Influencia de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* en la diversidad vegetal y fertilidad del suelo en un ecosistema semiárido mexicano.

¹³Rosalva García-Sánchez, ²Sara Lucía Camargo Ricalde, ¹Edmundo García Moya,
¹Angélica Romero-Manzanares.

¹Posgrado en Botánica, Colegio de Postgraduados, C.P. 56230. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

²Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. AP. 55-535. D.F., México.

³Unidad de Investigación en Ecología Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza (FES Zaragoza), Universidad Nacional Autónoma de México. AP. 0 9230, D.F., México.

Resumen

Las leguminosas como *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* con frecuencia se les encuentra coexistiendo en los matorrales semiáridos de México. Aunque, la información disponible de su influencia sobre la comunidad vegetal y la fertilidad del suelo es escasa. En este capítulo se comparó la estructura y la diversidad de las comunidades vegetales y los nutrimentos del suelo de tres matorrales xerófilos situado en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Estos sitios difieren en la especie dominante: S1 (Bingu) *P. laevigata*, S2 (González) *M. biuncifera*, y S3 (Rincón) con presencia de ambas leguminosas. Los resultados mostraron que la comunidad vegetal con la presencia de *P. laevigata* y *M. biuncifera* (S3) tuvieron mayor cobertura, altura y diversidad de arbustos en comparación con los sitios donde estas leguminosas crecen por separado (S1 y S2), lo que sugiere que las leguminosas conjuntamente modifican los recursos del suelo, y que se refleja en mayor riqueza y diversidad de arbustivas en el matorral xerófilo. La materia orgánica del suelo (MOS), el carbono orgánico (COS), el nitrógeno total, fósforo-Olsen y el potencial de mineralización de C fueron mayores en el suelo bajo el dosel de ambas leguminosas que en el suelo fuera del dosel. Por el contrario, las concentraciones de cationes del suelo fueron mayores en el suelo bajo dosel de *M. biuncifera* que en el suelo bajo dosel de *P. laevigata*. La densidad de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares fue favorecida por la presencia de *M. biuncifera* más que por *P. laevigata*. La influencia de *P. laevigata* para crear islas más ricas en recursos del COS, NT y P-Olsen fue mayor que la mostrada por *M. biuncifera*. Esto sugiere que cada especie de leguminosa por separado modifica de manera diferente el microambiente, sin embargo, las leguminosas juntas aumentan la disponibilidad de nichos para el establecimiento de otras plantas. Este estudio proporcionó evidencias que ayudan a comprender el papel de *P. laevigata* y *M. biuncifera* sobre la colonización vegetal en ecosistemas semiáridos.

Palabras clave: Diversidad vegetal, Valle del Mezquital, Riqueza de especies, Propiedades del suelo, Matorral xerófilo

Introducción

La riqueza, identidad e interacciones entre las plantas afectan la estructura de las comunidades vegetales y la fertilidad del suelo, debido a que las diferencias en algunas de sus características funcionales (Chapin *et al.* 2002). Las interacciones entre las plantas suelen ser positivas y negativas. Ellas compiten por agua y nutrientes, pero al mismo tiempo, bajo su dosel algunas plantas se protegen de las condiciones climáticas extremas, proporcionan recursos adicionales al incorporar residuos orgánicos frescos que son fuentes de carbono para la actividad microbiana, lo que promueve la formación de islas de fertilidad (García-Moya y Mckell 1970) o de recursos (Reynolds *et al.* 1999). Las plantas promueven las interacciones que favorecen procesos de facilitación, y que puede ser la vía por la cual las plantas controlan la estructura y función de las comunidades vegetales (Tilman *et al.* 1997, Brooker *et al.* 2008). Esto sugiere que los atributos de la comunidad y los procesos funcionales son controlados por el número de plantas, por la composición vegetal y particularmente por aquellas plantas que se consideran como especies clave (Payton *et al.* 2002, Whitford 2002, Wright *et al.* 2006). El impacto de las especies sobre cualquier comunidad de plantas depende de sus interacciones con otras especies de plantas o de la composición particular del ecosistema (Ebenman y Jonsson, 2005, Wright *et al.* 2006). Las especies clave influyen en las reservas de semillas y en la incorporación de plántulas, incluso llegan a ser el hábitat de microorganismos, aves, roedores e insectos, cuyo papel es fundamental para procesos como la descomposición de materia orgánica, la polinización, la dispersión y el establecimiento (Valiente-Banuet y Ezcurra 1991, Camargo-Ricalde y Dhillion 2003, Wright *et al.* 2006). Estas especies frecuentemente aumentan el suministro de los recursos limitativos del suelo y ofrecen condiciones microambientales favorables (humedad más alta y temperatura más baja del suelo), que favorecen el crecimiento de otras plantas. Como consecuencia, las especies clave pueden aumentar la diversidad vegetal y la fertilidad del suelo. Sin embargo, estos efectos pueden variar según la especie y podría ser dependiente de las condiciones ecológicas (Maestre *et al.* 2003, Cortina y Maestre 2005, Putten 2005).

Los patrones de vegetación en los ecosistemas áridos y semiáridos se caracterizan por una distribución espacial de la cubierta vegetal en mosaicos, los que pueden construirse a través de plantas clave que son capaces de modificar el microambiente (Aguiar y Sala 1999). *Prosopis* y *Mimosa* pueden actuar como especies clave en los ambientes áridos y

semiáridos. Diferentes estudios han mencionado el efecto de nodrizaje en *Prosopis articulata* S. Wats (Carrillo-García *et al.* 1999) y *P. laevigata* (H. & B.) Johnst (Cruz-Rodríguez *et al.* 1997, Frías-Hernández *et al.* 1999, Perroni-Ventura *et al.* 2006), y *M. luisana* Brandege (Valiente-Banuet y Ezcurra 1991), registrando mayor riqueza de especies vegetales bajo su dosel que en áreas abiertas.

Otros estudios han demostrado mayor acumulación de materia orgánica y nutrientes del suelo bajo el dosel de especies como *P. laevigata* (Reyes-Reyes *et al.* 2002; Montañaño *et al.* 2006), *P. juliflora* (Tiedemann y Klemmedson 1973, García-Espino *et al.* 1989, Herrera-Arreola *et al.* 2007), y en *M. biuncifera* Benth (Herrera-Arreola *et al.* 2007), *M. monancistra* Benth. (Flores *et al.* 2007), *M. lacerata* Rose, *M. luisana*, *M. polyantha* Benth y *M. texana* (A. Gray) var *filipes* (Britton & Rose) Barneby (Camargo-Ricalde *et al.* 2002, Camargo-Ricalde *et al.* 2010a). Estas especies han sido propuestas como formadoras de islas de fertilidad debido al aumento de nutrientes en el suelo bajo sus doseles (García-Moya y McKell 1970, González-Ruiz *et al.* 2008), y de las islas de recursos, no sólo por el aumento de nutrientes en el suelo bajo su dosel, además, estas plantas son capaces de modificar las condiciones microambientales y por ser reservorios de esporas de hongos, semillas y microorganismos (Reynolds *et al.* 1999, Camargo-Ricalde y Dhillion 2003). Por ejemplo, los hongos micorrizógenos arbusculares mejoran el estado hídrico de la plantas hospederas que crecen en regiones desérticas y, por tanto, son fundamentales para el establecimiento de plantas (Camargo-Ricalde *et al.* 2010b, Tarafdar y Panwar 2008).

Prosopis laevigata y *M. biuncifera* son especies dominantes o codominantes del matorral xerófilo del Valle del Mezquital, en donde las actividades humanas como el aprovechamiento selectivo de especies, pastoreo y urbanización, han alterado y reducido la cubierta vegetal provocando cambios en la riqueza y diversidad vegetal, lo que favorece el predominio de algunas pocas especies, las cuales son capaces de modificar los recursos del suelo (Montañaño *et al.* 2006). En este valle, se ha evaluado el efecto de *P. laevigata* sobre la fertilidad del suelo, pero no de *M. biuncifera*. El resultado es la fragmentación del paisaje donde ambas leguminosas pueden ser encontradas juntas (coexistir) o separadas (aisladas) en las comunidades vegetales, formando mosaicos como ocurre en otros ecosistemas semiáridos (Aguilar y Sala 1999, Arriaga 2009).

Los mosaicos de vegetación formados por *Prosopis laevigata* y *M. biuncifera* ofrecen un excelente modelo para estudiar cómo estas leguminosas modifican la diversidad

de las plantas y la fertilidad del suelo de un matorral xerófilo. El objetivo de este estudio fue explorar cómo la influencia de ambas leguminosas pueden afectar la estructura y diversidad de la comunidad vegetal y las propiedades del suelo, en tres comunidades de un ecosistema semiárido del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio fue realizado en el Valle del Mezquital, en el Estado de Hidalgo, México. El valle se localiza entre los paralelos 20°11' - 20°40'N y los meridianos 98°50' - 99°20' O. El clima es semiárido, con fuerte influencia del sistema montañoso de la Sierra Madre Oriental y la Faja volcánica Transmexicana, las que provocan un efecto de sombra de lluvia. La temperatura media anual fue de 24°C, y la precipitación media anual de 550 mm. La lluvia es estacional con siete meses de sequía, el período de lluvias abarca los meses de junio a octubre (INEGI 1987). Se encuentran dos tipos de suelo: Vertisol péllico y Leptosol réndzico (FAO-WRB 2006), ambos derivan de rocas marinas sedimentarias; el pH varía de 7.5 a 8.2 (González-Quintero 1968).

El tipo de vegetación es matorral xerófilo (Rzedowski 1978). Las familias botánicas mejor representadas fueron: Leguminosae, Cactaceae, Agavaceae y Poaceae. *Prosopis laevigata* y *M. biuncifera* son dominantes o codominantes en estas comunidades, y para los pobladores locales ambas especies tienen un alto valor agrosilvopastoril y cultural. Estas especies son fuente de leña y materiales para construcción, sombra y forraje para el ganado, además se usan como cercos vivos (Galindo y García-Moya 1986, Luna-Suárez *et al.* 2000, Camargo-Ricalde *et al.* 2001).

Selección de sitios y diseño experimental

Se eligieron tres sitios de matorral en el Valle del Mezquital. El criterio de selección fue la presencia de las especies de interés *P. laevigata* y *M. biuncifera* (Leguminosae, Mimosoideae). Los tres sitios tienen el mismo tipo de suelo (Leptosol réndzico) y mismo tipo de vegetación (matorral xerófilo), pero difieren en la especie dominante. El sitio 1 (S1) se ubicó en la localidad de Bingu (20° 36'N-99° 06'O), donde *P. laevigata* es la especie dominante. El sitio 2 (S2) se sitúa cerca de la localidad de González (20° 24'N-98° 58'O) donde *M. biuncifera* es la especie dominante. El sitio 3 (S3) se ubicó

cerca del municipio de Rincón (20°16'N-98° 54'O), en el se encuentran ambas leguminosas como codominantes.

Muestreo de vegetación

Se establecieron ocho transectos de 10 x 20 m (área total de 1,600 m²) por sitio, los cuales estuvieron separados 25 m para maximizar su independencia. Todas las plantas arbustivas y arbóreas fueron determinadas a nivel de especie, para lo cual los ejemplares fueron colectados, preparados y depositados en el herbario FEZA.

En cada transecto se calculó la densidad (plantas ha⁻¹), cobertura (m²) y la altura de la planta. Los datos colectados en todos los transectos por sitio fueron usados para calcular la densidad absoluta (individuos ha⁻¹), la cobertura y la frecuencia absoluta, datos que fueron utilizados para estimar el índice de valor de importancia de cada especie (IVI; Brower y Zar 1990). Además, se calculó la riqueza de especies y las especies compartidas. En cada localidad, en ocho plantas de *P. laevigata* o de *M. biuncifera* elegidas al azar fue evaluada la altura, la cobertura y la distancia planta-planta.

En cada sitio, se evaluó la riqueza con base en el número de especies vegetales observadas por sitio (S_{obs}) y mediante el uso de estimadores de riqueza no paramétricos como un acercamiento a la riqueza verdadera. Los estimadores incluidos fueron ICE (por su siglas en inglés: Incidence-based Coverage Estimator), este índice se basa en la cobertura de las especies y Chao 2 con base en la incidencia (presencia/ausencia) de las especies. La diversidad fue estimada con el índice de Shannon-Weiner (sensible a especies raras) y de Simpson (sensible a especies dominantes). Además, se utilizó la curva de acumulación de especies conocida como curvas de rarefacción, la cual es función de la acumulación del número de plantas, misma que fue estimada de acuerdo a Magurran (2004) mediante el uso del programa estadístico EstimateS (Colwell 2009). Las curvas de rarefacción fueron calculadas reiteradamente (100 veces) al azar sin reemplazo. Para calcular la semejanza florística entre sitios se empleó el índice de similaridad de Jaccard (J), que se basa en la presencia/ausencia de las especies, donde $J = 1$ como máximo valor cuando los sitios son completamente similares, y $J = 0$ cuando los sitios no tienen especies en común. Este índice fue elegido porque depende directamente del número de especies compartidas (Magurran 2004).

Toma de muestras y análisis físico y químico del suelo

Para minimizar el efecto asociado al tamaño de *P. laevigata* o *M. biuncifera*, se colectó suelo bajo el dosel del árbol (BD) de ocho plantas de tamaño similar, en cada especie, en cada sitio, cada planta fue considerada como una réplica, se guardó una distancia promedio entre plantas de 15 m. Las muestras fueron colectadas durante la estación seca (mayo 2006), a una profundidad de 15 cm, que es donde se encuentra la mayor concentración de la biomasa de raíces y materia orgánica (Montaño *et al.* 2006, Pavón 2007). Las muestras fueron colectadas a la mitad entre la base del tronco y el borde del dosel de la planta, otras muestras de suelo fueron colectadas fuera del dosel, en el área sin cobertura vegetal, condición que en este estudio se denominó como área abierta (AA). En estos sitios y previo a la colecta del suelo, se removió cualquier residuo orgánico. Las muestras fueron colocadas en bolsas negras y refrigeradas a 4 °C hasta su análisis en el laboratorio.

Las muestras de suelo fueron secadas al aire, tamizadas con una malla de 2 mm y analizadas para calcular la densidad aparente, pH, conductividad eléctrica, textura, materia orgánica del suelo (MOS), nitrógeno total (Nt), fósforo disponible (PO₄) y cationes extractables (Ca, Mg y K). La densidad aparente fue determinada con el método de la probeta, el pH fue evaluado en agua destilada en una relación (1:2 p/v) con un potenciómetro. La conductividad eléctrica (CE) fue medida en una suspensión de agua-suelo (1:5 p/v) usando un conductímetro. La textura fue estimada por el método del hidrómetro de Bouyoucus (Gee y Bauder 1986), así como la cantidad de partículas de arena, limo y arcillas. La materia orgánica del suelo (MOS) fue evaluada por el método de Walkley-Black (Walkley-Black 1934), el carbono orgánico del suelo (COS) fue estimado a partir de la MOS asumiendo que la MOS contiene 58% del carbono orgánico total (Nelson y Sommers 1996). El nitrógeno total (Nt) fue determinado por digestión ácida por el método semi-microkjeldahl seguido por un análisis colorimétrico (Bremner y Mulvaney 1982). El PO₄ fue extraído con bicarbonato de sodio al 0.5 N (pH 8.5) usando molibdato-acido ascórbico (Olsen *et al.* 1954). El calcio (Ca), magnesio (Mg) y potasio (K) intercambiables fueron evaluados usando acetato de amonio 1N como extractante y un espectrofotómetro de absorción atómica (Varian Spectrum-A).

Se evaluaron dos variables relacionadas con la actividad biológica del suelo, la respiración microbiana estimada como la tasa de C mineralizado (CO₂) que fue determinada en una cámara de incubación aeróbica (28 °C) en laboratorio, las cámaras se

humedecieron periódicamente con agua desionizada para mantenerlas a capacidad de campo. Después de cinco días de incubación, el CO₂ fue colectado en una trampa con NaOH al 0.5N. El carbonato fue precipitado al adicionar KCl₂ 1N y titulado con HCl al 0.5N (Robertson *et al.* 1999). La segunda variable fue el número de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), estas fueron extraídas de 100 g de suelo seco usando la técnica del tamizado en húmedo modificado mediante centrifugación con sacarosa (Daniels y Skipper 1982). Las esporas completas, con citoplasma, fueron contadas bajo un microscopio de disección a 5X.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis exploratorio con la finalidad de investigar la relación entre la riqueza vegetal y las propiedades del suelo asociadas a los microambientes creados por *P. laevigata* y *M. biuncifera* con un análisis de correspondencias canónicas (ACC). El ACC fue usado para buscar diferencias en los patrones de composición florística entre sitios, y entre microambientes. Se utilizó una matriz de datos que contiene el IVI de los arbustos en cada sitio; la segunda matriz se construyó con las variables del suelo, se seleccionaron las variables que no presentaron auto-correlación, y descartando aquellas que se relacionan entre sí. La matriz de datos final constó de siete variables de suelo y ocho condiciones ambientales. Los resultados del ACC se representaron en un diagrama que muestra los dos primeros ejes canónicos y la contribución relativa de las variables del suelo a la varianza total observada. A las variables seleccionadas se les aplicó una prueba de permutación de Monte Carlo para evaluar su significancia (ter Braak 1986). El análisis de correspondencias canónicas fue realizado con el programa PC-ORD versión 4 (McCune y Mefford 1999).

Se utilizó un análisis de varianza (ANDEVA) de una vía para examinar las diferencias de vegetación entre los sitios, tanto para la comunidad vegetal como para las poblaciones de *P. laevigata* y de *M. biuncifera*, así como para determinar las diferencias entre la diversidad de los sitios. En todos los casos se consideró que las diferencias fueron significativas al $p \leq 0.05$, y las medias fueron comparadas con un análisis de Tukey. Las variables de suelo fueron analizadas utilizando un ANDEVA jerárquico (anidado), en el cual las variables estuvieron contenidas en la especie (*P. laevigata* y *M. biuncifera*) y el microambiente (suelo bajo dosel de cualquiera de las leguminosas y en área abierta) anidado dentro de los sitios (S1=Bingu, S2=González y S3=Rincón). Cuando el ANDEVA

indicó diferencias significativas, las medias fueron sometidas a una prueba de Tukey. Todos los análisis fueron realizados con el software Statistica 6 (StatSoft 2000) y en todos los casos la diferencia fue asumida como significativa al $p \leq 0.05$.

Resultados

Estructura de la vegetación

Se registraron 45 especies de árboles y arbustos, distribuidos en 31 géneros y 13 familias: 1) S1 (Bingu) con 26 especies, 17 géneros y 8 familias; 2) S2 (González) con 27 especies, 19 géneros y 9 familias; y 3) S3 (Rincón) con 28 especies, 22 géneros y 10 familias (Cuadro 1). Las cactáceas y leguminosas fueron las más representadas, aunque Cactaceae tuvo mayor riqueza de especies en los tres sitios. Las dos familias botánicas juntas representan el 65.4% del total de especies colectadas en S1, 55% en S2 y 64.3% en S3. Otras plantas de familias como Loasaceae (S3) y Scrophulariaceae (S2) son familias con baja riqueza de especies (únicamente una especie), por lo tanto tuvieron un bajo IVI (<5%). Las especies que presentaron un alto IVI fueron 1) S1: *Hechtia podantha* Mez, *Jatropha dioica* Sessé ex Cerv. y *P. laevigata*; 2) S2: *J. dioica*, *Opuntia stenopetala* Engelm. y *M. biuncifera*; y 3) S3: *P. laevigata*, *Lantana camara* L. y *M. biuncifera*. La composición florística entre los sitios fue similar en un 31% al 40% de acuerdo al índice de Jaccard (Cuadro 1).

El sitio 3 tuvo 1.4 veces más cobertura que S2 y S1. En contraste la densidad de plantas fue más alta en S1 y S2 con respecto a S3 (Cuadro 2).

La altura promedio de las plantas fue mayor en S3 y diferente de los otros dos sitios, en esta variable se consideró a todos los arbustos y especies arbóreas de cada sitio incluyendo los cactus globosos. *Prosopis laevigata* y *M. biuncifera* mostraron diferencias en sus atributos estructurales, ambas especies tuvieron mayor cobertura y altura en S3 y menor en S1 y S2. En contraste, la densidad de ambas leguminosas fue mayor en S1 y S2 comparada con S3 (Cuadro 3). La distancia planta-planta de *P. laevigata* fue mayor en S1 que en S3, mientras que para *M. biuncifera*, la distancia entre plantas fue menor en comparación de *P. laevigata* para ambos sitios (Cuadro 3).

Cuadro 1. Índice de valor de importancia (IVI, expresado en porciento) para las especies arbóreas y arbustivas (incluyendo los cactus) de los tres sitios de matorral xerófilo del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

Familia	Especies*	S1 (Bingu)	S2 (González)	S3 (Rincón)
Agavaceae	<i>Agave atrovirens</i> Karw.	3.89	23.15	3.53
	<i>Agave lechuguilla</i> Torr.	12.13	-	-
	<i>Yucca filifera</i> Chab.	-	3.49	-
Asteraceae	<i>Artemisia ludoviciana</i> spp. <i>mexicana</i> (Will.) Keck	0.55	0.61	-
	<i>Eupatorium espinosarum</i> Gray.	1.04	12.54	
	<i>Zaluzania augusta</i> (Lag.) Sch. Bip	-	-	12.89
Bromeliaceae	<i>Hechtia podantha</i> Mez.	76.4	-	-
Cactaceae	<i>Coryphantha octacantha</i> (DC) Br. & Rose	-	1.1	-
	<i>Coryphantha radians</i> (DC) Br. & Rose	3.37	0.55	1.21
	<i>Cylindropuntia imbricada</i> (Haworth) D.C.	3.1	13.1	14.3
	<i>Cylindropuntia kleiniae</i> D.C.	-	-	3.5
	<i>Cylindropuntia leptocaulis</i> D.C.	14.49	10.29	2.1
	<i>Cylindropuntia tunicata</i> Lehmann.	1.04	16.4	1.3
	<i>Echinocactus platyacanthus</i> Link & Otto	5.62	1.76	-
	<i>Echinocereus cinerascens</i> (D.C.) Rümpler	5.01	1.79	1.42
	<i>Ferocactus latispinus</i> (Haw.) Br. & Rose	-	1.24	1.42
	<i>Mammillaria compressa</i> D.C.	0.31	-	-
	<i>Mammillaria polythele</i> (Mart.) Br. & Rose	2.55	-	-
	<i>Mammillaria magnimmama</i> Haw.	-	-	6.11
	<i>Myrtillocactus geometrizans</i> (Mart.) Console	17.56	-	12.66
	<i>Opuntia cantabrigiensis</i> Lynch.	3.99	16.35	-
	<i>Opuntia hyptiacantha</i> Web.	7.13	-	-
	<i>Opuntia joconostle</i> Heg. et. Smidt	-	2.77	12.66
<i>Opuntia robusta</i> Wendland	0.1	-	-	
<i>Opuntia stenopetala</i> Engelm.	0.58	24.78	9.4	
<i>Opuntia streptacantha</i> Lemaire	32.28	-	15.15	

	<i>Pachycereus marginatus</i> (DC) Br. & Rose	-	0.55	-
	<i>Stenocactus</i> sp.	-	1.43	-
	<i>Thelocactus leucacanthus</i> (Zucc.) Br. & Rose	-	3.42	1.43
Euphorbiaceae	<i>Jatropha dioica</i> Sessé ex Cerv.	36.67	60.3	7.48
Koberlinaceae	<i>Koerberlina spinosa</i> Zucc.	7.84	-	-
Leguminosae	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	-	4.03	-
	<i>Acacia schaffneri</i> (Wats.) Hermann	-	-	15.36
	<i>Dalea bicolor</i> H. & B. ex Willd.	-	-	2.17
	<i>Mimosa biuncifera</i> Benth.	0.31	41	24.78
	<i>Mimosa depauperata</i> Benth.	0.41	17.37	14.62
	<i>Prosopis laevigata</i> (H. & B.) Johnst	33.54	-	41.05
Loasaceae	<i>Mentzelia hispida</i> Willd.	-	-	4.78
Nyctaginaceae	<i>Mirabilis jalapa</i> L.	-	-	8.17
Rhamnaceae	<i>Condalia mexicana</i> Schl.	22.96	20.9	2.83
	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Roem.et Schult.) Zucc.	7.12	3.13	25.53
Rubiaceae	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schl.	-	11.88	9.9
Scrophulariaceae	<i>Leucophyllum ambiguum</i> H.& B.	-	3.38	-
Verbenaceae	<i>Citharexylum racemosum</i> Sessé & Moc.	-	2.75	7.37
	<i>Latana camara</i> L.	-	-	36.93
	Familias	8	9	10
	Géneros	17	19	22
	Especies	26	27	28
	Índice de similaridad de Jaccard (J, %)	40.54	35	31.6

*Autoridad de las especies con base en: www.rebkew.uk/herbarium

Cuadro 2. Valor de la media (\pm desviación estándar) de los atributos estructurales de los tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

Atributos	Sitios			F-ANOVA
	S1 (Bingu)	S2 (González)	S3 (Rincón)	
Cobertura ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	635 (141)b	657 (74)b	935 (108)a	18.02***
Densidad (plantas ha^{-1})	12231 (5249)a	7908 (141)a	6225 (1127)b	6.9**
Altura (m)	0.95(0.05)b	0.83(0.9)c	1.20 (0.09)a	47.2***

Nota: Letras diferentes (a, b) en la línea indican que las medias son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$) entre sitios.

Cuadro 3. Valor de la media (\pm desviación estándar) de los atributos poblacionales de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*, en los tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

Atributos	Sitios				F-ANOVA
	S1 (Bingu)		S3 (Rincón)		
	<i>P. laevigata</i>	<i>M. biuncifera</i>	<i>P. laevigata</i>	<i>M. biuncifera</i>	
Cobertura (m^2)	2.0(0.20)b	1.3(0.13)c	5.3(0.29)a	2.1(0.21)b	383.2*
Abundancia (ind/m^2)	14.4(2.72)b	24.6(9.94)a	7.2(5.25)c	15.0(2.73)b	14.02***
Altura (m)	2.2(0.16)b	0.6(0.09)d	3.1(0.24)a	1.8 (0.18)c	321.7***
Distancia entre plantas (m)	5.99(0.64)a	2.55(0.12)c	3.3(0.32)b	2.9(0.15)b	209.5***

Nota: Letras diferentes en la línea (a, b) indican que las medias son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$) entre sitios.

Riqueza y diversidad vegetal

El valor en la riqueza observada (S_{obs}) entre los sitios no presentó diferencias significativas, sin embargo, los estimadores no paramétricos (ICE y Chao 2) mostraron diferencias significativas en la riqueza de especies entre sitios (Fig. 1). En S2 se observó menor riqueza al compararlo con S1, mientras que en S3 la riqueza fue más alta.

La diversidad de especies, estimada con los índices de Shannon-Weiner y Simpson mostraron diferencias entre los sitios estudiados: en S3 se encontró mayor diversidad vegetal que en los sitios S2 y S1; este último mostro menor diversidad de especies (Fig. 2). Sin embargo, es importante señalar que la riqueza de especies encontrada en los sitios S2 y S1 no se debió a la menor densidad de plantas, como puede observarse en las curvas de rarefacción (Fig. 3), lo que indica que el sitio S3 fue más diverso que los otros dos sitios. De hecho, la curva de rarefacción más baja se obtuvo para el sitio S1, luego S2 con respecto a S3.

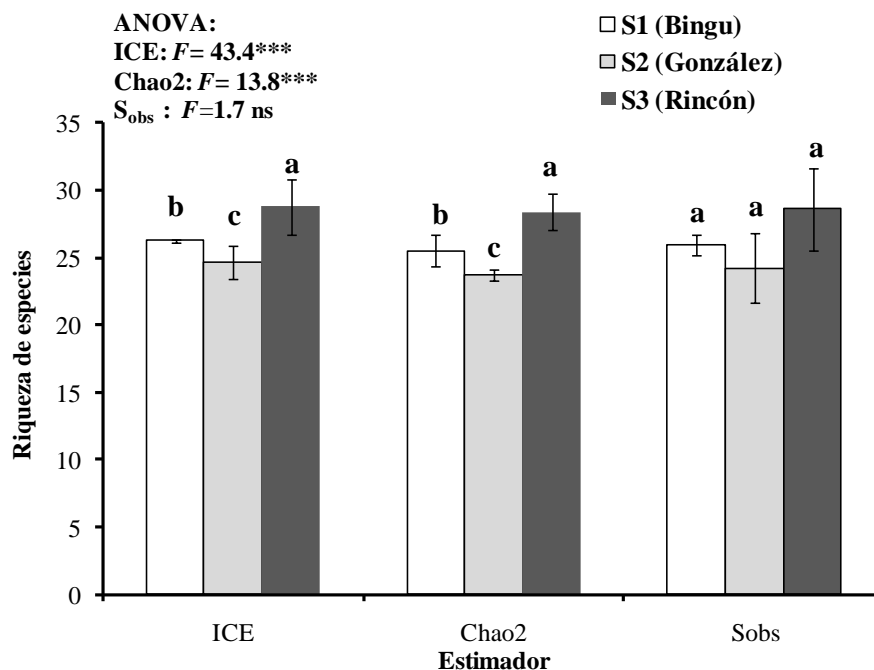


Figura 1. Riqueza de especies observada y estimada (S_{obs} , ICE and Chao 2) para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en un matorral del Valle del Mezquital Hidalgo, México. Letras diferentes indican diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) entre sitios, las barras muestran su correspondiente desviación estándar.

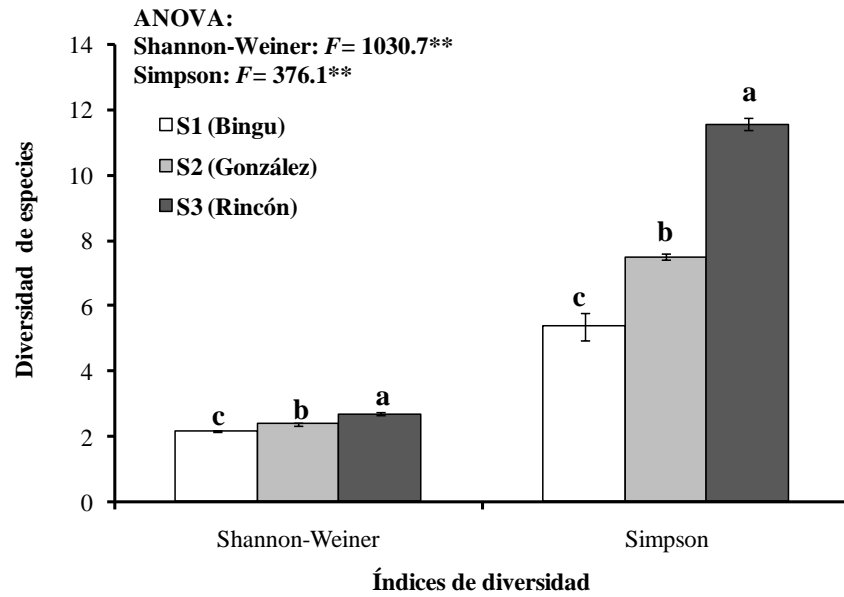


Figura 2. Índices de diversidad de especies (Shannon-Weiner y Simpson) para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en un matorral del Valle del Mezquital Hidalgo, México. Letras diferentes indican diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) entre sitios, las barras muestran su correspondiente desviación estándar.

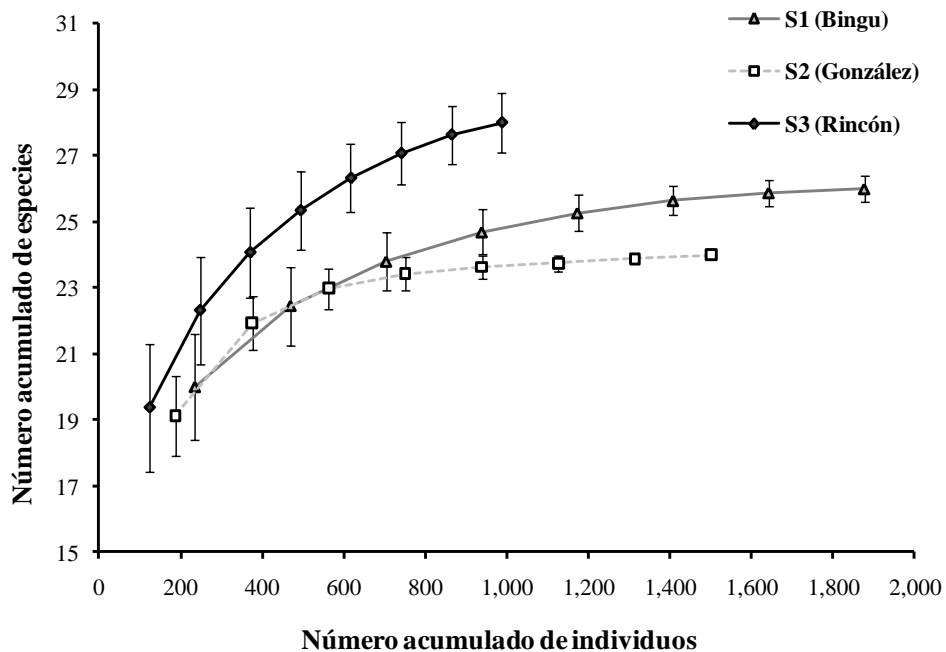


Figura 3. Número acumulado de especies de plantas como función de plantas (medias y desviación estándar en curvas de Rarefacción) para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en un matorral del Valle del Mezquital Hidalgo, México.

Influencia de *P. laevigata* y *M. biuncifera* sobre las propiedades del suelo

El suelo del sitio S3, bajo el dosel de *M. biuncifera*, tuvo la densidad aparente (DA) más alta (Cuadros 4 y 5). En los suelos de los tres sitios la clase textural fue clasificada como limo arenosa. Las arenas predominan en el suelo de S3, mientras que las arcillas dominan en S1. En S3 el suelo bajo el dosel de *P. laevigata* tuvo menor porcentaje de arena y mayor cantidad de limos que las áreas abiertas; mientras que *M. biuncifera* favoreció los limos en el suelo bajo su dosel (Cuadros 4 y 5). El pH del suelo varió entre sitios y microambientes (Cuadro 5). El pH del suelo varió de débilmente ácido en S1 a débilmente alcalino en S2 y S3. *Prosopis laevigata* mostro un suelo bajo su dosel más ácido (pH = 5.53) que el suelo bajo el dosel de *M. biuncifera* (pH = 7.18). A diferencia de la CE, ya que en S3, el suelo bajo el dosel de *P. laevigata* tuvo mayor CE que el suelo bajo dosel de *M. biuncifera* (Cuadros 4 y 5).

La materia orgánica del suelo (MOS) y el carbono orgánico (COS) presentaron concentraciones similares entre sitios y especies (Cuadro 5, Figs. 4A y 4B). En S1 y S2 se tuvo mayor MOS y COS que en S3. La MOS y la COS del suelo bajo el dosel de *P. laevigata* en S3, la concentración fue más alta que en el suelo bajo el dosel de *M. biuncifera*. En los tres sitios, la concentración de MOS fue más alta bajo el dosel de ambas leguminosas que en áreas abiertas. En contraste, la concentración de COS fue más alta baja en el suelo bajo el dosel de *P. laevigata* que en el área abierta en S1 y S3, pero no fue el caso para *M. biuncifera* (Fig. 4B). El nitrógeno total varió entre sitios y fue influenciado por el microambiente (Cuadro 5). En S3, el suelo bajo el dosel de *P. laevigata* tuvo mayor concentración que el suelo bajo el dosel de *M. biuncifera*; sin embargo, en los sitios donde *P. laevigata* predomina tuvo menor concentración de N que *M. biuncifera*, lo que indica que el suelo de S2 tuvo mayor contenido de nitrógeno total. En general, en S3 la concentración de N del suelo fue más alta bajo el dosel de *P. laevigata* que en áreas abiertas (Fig. 5.) La disponibilidad de fósforo en el suelo fue, más alto en S2 que en S3 y S1. El suelo bajo el dosel de *P. laevigata* y de *M. biuncifera* tienen mayor cantidad de P disponible que el suelo de las áreas sin vegetación (Cuadro 5 y Fig. 5B).

La concentración de Ca y Mg en el suelo fue más alta en S1 y S2 que en S3; *P. laevigata* tuvo mayor concentración de ambos cationes en el suelo bajo su dosel que *M. biuncifera*. Las concentraciones de Ca y Mg fueron bajas bajo el dosel de *P. laevigata* comparadas con el área abierta; por el contrario, la concentración de estos cationes fue más alta en el suelo bajo el dosel de *M. biuncifera* que en el área abierta (Cuadros 4 y 5). La

concentración de K en el suelo fue más alta en el suelo bajo el dosel de *M. biuncifera* y de *P. laevigata* en S3. En los tres sitios estudiados, la concentración de K fue mayor en el suelo bajo el dosel de ambas leguminosas que en las áreas sin vegetación (Cuadros 4 y 5).

Cuadro 4. *F*-ratios y niveles de significancia del ANDEVA jerárquico para las variables del suelo en los diferentes microambientes: suelo bajo el dosel de *Prosopis laevigata*, de *Mimosa biuncifera*, y de áreas sin vegetación en tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

Propiedades	Fuente de variación		
	Sitio (S)	Especie (Sp)	Microambiente (S × Sp)
Densidad aparente (DA)	8.56**	20.74***	2.10 ns
Arena	53.71***	1.69ns	10.00***
Limo	24.47***	9.26**	18.99***
Arcilla	23.86***	2.89 ns	3.45 ns
pH en H ₂ O (1:2)	74.65***	1.35 ns	7.57**
Conductividad eléctrica (CE)	2.79 ns	79.66 ***	35.69***
Materia orgánica del suelo (MOS)	27.21***	510.28***	42.65***
Carbono orgánico del suelo (COS)	11.54***	233.47***	18.48 ***
Nitrógeno total (Nt)	18.61***	166.87 ***	11.47***
Fósforo inorgánico (P-Olsen)	5370.11***	11788.3***	84.83***
Calcio (Ca)	6.17ns	156.7 ***	83.8 ***
Magnesio (Mg)	85.29 ***	46.57 ***	29.57 ***
Potasio (K)	29.16***	11.36**	6.64 **
Esporas de hongos micorrizógenos arbusculares	71.7 ***	0.15 ns	93.97***
C-mineralización	347.07 ***	19.2***	49.6***

Nota: ns= no significativo * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

Cuadro 5. Valores de la media (\pm desviación estándar) de las propiedades del suelo en diferentes microambientes: bajo el dosel de *Prosopis laevigata*, de *Mimosa biuncifera*, y áreas abiertas en tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

Propiedades	S1(Bingu)		S2 (González)		S3 (Rincon)			
	<i>P. laevigata</i>		<i>M. biuncifera</i>		<i>P. laevigata</i>		<i>M. biuncifera</i>	
	Bajo dosel	Área abierta	Bajo dosel	Área abierta	Bajo dosel	Área abierta	Bajo dosel	Área abierta
DA (g cm ⁻³)	0.94 (0.03)aB	1.02 (0.13)aB	0.92 (0.03)aB	0.98 (0.01)aB	0.97 (0.04)aB	1.0 (0.05)aB	1.10 (0.8)aA	1.20 (0.6)aA
Arena (%)	56 (3.0)aB	54 (3.0)aB	66 (1.0)aA	64 (3.0)aA	60.67 (1.53)bA	70 (2.0)aA	64 (1.0)aA	70 (2.0)aA
Limo (%)	30 (3.0)aA	32 (2.0)aA	26 (1.0)aAB	24 (2)aAB	31.33 (2.08)aB	22 (1.0)bB	27.67 (1.53)aC	19.33(0.58)bC
Arcilla (%)	14 (0.0)aA	14 (1.0)aA	8 (2)aB	12 (1)aB	8.0 (1.0)aB	8 (1.0)aB	8.33 (2.52)aB	10.7 (2.08)aB
pH (H ₂ O 1:2)	5.53 (0.03)bA	6.23 (0.29)aA	7.18 (0.08)aB	7.27 (0.8)aB	6.74 (0.35)bB	7.47 (0.40)aB	7.17 (0.07)aB	7.35 (0.19)aB
CE (μS cm ⁻¹)	0.73 (0.05)aA	0.64 (0.05)aA	0.87 (0.07)aAB	0.63 (0.03)bAB	0.99 (0.02)aB	0.62 (0.02)bB	0.63 (0.02)aC	0.49 (0.08)aC
Ca ⁺⁺ (cmol kg ⁻¹)	3.43 (0.08)aA	4.05 (0.17)aA	3.87 (0.93)aB	2.24 (0.06)bB	2.33 (0.0)bC	4.30 (0.09)aC	2.30 (0.29)aD	2.23 (0.09)aD
Mg ⁺⁺ (cmol kg ⁻¹)	1.27 (0.26)bA	2.11 (0.13)aA	1.89 (0.09)aA	1.47 (0.07)bA	0.74 (0.0)bB	1.60 (0.29)aB	0.34 (0.03)bC	0.8 (0.05)aC
K ⁺ (cmol kg ⁻¹)	0.61 (0.02)aC	0.29 (0.04)bC	0.14 (0.51)aD	0.14 (0.03)aD	1.01 (0.0)aB	0.50 (0.02)bB	1.35 (0.14)aA	0.90 (0.09)bA

Nota: Diferentes letras mayúsculas (A, B, C) indican que las medias son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$) entre especies de plantas dentro de un sitio; mientras que letras minúsculas (a, b) indican que las medias son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$) entre microambientes (bajo dosel vs. áreas abiertas) entre especies.

Influencia de *P. laevigata* y *M. biuncifera* sobre la actividad biológica del suelo

En el sitio 3 se tuvo mayor mineralización de C que en S2 y S1. El suelo bajo el dosel de *P. laevigata* tuvo menor mineralización de C, que el suelo bajo el dosel de *M. biuncifera*. La mineralización de carbono fue más alta bajo el dosel de *P. laevigata* que en área abierta en ambos sitios (S1 y S3). En contraste, la mineralización de C fue más alta en el suelo bajo el dosel de *M. biuncifera* que en áreas abiertas en S3 (Cuadro 4, Fig. 4).

La riqueza de esporas de HMA fue mayor en S2 que en S1 y S3. La abundancia de esporas de HMA fue mayor en el suelo bajo dosel de ambas leguminosas en los tres sitios comparado con las áreas abiertas, en S2 en *M. biuncifera* tuvo tres veces más esporas en el suelo bajo el dosel que en área abierta (Cuadro 4 y Fig. 5).

Relación entre la comunidad de plantas, las propiedades del suelo y la presencia de las leguminosas.

El análisis de correspondencias canónicas (ACC) mostró que los tres ejes juntos explican el 75% de la variación de los datos con 29.0, 23.9 y 22.1 % respectivamente. El primer eje se relacionó positivamente con la arcilla (0.704) y negativamente con el pH (-0.926) y CO₂ (-0.850). Esto indica que las condiciones de S1 se diferencian del resto por presentar niveles altos de arcilla, menor contenido de CO₂ y pH neutro a ligeramente ácido.

Estas condiciones están relacionadas con las especies *Hechtia podantha*, *Agave lechuguilla*, *Mammillaria compressa* y *M. polytele*; a diferencia de ellos, las condiciones de los sitios S2 y S3 están caracterizados por menor contenido de arcilla, mayor nivel de CO₂ y el pH ligeramente básico, las especies vegetales características son: *Mimosa depauperata*, *Opuntia joconostle*, *Cylindropuntia kleiniae*, *M. biuncifera*, y *Coryphantha radians*. El eje dos se correlacionó con el Nt (-0.761), PO₄ (0.422) y la presencia de esporas de los HMA en el suelo (-0.429). Este eje diferencia a las condiciones de los sitios S1 y S3 caracterizados por *P. laevigata*, de las condiciones de S2 caracterizados por *M. biuncifera*, así los primeros, en general, tienen menor contenido de Nt y esporas de HMA pero con mayor contenido de PO₄ (Fig. 6).

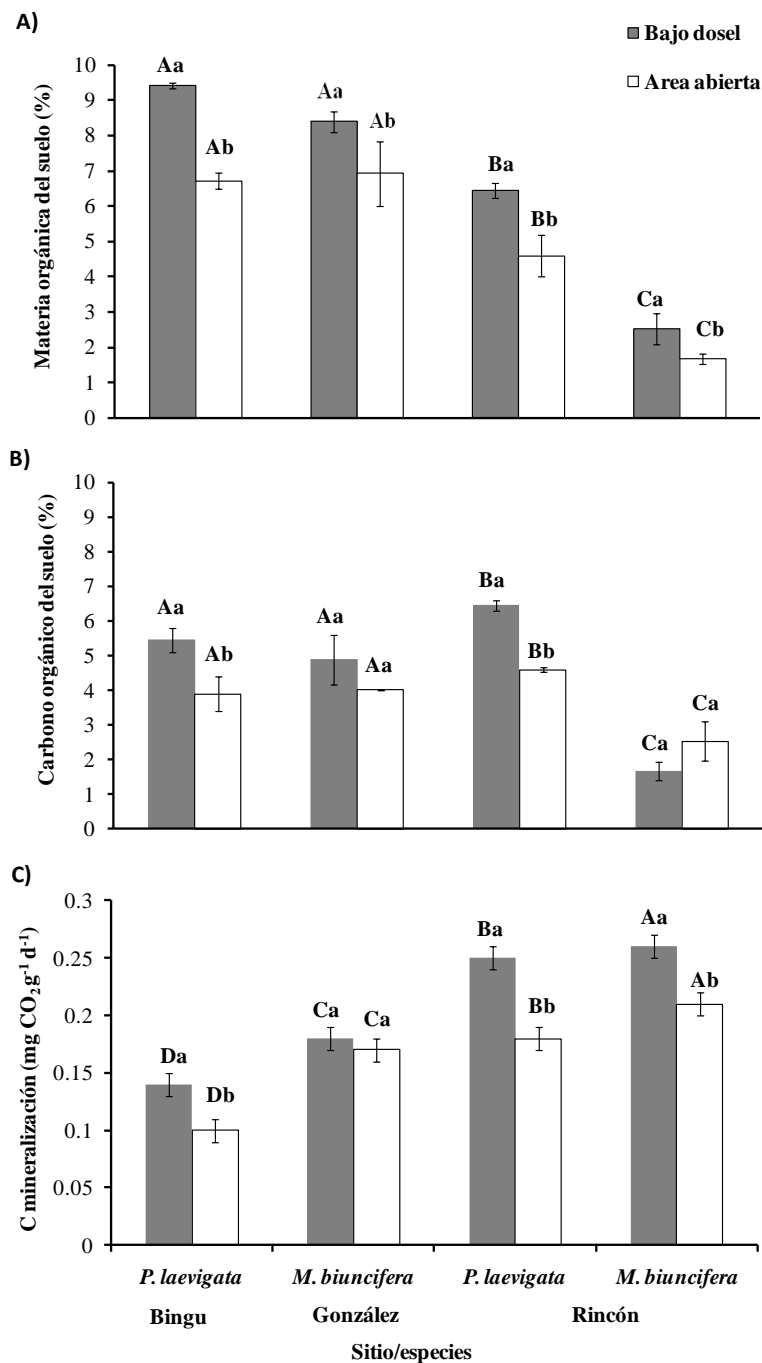


Figura 4. Materia orgánica del suelo (A), concentración de carbono orgánico del suelo (B), y mineralización potencial de carbono (C) en el suelo bajo el dosel de las dos especies de leguminosas *P. laevigata*, de *M. biuncifera* y de áreas abiertas, para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en un matorral del Valle del Mezquital Hidalgo, México. Se calculó la media y desviación estándar. Diferentes letras mayúsculas (A, B, C, y D) indican diferencias significativas entre especies de plantas dentro de los sitios. Diferentes letras minúsculas (a, b) indican diferencias estadísticas entre los valores de la medias ($p \leq 0.05$) entre el suelo bajo el dosel y las áreas abiertas. Las barras muestran su correspondiente desviación estándar.

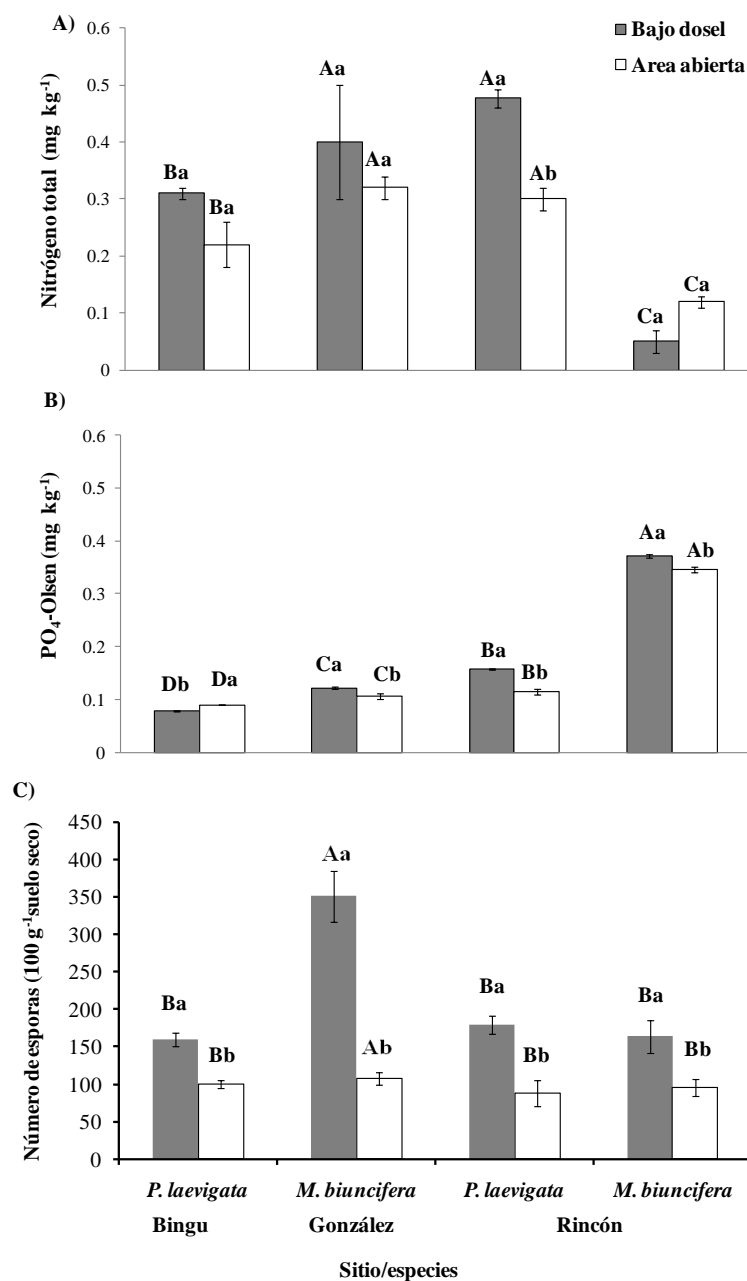


Figura 5. Nitrógeno total (A), concentración de fósforo PO₄-Olsen (B), y abundancia de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) (C) en el suelo bajo el dosel de *Prosopis laevigata* y de *Mimosa biuncifera*, y de áreas abiertas para cada sitio de estudio (S1-Bingu, S2-González y S3-Rincón), en matorrales del Valle del Mezquital Hidalgo, México. Diferentes letras mayúsculas (A, B, C y D) indican diferencias significativas entre especies vegetales dentro de los sitios. Diferentes letras minúsculas (a, b) indican diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) entre los microambientes: suelo bajo el dosel y áreas abiertas. Las barras muestran su correspondiente desviación estándar.

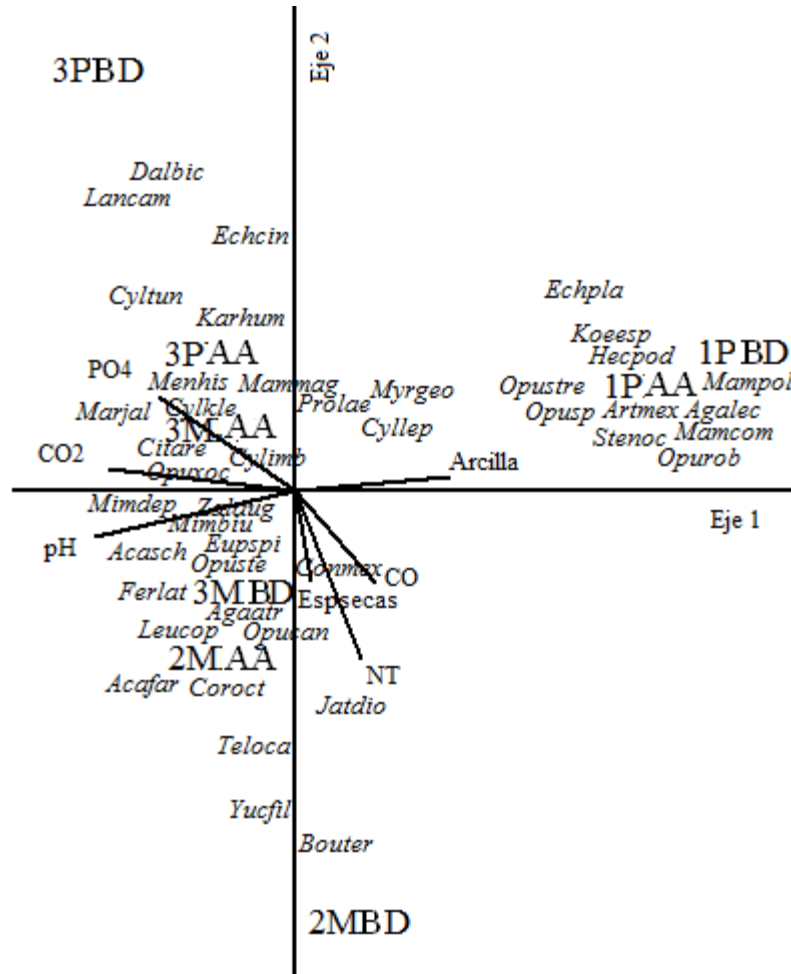


Figura 6. Análisis de correspondencias canónicas (ACC), que muestra los cambios en la composición vegetal entre los tres sitios de estudio, se aprecian los sitios (1=Bingu, 2=González y 3=Rincón), y su relación con vectores de algunas variables edáficas del suelo colectado en las áreas sin cubierta vegetal (AA) y del suelo colectado bajo el dosel (BD) de *P. laevigata* (P) y *M. biuncifera* (M), de modo que en conjunto se forma la condición: 1PBD = sitio 1 *Prosopis* bajo dosel. Las propiedades del suelo corresponden a COS = carbono orgánico del suelo, Nt = nitrógeno total, HMA = esporas de hongos micorrizógenos arbusculares, PO₄ = fósforo y CO₂ = carbono mineralizado. Los acrónimos corresponden a las tres primeras letras del género y especie de las plantas que están listadas en el Cuadro 1.

Discusión

Los resultados muestran que la presencia de ambas leguminosas *P. laevigata* y *M. biuncifera* en la comunidad del sitio S3 mejoran la estructura y diversidad vegetal en comparación con los otros sitios (S1 y S2). Ambas leguminosas pueden favorecer la colonización del sitio con especies vegetales perennes debido a la protección que proporciona contra las altas temperaturas y al enriquecimiento nutrimental del suelo que generan a diferencia de los otros sitios. Se ha referido alta riqueza de especies bajo el dosel de *P. laevigata* en un matorral semiárido en el norte del estado de Guanajuato y en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla, México (Cruz-Rodríguez *et al.* 1997, Perroni-Ventura *et al.* 2006), así como en otros ecosistemas áridos donde existen las especies de *Prosopis* (Carrillo-García *et al.* 1999, Gómez-Aparicio *et al.* 2005, López y Ortuño 2008). Asimismo, algunas especies de *Mimosa* actúan como plantas nodrizas para algunas especies de cactus (Valiente-Banuet y Ezcurra 1991, Reyes-Olivas *et al.* 2002) y plantas perennes (Yeaton y Romero-Manzanares 1986, Camargo-Ricalde *et al.* 2003). Por otra parte, ambas leguminosas pueden promover indirectamente la colonización de plantas por la captura de semillas o de otros propágulos vegetales; por ejemplo, los árboles de *P. laevigata* son una importante percha para aves en los ecosistemas áridos y semiáridos, su presencia ha sido relacionada positivamente con un incremento en densidad de plantas en las zonas semiáridas de México (Arizmendi *et al.* 2008), como también se ha mencionado para otras especies de arbustos en los pastizales semiáridos del Mediterráneo (Maestre y Cortina 2005). Aunque, ninguno de estos aspectos se han abordado en los sitios estudiados, los resultados sugieren que *P. laevigata* y *M. biuncifera* en el Valle del Mezquital pueden incrementar la diversidad vegetal, ya que ambas actúan como especies focales para el arribo inicial de las semillas, el establecimiento de plántulas y la supervivencia de las plantas adultas. Esto concuerda con la hipótesis propuesta por Aguiar y Sala (1999), que establece que los espacios alrededor y debajo de las especies leñosas pueden ser progresivamente colonizados por una asociación de plantas hasta construir un mosaico de vegetación.

La influencia de *P. laevigata* y *M. biuncifera* sobre la estructura de la comunidad vegetal y sobre las propiedades del suelo bajo sus doseles también ocurre cuando las leguminosas no coexisten en los sitios, aunque con menor eficiencia lo que se indica por la menor riqueza y diversidad vegetal en los sitios donde *P. laevigata* y *M. biuncifera* crecen

como especies exclusivas, presumiblemente debido a que no domina la competencia por los mismos recursos.

Los cambios en la densidad vegetal de los sitios S1 y S2 pueden ser atribuidos a los mecanismos inherentes de cada especie de leguminosa y al efecto diferencial producido sobre su entorno (Brooker *et al.* 2008). *Prosopis laevigata* es una especie caducifolia que deposita cierta cantidad de materia orgánica al suelo, la que es aprovechada, en un principio, por las especies oportunistas, reduciendo el establecimiento de las especies no oportunistas. En S1 las especies *H. podantha* y *J. dioica* tienen el 33% del IVI en la comunidad vegetal. Además, estas especies tienen alta capacidad de propagación vegetativa, un mecanismo que les permite captar nutrientes rápidamente; además, *J. dioica* produce metabolitos secundarios que inhiben el establecimiento de otras plantas (Márquez 2007). *Mimosa biuncifera* favorece el establecimiento de *J. dioica* en S2; ambas especies son capaces de colonizar suelos muy erosionados y toleran suelos pobres en nutrientes (Yeaton y Romero-Manzanares 1986, Luna-Suárez *et al.* 2000). Estos atributos hacen que *J. dioica* y *H. podantha* puedan ser más exitosas que otras plantas del matorral, los resultados sugieren que la abundancia de estas especies y su amplia tolerancia a las condiciones ambientales explique la baja diversidad de especies registradas en los sitios S1 y S2 donde existe predominio de *P. laevigata* o de *M. biuncifera* como especie focal.

Prosopis laevigata y *M. biuncifera* coexisten en S3 lo que resulta en la acumulación de materia orgánica y de nutrientes en el suelo, así como la creación de microambientes benignos bajo sus doseles, creando una amplia gama de nichos diferentes que pueden ser ocupados por un mayor número de especies vegetales (Diamond y Case 1986, Tilman 2004, Cortina y Maestre 2005). Esto concuerda con otros estudios que muestran que los suelos con más recursos disponibles favorecen el establecimiento de mayor número de especies de plantas (Maestre y Cortina 2005, Brooker *et al.* 2008). Por ejemplo, en un ecosistema semiárido mexicano Perroni-Ventura *et al.* (2006) encontraron que la riqueza de plantas está relacionada con los nutrientes vinculados con la dinámica de la materia orgánica y nutrientes incorporados por *P. laevigata*. Por ello, se propone que en S3 la coexistencia de ambas leguminosas promueve un circuito de retroalimentación positiva sobre la fertilidad de suelo, lo que se refleja en la estructura, riqueza y diversidad en esta comunidad vegetal, de manera similar a lo propuesto por Putten (2005).

En las comunidades semiáridas la presencia de *P. laevigata* y *M. biuncifera* generan condiciones favorables para el crecimiento de las plantas bajo sus doseles, debido al enriquecimiento de recursos resultado, presumiblemente, de las deposiciones de los exudados de raíz y hojarasca que aportan las plantas que crecen bajo sus doseles (Pavón *et al.* 2005, Perroni-Ventura *et al.* 2006, Flores *et al.* 2007, Camargo-Ricalde *et al.* 2010a). Por lo tanto, las bajas concentraciones de MOS y COS encontradas en las áreas abiertas se explican por una alta remoción del material orgánico del suelo debido a la erosión por viento y agua, debido a la casi nula presencia de plantas, las cuales usualmente son pequeñas con escasa cobertura. Esta observación concuerda con lo propuesto por Reynolds *et al.* (1999), quién mencionó que en los ecosistemas áridos y semiáridos, la distribución espacial de los recursos del suelo está ligada a la cobertura vegetal, en consecuencia a mayor cobertura vegetal le corresponde mayor tamaño de la planta, mayor riqueza y diversidad y menor distancia entre plantas, todo ello crea microambientes con mayor contenido de materia orgánica, nutrimentos y microorganismos (Herman *et al.* 1995, Reynolds *et al.* 1999, Montañó *et al.* 2006, González-Ruiz *et al.* 2008, Maestre y Cortina 2005).

La generación de microambientes favorables, ricos en materia orgánica y nutrimentos del suelo estimulan la actividad microbiana en los sitios con mayor diversidad vegetal (S3), teniendo, como consecuencia, un decremento en MOS debido a una gran mineralización de C. Sin embargo, la mineralización de C varía en relación con la identidad de las especies focales. Por ejemplo, *P. laevigata* puede aportar mayor cantidad de hojarasca y de mayor calidad que *M. biuncifera*. Esto explicaría porque la mineralización de C fue más alta en el suelo bajo dosel de *P. laevigata* que en áreas abiertas en los tres sitios de estudio. Otros estudios que apoyan nuestros resultados son los realizados por Herrera-Arreola *et al.* (2007), quienes mencionaron que las hojas de *M. biuncifera* tienen menor concentración de N y mayor cantidad de ligninas y polifenoles que los contenidos en las hojas de *P. juliflora*, y por Reyes-Reyes *et al.* (2003), al encontrar que un aporte de hojas de *P. laevigata* al suelo incrementa dos veces la mineralización de C en relación al aporte de las hojas de *M. biuncifera*. En suma, la cantidad de hojarasca es también mayor bajo el dosel de *P. laevigata*; esta especie es caducifolia, más alta y con mayor cobertura que *M. biuncifera*, lo que sugiere que *P. laevigata* ejerce mayor impacto sobre los nutrimentos del suelo que *M. biuncifera* en el Valle del Mezquital.

Prosopis laevigata y *M. biuncifera*, al igual que otras leguminosas, establecen una relación simbiótica con las bacterias fijadoras de nitrógeno como *Rhizobium*, lo que favorece el incremento en el contenido de N en la hojarasca (Frías-Hernández *et al.* 1999, Pavón *et al.* 2005, González-Ruiz *et al.* 2008). Sin embargo, *P. laevigata* y *M. biuncifera* tienen un impacto diferencial sobre el nitrógeno total del suelo; una alta cantidad y calidad de hojarasca puede explicar la acumulación de N en el suelo bajo el dosel de *P. laevigata* que la encontrada en áreas abiertas o en el suelo bajo el dosel de *M. biuncifera*, incluso cuando las dos especies coexisten en el mismo sitio (S3). Adicionalmente, *P. laevigata* probablemente tiene un mecanismo que reduce la concentración de Ca y Mg del suelo, mismo que está ausente o no es eficiente en *M. biuncifera*. Un posible mecanismo puede atribuirse a que ambas leguminosas difieran en la producción de ácidos orgánicos disminuyendo el pH del suelo, y tal vez en la toma de cationes y translocación a la biomasa (Finzi *et al.* 1998). Una baja concentración de cationes bajo el dosel de *P. laevigata* puede asociarse a una disminución en el pH del suelo debido a la acumulación de más residuos orgánicos bajo el dosel en comparación con el suelo bajo el dosel de *M. biuncifera*, la cual aporta menos materia orgánica. Otros estudios (Frías-Hernández *et al.* 1999, Montañó *et al.* 2006, Flores *et al.* 2007), han documentado una tendencia similar, bajas concentraciones de Ca y Mg en el suelo bajo el dosel de *P. laevigata* y *Mimosa monancistra* en comparación con las áreas abiertas.

La mayor diversidad vegetal y actividad biológica en S3, donde coexisten ambas leguminosas, aparentemente disminuye la concentración de P disponible. Es posible que las propias plantas de la comunidad utilicen el P inorgánico para suplir sus demandas nutricionales. Sin embargo, es importante considerar que la disponibilidad de P está ligada a la presencia de los HMA. Una menor abundancia de esporas de los HMA en S1 y S2 en comparación con S3, sugiere que esos hongos pueden establecer una sinergia con las plantas en S3, las cuales reducen la disponibilidad de P en el suelo. La simbiosis con la micorriza arbuscular puede ser una gran ventaja para las plantas del desierto, donde el P que existe es prácticamente insoluble como fosfatos de calcio y de magnesio, además de que la difusión de estos iones en el suelo decrece con la baja humedad del suelo (Tarafdar y Panwar 2008). Por otra parte, la disponibilidad de P bajo el dosel de ambas leguminosas puede favorecerse por las bajas concentraciones de Ca y Mg en el suelo y por un pH ligeramente ácido aumentando la concentración de P inorgánico en el suelo, lo que concuerda con una alta abundancia de

esporas de hongos MA del suelo bajo el dosel de ambas leguminosas (Camargo-Ricalde *et al.* 2010b). Smith y Read (2008) indicaron que la colonización radical por los HMA decrece cuando la disponibilidad de P en el suelo es alta, incrementando la producción de esporas de los HMA.

Las leguminosas en los tres sitios de estudio, modifican las propiedades del suelo, principalmente las ligadas a los procesos biológicos. Este argumento se apoya en el análisis de correspondencias canónicas que muestra que el COS, CO₂-respiración, el pH del suelo, las esporas de los HMA, el N total y el P disponible se correlacionaron con la distribución actual de las especies de plantas en el vecindario de *P. laevigata* y *M. biuncifera*. Este análisis sugiere que ambas leguminosas incrementan los recursos del suelo, lo que conduce a la creación de diversos nichos para las semillas de las plantas y los propágulos de los HMA, para el establecimiento y supervivencia de las plantas y por lo tanto sobre la estructura de estas comunidades vegetales.

En conclusión, este estudio provee evidencias que pueden ayudar a comprender el papel de *P. laevigata* y *M. biuncifera* en la colonización de los ecosistemas áridos. Las leguminosas juntas modifican los recursos del suelo; lo cual puede reflejarse en una mayor diversidad de plantas dentro del matorral del Valle del Mezquital. Sin embargo, se requieren estudios para probar esta hipótesis y para evaluar con mayor detalle la dinámica de la vegetación como una función de los mosaicos arbustivos. La influencia de *P. laevigata* para crear islas de recursos fue mayor que la mostrada por *M. biuncifera*; destacando que la identidad de las especies es importante para ampliar la disponibilidad de nichos para el establecimiento de otras plantas. Sin embargo, el uso conjunto de ambas leguminosas puede favorecer la diversidad de la comunidad, lo que es útil en los programas de conservación, ya que ambas especies pueden acelerar los procesos sucesionales en los ecosistemas semiáridos.

Literatura citada

- Aguiar MR and Sala OE. 1999. Patch structure dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Trends in ecology and evolution* 14:273-277.
- Arizmendi MC, Davila P, Estrada A, Figueroa E, Márquez-Valdelamar L, Lira R, Oliveros-Galindo O and Valiente-Banuet A. 2008. Riparian mesquite bushes are important for bird conservation in tropical arid Mexico. *Journal of Arid Environments* 72:1146-1163.
- 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.
- Bremmer JM and Mulvaney CS. 1982. Total nitrogen. In: Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds). *Methods of soil analysis. Part 2.* Amer. Society Agronomy Madison, Wisconsin, USA.
- Brooker RW, Maestre FT, Callaway RM, Lortie ChL, Cavieres LA, Kunstler G, Liancourt P, Tielbörger K, Travis JMJ, Anthelme F, Armas C, Coll L, Corcket E, Delzon S, Forey E, Kikvidze Z, Olofsson J, Pugnaire F, Quiroz CL, Saccone P, Schiffers K, Seifan M, Touzard B and Michalet R. 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present and the future. *Journal Ecology* 96:18-34.
- Brower JE and Zar JH. 1990. *Field and laboratory methods for general ecology.* Brown Dubuque IA USA.
- Camargo-Ricalde SL and Dhillion SS. 2003. Endemic *Mimosa* species can serve as mycorrhizal “resource islands” within semiarid communities of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Mycorrhiza* 13:29-136.
- Camargo-Ricalde SL, Dhillion SS and Grether R. 2002. Community structure of endemic *Mimosa* species and environmental heterogeneity in a semi-arid Mexican Valley. *Journal Vegetation Science* 13:697-704.
- Camargo-Ricalde, S.L., I. Reyes-Jaramillo and N.M. Montaña. 2010a. Forestry insularity effect of four *Mimosa* L. species (Leguminosae-Mimosoideae) on soil nutrients of a Mexican semiarid ecosystem. *Agroforestry Systems* 80:385-397.
- Camargo-Ricalde SL, Montaña NM, Reyes-Jaramillo I, Jiménez-González C and Dhillion SS. 2010b. Effect of mycorrhizae on seedlings of six endemic *Mimosa* L. species (Leguminosae-Mimosoideae) from the semi-arid Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Tress Structure and Function* 24:67-78.

- Camargo-Ricalde SL, Grether R, Martínez-Bernal A, García-García V y Barrios-del-Rosal S. 2001. Especies útiles del género *Mimosa* (Fabaceae-Mimosoideae) en México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 68:33-44.
- Carrillo-García A, León JL, Bashan Y and Bethlenfalvay GJ. 1999. Nurse plants mycorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonoran desert restoration. Ecological Restoration 4:321-335.
- Chapin FS III, Matson PA and Mooney HA. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer, New York, USA.
- Colwell RK. 2006 EstimateS V6 01b1. Statistical estimation of species richness and shared species richness and shared species from samples. User Guide and Application.
- Cortina J and Maestre TF. 2005. Plants effects on soil in dry lands implications for community dynamics and ecosystem restoration. In Binkley D, Menyailo O (eds). Tree species effects on soils: Implications for Global Change NATO Science Series. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Cruz-Rodríguez JA, García-Moya E, Frías-Hernández JT, Montesinos G y Flores JL. 1997. Influencia de los mezquites en la composición y cobertura de la vegetación herbácea de un agostadero semiárido del Norte de Guanajuato. Boletín Sociedad Botánica de México 61:21-30.
- Daniels N and Skipper H. 1982. Methods for the recovery and quantitative estimation of propagules from soil. In: Methods and principles of mycorrhizal research. American Phytopathology Society. Washington, DC. USA.
- Diamond J and Case TJ. 1986. Community Ecology. Harper & Row Publishers, NY. USA.
- Ebenman B and Jonsson T. 2005. Using community viability analysis to identify fragile systems and keystone species. Trends in Ecology and evolution 20:568-575.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2006. Word reference base for soil resources (WRB). World Soil Resources Reports 103 Rome, Italy.
- Finzi AC, Canham CD and Breemen NV. 1998. Canopy tree-soil interactions within temperate forest: species effects on pH and cations. Ecology Applied 8:447-454.
- Flores E, Frías J, Jurado P, Olalde V, Figueroa JD, Valdivia A y García-Moya E. 2007. Efecto del gatuño sobre la fertilidad del suelo y la biomasa herbácea en pastizales del centro de México. Terra Latinoamericana 25:311-319.

- Francis JK and Liogier HA. 1991. Naturalized exotic tree species in Puerto Rico. Department of Agricultural Forest Service 36. Southern Forest Experiment Station, New Orleans.
- Franco-Pizaña J, Fulbright TE and Gardiner DT. 1996. Shrub emergence and seedling growth in microenvironments created by *Prosopis glandulosa*. *Journal Vegetation Science* 7:257-264.
- Frías-Hernández JT, Aguilar LL, Olalde VP, Balderas JA, Gutiérrez LG, Alvarado JJ, Castro J, Vargas H, Albores A and Dendooven L. 1999. C and N soil characteristics in a semiarid highlands of Central Mexico as affected by mesquite trees (*Prosopis laevigata*). *Arid Soil Restoration and Rehabilitation* 13:305-312.
- Galindo AS and García-Moya E. 1986. The uses of mesquite (*Prosopis* spp.) in the highlands of San Luis Potosi, Mexico. *Forest Ecology and Management* 16:49-56.
- García-Espino G, Reynaga JR, Medina JG y Jasso R. 1989. Características físicas y químicas de suelos de islas de fertilidad y áreas adyacentes de mezquite (*Prosopis glandulosa* Torr.) en un matorral en el norte de Coahuila. *Agronomía Revista Científica. UAAAN* 5: 38-47.
- García-Moya E and McKell CM. 1970. Contribution to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology* 51:81-88.
- Gee GW and Bauder JW. 1986. Particle size analysis. In: Klute A (ed) *Methods of soil analysis Vol I Physical and mineralogical methods*. American Society Agronomy. Madison WI.
- Gómez-Aparicio L, Gómez JM, Zamora R, Boettinger JL. 2005. Canopy vs soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *Journal Vegetation Science* 16:191-198.
- González-Quintero L. 1968. Tipos de vegetación del Valle del Mezquital, Hidalgo. Departamento de Prehistoria. Instituto Nacional de Antropología e Historia. México.
- González-Ruiz T, Rodríguez ZS and Ferrera-Cerrato R. 2008. Fertility islands around *Prosopis laevigata* and *Pachycereus hollianus* in the drylands of Zapotitlán Salinas, México. *Journal Arid of Environments* 72:1202-1212.
- Herman RP, Provencio K, Herrera-Matos J and Torrez R. 1995. Resource islands predicts the distribution of heterotrophic bacteria in Chihuahuan desert soils. *Applied Environment Microbiology* 61:816-1821.

- Herrera-Arreola G, Herrera Y, Reyes-Reyes BG and Dendooven L. 2007. Mesquite (*Prosopis juliflora* (Sw) DC), huisache (*Acacia farnesiana* (L) Willd.) and catclaw (*Mimosa biuncifera* Benth.) and their effect on dynamics of carbon and nitrogen in soils of the semi-arid highlands of Durango Mexico. *Journal of Arid Environments* 69:583-598.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1987. Carta climática Hoja Pachuca del estado de Hidalgo. Escala 1:250 000. México.
- López RP y Ortuño T. 2008. La influencia de los arbustos sobre la diversidad y abundancia de plantas herbáceas de la Prepuna a diferentes escalas espaciales. *Ecological Australian* 18:119-131.
- Luna-Suárez S, Frías-Hernández JT, Olalde-Portugal V and Dendooven L. 2000. Catclaw (*Mimosa biuncifera*): a pest or means to restore soil fertility in heavily erodes soil from the fertility in heavily eroded soil from the central highlands of Mexico? *Biology Fertility Soils* 32:109-113.
- McCune B and Mefford MJ. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4. MjM software design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Maestre FT, Bautista S and Cortina J. 2003. Positive, negative, and net effects in grass-shrub interactions in Mediterranean semiarid grasslands *Journal of Ecology* 12:3186-3197.
- Maestre FT and Cortina J. 2005. Remnant shrubs in Mediterranean semi-arid steppes: effects of shrub size, abiotic factors and species identity on understory richness and occurrence. *Acta Oecologica* 27: 161-169.
- Magurran AE. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd, Victoria
- Márquez BE. 2007. La sangre de grado (*Jatropha dioica*). Boletín 36 CECADER (Centro de Calidad para el Desarrollo Rural) SAGARPA (Secretaria de de Agricultura y Ganadería) México.
- Montaño NM, García-Sánchez R, Ochoa de la Rosa G y 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.
- Nelson DW and Sommers LE. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page AL, Miller RH and Keeney DR (eds). *Methods of soil analysis. Part II.* Amer Soc Agron, Madison USA.

- Olsen SR, Cole CV, Watanabe FS and Dean LA. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ.939 US Washington DC.
- Pavón NP. 2007. Fine root biomass and production in a semiarid Mexican shrubland The Southwestern Naturalist 52:116–167.
- Pavón NP, Briones O and Flores-Rivas J. 2005. Litterfall production and nitrogen content in an intertropical semi-arid Mexican scrub. Journal of Arid Environments 60:1-13.
- Payton IJ, Fenner M and Lee WG. 2002. Keystone species the concept and its relevance for conservation management in New Zealand. Department for conservation. Wellington, New Zealand.
- Perroni-Ventura Y, Montaña C and García-Oliva F. 2006. Relationship between soil nutrient availability and plant species richness in a tropical semi-arid environment. Journal Vegetation Science 17:719-728.
- Pugnaire FI, Haase P and Puigdefábregas J. 1996. Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. Ecology 77:1420-1426.
- Putten WH. 2005. Plant-soil feedback and soil biodiversity affect the composition of plant communities. In: Bardgett RD, Usher MB, Hopkins DW (eds). Biological diversity and function in soils. Cambridge University Press, UK.
- Reyes-Olivas A, García-Moya E and López-Mata L. 2002. Cacti-shrub interactions in the coastal desert of northern Sinaloa, Mexico. Journal of Arid Environments 52:431-445.
- Reyes-Reyes G, Baron-Ocampo L, Cuali-Álvarez I, Frías-Hernández JT, Olalde-Portugal V, Varela-Fregoso L and Dendooven L. 2002. C and N dynamics in soil from the central highlands of Mexico as affected by mesquite (*Prosopis* spp.) and huizache (*Acacia tortuosa*): a laboratory investigation. Applied Soil Ecology 19:27-34.
- Reyes-Reyes GB, Zamora-Villafranco E, Reyes-Reyes ML, Frías-Hernández JT, Olalde-Portugal V and Dendooven L. 2003. Decomposition of leaves of huizache (*Acacia tortuosa*) and mesquite (*Prosopis* spp) in soil of the central highlands of Mexico. Plant Soil 256:359-370.
- Reynolds JF, Virginia RA, Kemp PR, de Soyza AG and Tremmel DC. 1999. Impact of drought on desert shrubs: effects of seasonality and degree of resource islands development. Ecological Monographs 69:69-106.

- Robertson PG, Coleman DC, Bledsoe CS and Sollins P. 1999. Standard soil methods for long-term ecological research (LTER). New York: Oxford University Press.
- Rzedowski J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México.
- Silverton J and Wilson JB. 1994. Community structure in a desert perennial community. *Ecology* 75:409-407.
- Smith SE and Read DI. 2008. Mycorrhizal symbiosis. Academic Press, San Diego. USA.
- Sokal R and Rohlf F. 1995. Biometry. Freeman and Company, San Francisco, CA. USA.
- Sprent JI, James EK. 2007. Legume evolution: where do nodules and mycorrhizae fit in? *Plant Physiology* 144:575-581.
- Statsoft INC. 2000. Statistica for Windows vers. 6. Tulsa. OK, Tulsa.
- Tarafdar JC and Panwar J. 2008. Role of arbuscular mycorrhizae in P nutrition of plants under arid and semiarid environments. En: Montañó NM, Camargo-Ricalde SL, García-Sánchez R y Monroy-Ata A (eds). Arbuscular mycorrhizae in arid and semiarid ecosystems. Mundi-Prensa, INE-SEMARNAT, UAM-Iztapalapa, FES-Zaragoza UNAM. México.
- ter Braak CJF. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67:1167-1179.
- Thomas GW. 1982. Exchangeable cations. In Pp AL, Miller RH, Keeney DR (eds). Methods of soil analysis. Part II. American Society of Agronomy, Madison, USA.
- Tiedemann AR and Klemmedson JO. 1973. Effect of Mesquite on Physical and Chemical Properties of the Soil. *Journal of Range Management* 26:27-29.
- Tilman D. 2004. Niches tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *PNAS* 30:10854-10861.
- Tilman D, Knops J, Wedin D, Reich P, Ritchie M and Siemann E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277:1300-1302.
- Valiente-Banuet A, Ezcurra E. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisiana* in the Tehuacán Valley. México. *Journal of Ecology* 79:961-971.
- Walkley A, Black IA. 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.
- Whitford WG. 2002. Ecology of desert systems. Academic Press, Great Britain.

Wright JP, Jones CG, Boeken B and Shachak M. 2006. Predictability of ecosystems engineering effects on species richness across environmental variability and spatial scales. *Journal of Ecology* 94:815-824.

Yeaton RI and Romero-Manzanares A. 1986. Organization of vegetation mosaics in the *Acacia shaffneri-Opuntia streptacantha* association, southern Chihuahuan Desert, Mexico. *Journal of Ecology* 74:211-217.

<http://www.rebkew.uk/herbarium>. Consultada el mes de enero del 2009.

CAPÍTULO II

Efecto de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* sobre la diversidad de los hongos micorrizógenos arbusculares en tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital, Hidalgo.

^{1,3}Rosalva García Sánchez, Lucia Varela Fregoso, ²Alejandro Alarcón⁴, ¹Edmundo García Moya.

¹Posgrado en Botánica, Colegio de Postgraduados, C.P. 56230. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

²Posgrado en Edafología, Colegio de Postgraduados, C.P. 56230. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

³Unidad de Investigación en Ecología Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza (FES Zaragoza), Universidad Nacional Autónoma de México. AP. 0 9230, D.F., México.

Resumen

En los matorrales xerófilos del centro de México es frecuente encontrar a las leguminosas *Prosopis laevigata* (mezquite) y *Mimosa biuncifera* (gatuño) juntas como especies dominantes y codominantes. Aún cuando existe información de la influencia individual sobre la riqueza de los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), no se conoce el efecto conjunto de ambas leguminosas sobre la diversidad de los HMA. La presencia de las leguminosas juntas o por separado generan microhábitats bajo dosel (IR). En este trabajo se comparó la riqueza de los HMA en tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, en la estación de lluvias y de secas. Estos tres matorrales difieren en la especie vegetal dominante, en el Sitio 1 (Bingu) domina *P. laevigata*, en el Sitio 2 (González) domina *M. biuncifera* y en el Sitio 3 (Rincón) coexisten ambas especies. La hipótesis a probar es que la coexistencia de las dos leguminosas genera microhábitats complejos y heterogéneos, que favorecen la riqueza de los HMA del suelo. Los resultados indicaron que el suelo bajo dosel de las leguminosas de Rincón, presentó mayor riqueza (21 morfoespecies de HMA) y diversidad de esporas de los HMA aunque con menor abundancia. El suelo bajo dosel de *M. biuncifera*, del sitio 2 fue el microhábitat que presentó mayor riqueza de HMA en la estación seca, el microhábitat más pobre en riqueza de esporas fue el suelo bajo dosel de *P. laevigata* del sitio 1. En total se encontraron 25 morfoespecies de HMA, el género *Glomus* aportó el 40 % de la diversidad. Se concluye que la riqueza y diversidad de morfoespecies de HMA fue afectada por el sitio, la especie y el microhábitat; *M. biuncifera* fue un buen reservorio de esporas, mientras que *P. laevigata* puede favorecer la propagación de los HMA.

Palabras clave: Hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), Matorral xerófilo, microhábitat, diversidad, morfoespecies.

Introducción

La vegetación que domina el Valle del Mezquital son los matorrales xerófilos, en los que destacan las leguminosas *Prosopis laevigata* (H. & B.) Johnst, y *Mimosa biunficera* Benth. como especies dominantes o codominantes. Estas especies afectan de manera diferente las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y a la simbiosis que establecen las plantas con los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA); la cual es una interacción relevante para el establecimiento de plántulas en ambientes restrictivos (Azcón-Aguilar *et al.* 2003).

La estabilidad y resiliencia de los ecosistemas terrestres depende en gran medida de la composición y diversidad de la comunidad vegetal (Tilman *et al.* 1996). Sin embargo, se desconocen los mecanismos que regulan y mantienen esa diversidad. Uno de los mecanismos que se ha propuesto es la estrecha relación trófica que se establece entre las plantas y los HMA (Klironomos y Hart 2000). Estos hongos, a su vez, conforman comunidades cuya diversidad ha sido reconocida como uno de los factores clave que mantienen la estructura y dinámica de la comunidad vegetal, incluyendo el control de la diversidad vegetal (van der Heijden *et al.* 1998, Guadarrama-Chávez *et al.* 2007, Smith y Read 2008).

Los HMA conforman un taxón funcionalmente muy diverso y ciertamente muy abundante en la naturaleza, sin embargo, poco se conoce sobre los mecanismos de adaptación o diversificación de estos hongos, pero se sabe que son susceptibles a cambios ambientales. En consecuencia la diversidad local de los HMA puede ser vulnerable a los disturbios del ecosistema (Warner *et al.* 1987, Fitter *et al.* 2004).

Es importante identificar a la simbiosis micorrízica como una interacción “multifuncional” y como parte de la diversidad funcional del ecosistema, la cual sugiere que algunas especies de HMA son más eficientes para el transporte de fósforo hacia la planta, otros en la defensa contra patógenos y otros como promotores de la tolerancia a la sequía a través de incrementar el contacto raíz-suelo (Leigh *et al.* 2009), todo ello mediado por los factores ambientales como humedad, nutrimentos y contenido de fósforo del suelo. Por ejemplo, suelos con diferente pH suelen contener diferentes especies de HMA (Wang *et al.* 1985), que difieren en su respuesta a condiciones de sequía y frío (Klironomos y Hart 2000), sumado a que en una comunidad vegetal se tienen diferentes patrones de colonización en la

primavera y en el invierno sobre la misma especie vegetal, lo cual hace difícil distinguir entre los efectos del ambiente actuando vía planta, y los efectos propios del hongo. Además, la alta diversidad de HMA aumenta la capacidad de amortiguamiento del ecosistema. Se conoce también, que las distintas especies vegetales difieren en su eficacia para promover el crecimiento del hongo, sugiriendo que su crecimiento depende de la identidad de la planta con la cual se asocia (Anderson 1988). En consecuencia, las evidencias sugieren que la composición de la comunidad de los HMA cambia como resultado de las especies de plantas que dominan la comunidad vegetal.

Los HMA forman esporas asexuales e hifas cenocíticas capaces de colonizar las raíces de una planta hospedera y de explorar mayor volumen de suelo que las propias raíces, sin embargo, se conoce poco sobre su dinámica poblacional y distribución natural. Los HMA presentan diferencias en la cantidad de esporas producidas y en sus funciones con relación a la heterogeneidad del ambiente como ocurre con el efecto de la estacionalidad, la especificidad del hospedero o la competencia con otros hongos (Camargo-Ricalde y Dhillion 2003, Camargo-Ricalde y Esperón-Rodríguez 2009). Generalmente, la dinámica de los HMA es evaluada a través de la estimación de la densidad de esporas en el suelo (McGee 1989; Mangan *et al.* 2004; Guadarrama-Chávez *et al.* 2007), la viabilidad de éstas y de otros de sus propágulos como el micelio extra radical (Jasper *et al.* 1989) y recientemente con métodos moleculares.

Cuando las comunidades vegetales sufren disturbios, la composición de los HMA cambia, lo que puede influir en la velocidad y dirección de la regeneración de las comunidades vegetales, dado el carácter positivo y generalista de esta interacción, y que es frecuente encontrar a los HMA en el suelo asociado a la vegetación primaria y secundaria (Allen *et al.* 1995, Allen *et al.* 2003, Guadarrama-Chávez 2008).

Los estudios de diversidad se basan en el supuesto de considerar a todas las especies presentes en la comunidad, en este caso, las morfoespecies de los HMA (Husband *et al.* 2002), aunque hay una fuerte polémica sobre la sistemática de este taxón y sobre su identidad como individuos. Los índices de diversidad obtenidos a partir de la identidad morfológica de las esporas son un importante acercamiento al estudio de la dinámica de los HMA en los ecosistemas naturales (Oehl *et al.* 2005, Li *et al.* 2007, Guadarrama-Chávez 2008).

La actividad de los HMA varía con los patrones de precipitación y con los requerimientos energéticos de los hospederos; durante la estación seca, las esporas se encuentran aletargadas (latentes) en el suelo debido a la baja tasa metabólica de los hospederos; y al iniciar la estación de lluvias las esporas germinan y requieren encontrar una raíz para iniciar la colonización (Gavito y Varela 1993, Varma 1995). Fitter *et al.* (2004) mencionan que es común encontrar en las comunidades naturales de 25 a 40 especies de HMA, identificados por la morfología de las esporas colectadas, mediante cultivos trampa o por secuencias de ADN obtenido de las raíces. La diversidad de los HMA es baja, comparada con otros grupos de microorganismos del suelo como las bacterias. Actualmente de los HMA se reconocen cerca de 210 especies de HMA a nivel mundial (página Web oficial Schuessler 2011). En México se tiene registro para 44 especies de estos hongos (Varela y Trejo 2001) aunque es probable que recientemente se hayan incorporado nuevos registros que seguramente duplican el valor mencionado.

Prosopis laevigata es apreciada en el Valle del Mezquital, por sus aprovechamientos múltiples, principalmente como leña, madera, forraje, alimento y goma, tal como lo refieren Galindo y García-Moya (1986) en San Luis Potosí. Asimismo, Camargo-Ricalde *et al.* (2001) para el Valle de Tehuacán-Cuicatlán en Puebla, menciona aprovechamientos similares para varias especies del género *Mimosa*. En el Valle del Mezquital, la especie *Mimosa biuncifera* es ecológicamente importante, además es utilizada como leña al igual que en otros sitios (Luna-Suárez *et al.* 2000). Las dos leguminosas crecen en forma arbórea y arbustiva, aportan materia orgánica al suelo bajo su dosel, son fijadoras de nitrógeno y suelen ser consideradas como especies formadoras de islas de fertilidad (García-Moya y McKell 1970; González-Ruiz *et al.* 2008) o de recursos (Reynolds *et al.* 1999; Camargo-Ricalde y Dhillon 2003). Además, estas especies generan microhábitats que favorecen la presencia de los HMA en el suelo bajo su dosel, y podrían influir en la presencia de los HMA cuando los matorrales cambian en la proporción de *P. laevigata* y *M. biuncifera* como especies dominantes del matorral (Camargo-Ricalde y Dhillon 2003, Montaña *et al.* 2008). Esta investigación tuvo como objetivo evaluar la influencia de *P. laevigata* y *M. biunficera* sobre la abundancia, riqueza y diversidad de HMA en la estación de lluvias y secas en tres matorrales xerófilos con diferente dominancia de *P. laevigata* o *M. biunficera* del Valle del Mezquital, Hidalgo,

México. Se esperaba que el sitio con la cobertura vegetal más diversa presente mayor diversidad de HMA en el suelo, así mismo, se espera que *P. laevigata* ejerciera mayor influencia en la presencia de los HMA en el suelo bajo su dosel.

Materiales y métodos

Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la región del Valle de Mezquital, que se encuentra entre los 20° 11'-20° 40' N y 98° 50'- 99° 20' O, en el estado de Hidalgo, México. El clima es semiárido, está controlado por el sistema de sierras, principalmente la Sierra Madre Oriental y la Faja Volcánica Transmexicana la cual induce lo que se llama el efecto de sombra orográfica. La altitud varía de 1, 700 a 3, 000 msnm La temperatura media anual es 24°C y la precipitación media anual oscila entre 450 y 650 mm. Las precipitaciones son marcadamente estacionales, la temporada seca se extiende de noviembre a abril y la de lluvias ocurre entre mayo y octubre (INEGI 1987). Los suelos en el Valle del Mezquital son del tipo: Vertisol pélico y Leptosol réndzico (FAO, WRB 2006), ambos son derivados de rocas sedimentarias marinas calcáreas, y tienen un pH que varía de 7.5 a 8.0 (González-Quintero, 1968). El tipo de vegetación es un matorral xerófilo con un estrato arbustivo dominante con una altura promedio de 1.5 m, con especies herbáceas en la vecindad de los arbustos, la cobertura vegetal es menor al 50%, en la que se presentan *Prosopis*, *Condalia*, *Opuntia*, *Fouqueria*, *Flourensia*, *Agave* y *Acacia* como especies comunes (Rzedowski 1978).

Selección de sitios

Se eligieron tres matorrales en el Valle del Mezquital teniendo como criterio la presencia de las leguminosas *P. laevigata* y *M. biuncifera*. Los tres sitios tienen el mismo tipo de suelo Leptosol réndzico y misma vegetación (matorral xerófilo), pero difieren en la densidad de especie dominante. El Sitio1 (S1) se localiza cerca del poblado de Bingu (20° 36'N-99° 06'O) y *P. laevigata* es la especie dominante, el Sitio 2 (S2) es cercano al poblado de González-González (20° 24'N-98° 58'O) y tiene a *M. biuncifera* como especie dominante. El Sitio 3 (S3) está localizado en el poblado de Rincón (20°16'N-98° 54'O) y tiene a ambas leguminosas. En estos sitios fue posible evaluar el efecto por separado de cada una de las

leguminosas y de ellas juntas sobre la diversidad de los HMA asociados a los microhábitats bajo el dosel de la planta (IR) como en el suelo sin dosel vegetal (AA).

Colecta de suelo

En cada sitio, se seleccionaron ocho plantas de tamaño similar, con el fin de minimizar el efecto diferencial asociado al tamaño de *P. laevigata* y *M. biuncifera*. Cada planta estuvo separada por al menos 15 m de distancia. Las muestras de suelo fueron colectadas a 15 cm de profundidad durante la estación seca (Mayo 2006) y durante la de lluvias (Octubre 2006) bajo el dosel de cada planta (IR). Otra muestra de suelo fue tomada en el área adyacente fuera del dosel de la planta, en áreas sin cubierta vegetal (AA). Las muestras fueron transportadas y mantenidas a temperaturas entre 4°C hasta su análisis en el laboratorio.

Extracción y evaluación de la densidad de esporas

La extracción de las esporas de los HMA se hizo por el método de tamizado en húmedo (Gerdemann y Nicolson 1963) y centrifugación en sacarosa modificado por Daniels y Skipper (1982). Se usaron 100 g de suelo de cada muestra por microhábitat y fecha de muestreo, se utilizaron cuatro repeticiones. Las esporas se transfirieron a una caja Petri, se reviso la muestra en un microscopio estereoscopio para el recuento del número de esporas, simultáneamente se extrajeron las esporas para su determinación taxonómica. La primera separación fue por tipos morfológicos (color, tamaño y estructuras morfológicas visibles), con base en estas características se eligieron esporas similares, las cuales se pusieron en portaobjetos con PVLG (alcohol polivinílico lactoglicerol) y con PVLG + Melzer, para su posterior observación en el microscopio óptico.

Cultivos trampa

Parte del suelo colectado fue empleado para establecer macetas de propagación de los HMA mediante cultivos trampa, se pusieron 24 macetas de 1000 cc de capacidad con semillas de pasto *Lolium perenne* y maíz (*Zea mays*), estas especies fueron seleccionadas por su temprana colonización micorrízica y su alta supervivencia. Seis meses después de la siembra, se tomaron muestras de 100 g de suelo se extrajeron las esporas y se elaboraron

preparaciones permanentes en portaobjetos para corroborar la identidad de los HMA encontradas en las muestras de campo.

Identificación de los HMA

Las esporas aisladas de las muestras de campo y de los cultivos trampa se midieron, se cuantificaron y se observaron sus características en cuanto al arreglo, ornamentación de la pared y su reacción al Melzer de las capas de la pared de las esporas.

La determinación taxonómica se sustentó en las descripciones especializadas de los diferentes géneros y especies de HMA que actualmente se encuentran disponibles en el International Culture Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi (INVAM) disponible a través de internet en el sitio web: <http://invam.caf.wvu.edu/> y del sitio <http://www.lrz-muenchen.de/~schuessler/amphylo/>. El tamaño de las esporas, hifas y grosor de la pared se midió utilizando el software *AxioVision*® Versión 4.8.0.

Con los datos del recuento de las esporas se calcularon los índices de riqueza y diversidad, además de las curvas de rarefacción, para ello se utilizó el programa *StimateS* (Colwell 2006). En todos los casos se consideró que las diferencias fueron significativas al $p \leq 0.05$, La abundancia de esporas y la riqueza fueron analizadas utilizando un ANDEVA jerárquico, en el cual las variables estuvieron contenidas en la especie (*P. laevigata* y *M. biuncifera*) y el microambiente (IR=suelo bajo dosel de cualquiera de las leguminosas y AA=suelo sin cubierta vegetal) anidado dentro de los sitios (S1=Bingu, S2=González y S3=Rincón). Cuando el ANDEVA indicó diferencias significativas, las medias fueron sometidas a una prueba de Tukey. Todos los análisis fueron realizados con el software *Statistica 6* (StatSoft 2000).

Resultados

Composición de especies de HMA

Con el total de los tres matorrales estudiados se documentaron 26 morfoespecies de HMA, pertenecientes a siete familias y doce géneros. La familia Glomeraceae aportó el 40% de las especies, seguida de Acaulosporaceae y Gigasporaceae. Se enlistan las morfoespecies presentes de HMA determinadas para cada microhábitat (AA e IR), para cada especie y matorral (Cuadro 1).

Las especies presentes únicamente en la estación de lluvias fueron: *Glomus caesaris*, *Claroideoglomus etunicatum*, *Sclerocystis sinuosum*, *Racocetra fulgida* (Cuadro 2) y en la estación de secas fueron: *Acaulospora aff. denticulata*, *Acaulospora spinosa*, *Ambispora* sp1, *Glomus aggregatum* (Cuadro 3). Las especies *Funneliformis geosporum*, *F. mosseae* y *Rhizophagus intraradices* estuvieron presentes en todos los microhábitats, especies y sitios estudiados durante la estación de lluvias y secas.

Las morfoespecies de HMA registradas en solo uno de los sitios fueron las siguientes: en sitio 2 (González) se encontró *Acaulospora mellea* y *Gigaspora ramisporophora*, en sitio 3 (Rincón) *Glomus caesaris*, *Pacispora* sp1, *Racocetra fulgida*, *Scutellospora scutata* y *S. calospora*.

Al buscar los HMA asociados a las especies vegetales sin importar el sitio, se observó que no hubo morfoespecies presentes solo en el suelo asociado a *P. laevigata*, mientras que en el suelo asociado a *M. biuncifera* se registraron las morfoespecies *Acaulospora denticulata*, *A. aff. mellea*, *Ambispora appendicula*, *Gigaspora ramisporophora*, *Glomus agregatum*, *Claroideoglomus aff. claroideum*, *Pacispora* sp 1, *Racocetra fulgida* y *Scutellospora pellucida* (Cuadro 4).

Cuadro 1. Listado de las morfoespecies de los hongos micorrizógenos arbusculares presentes en dos microhábitats (AA e IR), dos especies (*Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*) y tres matorrales (Bingu, González y Rincón) del Valle del Mezquital.

Familia	Genero y especie	Bingu		González		Rincón				
		<i>P. laevigata</i>		<i>M. biuncifera</i>		<i>P. laevigata</i>		<i>M. biuncifera</i>		
		AA	IR	AA	IR	AA	IR	AA	IR	
<i>Acaulosporaceae</i>	<i>Acaulospora laevis</i>							X	X	
	<i>Acaulospora denticulata</i>	X	X					X		
	<i>Acaulospora</i> aff. <i>mellea</i>		X	X	X					
	<i>Acaulospora spinosa</i>								X	
<i>Ambisporaceae</i>	<i>Ambispora appendicula</i>	X		X	X			X		
	<i>Ambispora</i> sp1				X				X	
	<i>Claroideoglopus</i> aff.			X	X			X	X	
<i>Claroideoglomeraceae</i>	<i>claroideum</i>									
	<i>Claroideoglopus etunicatum</i>				X		X	X		
<i>Entrophosporaceae</i>	<i>Entrophopora infrequens</i>		X	X	X				X	
<i>Gigasporaceae</i>	<i>Gigaspora ramisporophora</i>		X	X	X					
	<i>Racocetra fulgida</i>								X	
	<i>Racocetra gregaria</i>							X	X	
	<i>Scutellospora pellucida</i>								X	
	<i>Scutellospora calospora</i>				X		X	X	X	
	<i>Scutellospora scutata</i>				X		X	X	X	
	<i>Glomeraceae</i>	<i>Funneliformis geosporum</i>	X	X	X	X	X		X	X
		<i>Funneliformis mosseae</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>Glomus aggregatum</i>								X	X	
<i>Glomus caesaris</i>									X	
<i>Glomus globiferum</i>					X					
<i>Glomus tortuosum</i>						X	X		X	
<i>Rhizophagus intraradices</i>				X	X	X	X	X	X	
<i>Sclerocystis rubiformis</i>			X			X	X	X	X	
<i>Sclerocystis sinuosa</i>						X				
<i>Pacisporaceae</i>	<i>Pacispora scintillans</i>	X	X		X	X	X			
	<i>Pacispora</i> sp1		X		X	X	X	X	X	
	Morfoespecies totales	4	9	8	15	8	10	14	18	

Cuadro 2. Listado de las morfoespecies de hongos micorrizógenos arbusculares determinadas en tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital en la estación de lluvias.

Especie HMA*/ Matorral Lluvias	Bingu	González	Rincón
<i>Acaulospora laevis</i>			X
<i>Acaulospora denticulata</i>	X		
<i>Acaulospora aff. mellea</i>	X	X	X
<i>Acaulospora spinosa</i>			X
<i>Ambispora appendicula</i>	X	X	X
<i>Ambispora sp1</i>		X	
<i>Claroideoglopus aff. claroideum</i>		X	X
<i>Claroideoglopus etunicatum</i>		X	X
<i>Entrophospora infrequens</i>	X	X	X
<i>Funneliformis geosporum</i>	X	X	X
<i>Funneliformis mosseae</i>	X	X	X
<i>Gigaspora ramisporophora</i>	X	X	X
<i>Glomus aggregatum</i>			X
<i>Glomus caesaris</i>			X
<i>Glomus globiferum</i>		X	
<i>Glomus tortuosum</i>			X
<i>Pacispora scintillans</i>	X	X	X
<i>Pacispora sp1</i>	X	X	X
<i>Racocetra fulgida</i>			X
<i>Racocetra gregaria</i>			X
<i>Rhizophagus intraradices</i>		X	
<i>Sclerocystis rubiformis</i>	X		X
<i>Sclerocystis sinuosa</i>			X
<i>Scutellospora calospora</i>		X	
<i>Scutellospora pellucida</i>			X
<i>Scutellospora scutata</i>		X	X
Morfoespecies totales	10	15	21

Cuadro 3. Listado de las morfoespecies de hongos micorrizógenos arbusculares determinadas en tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital, Hidalgo, en la estación de secas.

Especie HMA/ Matorral Secas	Bingu	González	Rincón
<i>Acaulospora laevis</i>			X
<i>Acaulospora denticulata</i>	X		
<i>Acaulospora aff. mellea</i>	X	X	X
<i>Acaulospora spinosa</i>			X
<i>Ambispora appendicula</i>	X	X	X
<i>Ambispora sp1.</i>		X	
<i>Claroideoglopus aff. claroideum</i>		X	X
<i>Claroideoglopus etunicatum</i>			
<i>Entrophospora infrequens</i>	X	X	X
<i>Funneliformis geosporum</i>	X	X	X
<i>Funneliformis mosseae</i>	X	X	X
<i>Gigaspora ramisporophora</i>	X	X	X
<i>Glomus aggregatum</i>			X
<i>Glomus caesaris</i>			
<i>Glomus globiferum</i>		X	
<i>Glomus tortuosum</i>			X
<i>Pacispora scintillans</i>	X	X	X
<i>Pacispora sp1.</i>	X	X	X
<i>Racocetra fulgida</i>			
<i>Racocetra gregaria</i>			X
<i>Rhizophagus intraradices</i>		X	
<i>Sclerocystis rubiformis</i>	X		X
<i>Sclerocystis sinuosa</i>			
<i>Scutellospora calospora</i>		X	
<i>Scutellospora pellucida</i>			X
<i>Scutellospora scutata</i>		X	X
Morfoespecies totales	10	14	17

Cuadro 4. Listado de las morfoespecies de hongos micorrizógenos arbusculares determinadas en suelo de campo y cultivo asociado a la especie *Prosopis laevigata* o *Mimosa biuncifera*, en las estaciones de secas y lluvias, independiente del sitio matorral del Valle del Mezquital Hidalgo.

Especie HMA / Especie vegetal	<i>M. biuncifera</i>		<i>P. laevigata</i>	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
<i>Acaulospora laevis</i>	X		X	X
<i>Acaulospora denticulata</i>				X
<i>Acaulospora aff. mellea</i>	X	X	X	X
<i>Acaulospora spinosa</i>		X		
<i>Ambispora appendicula</i>	X	X		X
<i>Ambispora sp1</i>		X		
<i>Claroideoglopus aff. claroideum</i>	X	X	X	
<i>Claroideoglopus etunicatum</i>	X			
<i>Entrophospora infrequens</i>	X	X	X	X
<i>Funneliformis geosporum</i>	X	X	X	X
<i>Funneliformis mosseae</i>	X	X	X	X
<i>Gigaspora ramisporophora</i>	X	X	X	X
<i>Glomus aggregatum</i>		X		X
<i>Glomus caesaris</i>	X			
<i>Glomus globiferum</i>		X		
<i>Glomus tortuosum</i>	X	X		
<i>Pacispora scintillans</i>		X	X	X
<i>Pacispora sp1</i>	X	X	X	X
<i>Racocetra fulgida</i>	X		X	
<i>Racocetra gregaria</i>	X			X
<i>Rhizophagus intraradices</i>	X	X	X	
<i>Sclerocystis rubiformis</i>	X	X	X	X
<i>Sclerocystis sinuosa</i>			X	
<i>Scutellospora calospora</i>	X	X		
<i>Scutellospora pellucid</i>	X			X
<i>Scutellospora scutata</i>	X	X	X	X
Morfoespecies totales	19	18	14	15

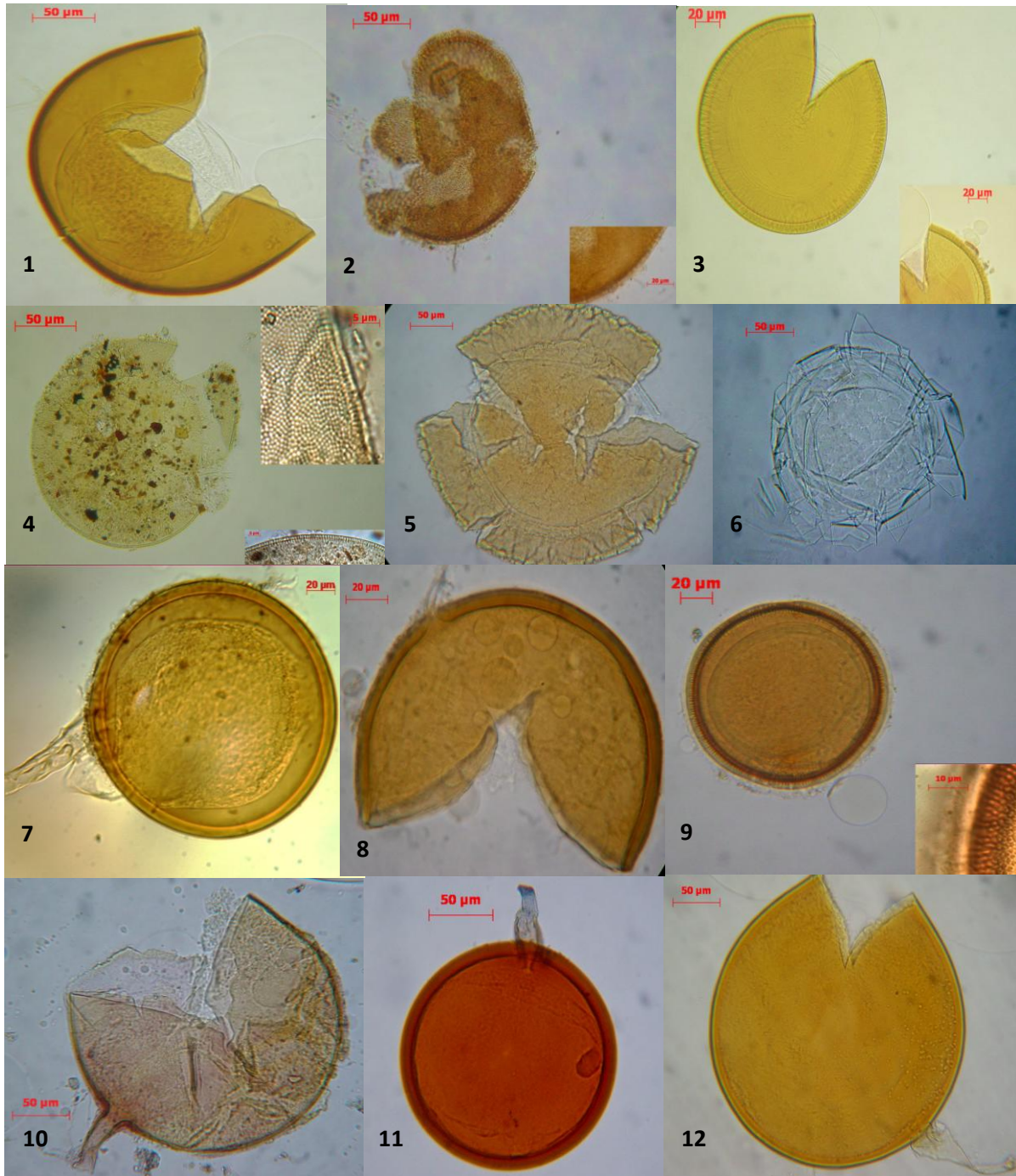


Figura 1. Fotografías de las 26 morfoespecies de HMA determinados en muestras de suelo de campo y cultivos trampa provenientes de tres matorrales xerófilos del Valle del Mezquital, Hgo. **1.** *Acaulospora laevis* **2.** *Acaulospora denticulata* **3.** *Acaulospora* aff. *mellea* **4.** *Acaulospora spinosa* **5.** *Ambispora appendicula* **6.** *Ambispora* sp 1. **7.** *Claroideoglopus* aff. *Claroideum* **8.** *Claroideoglopus etunicatum* **9.** *Entrophospora infrequens* **10.** *Funneliformis mosseae* **11.** *Funneliformis geosporum* **12.** *Gigaspora ramisporophora*.

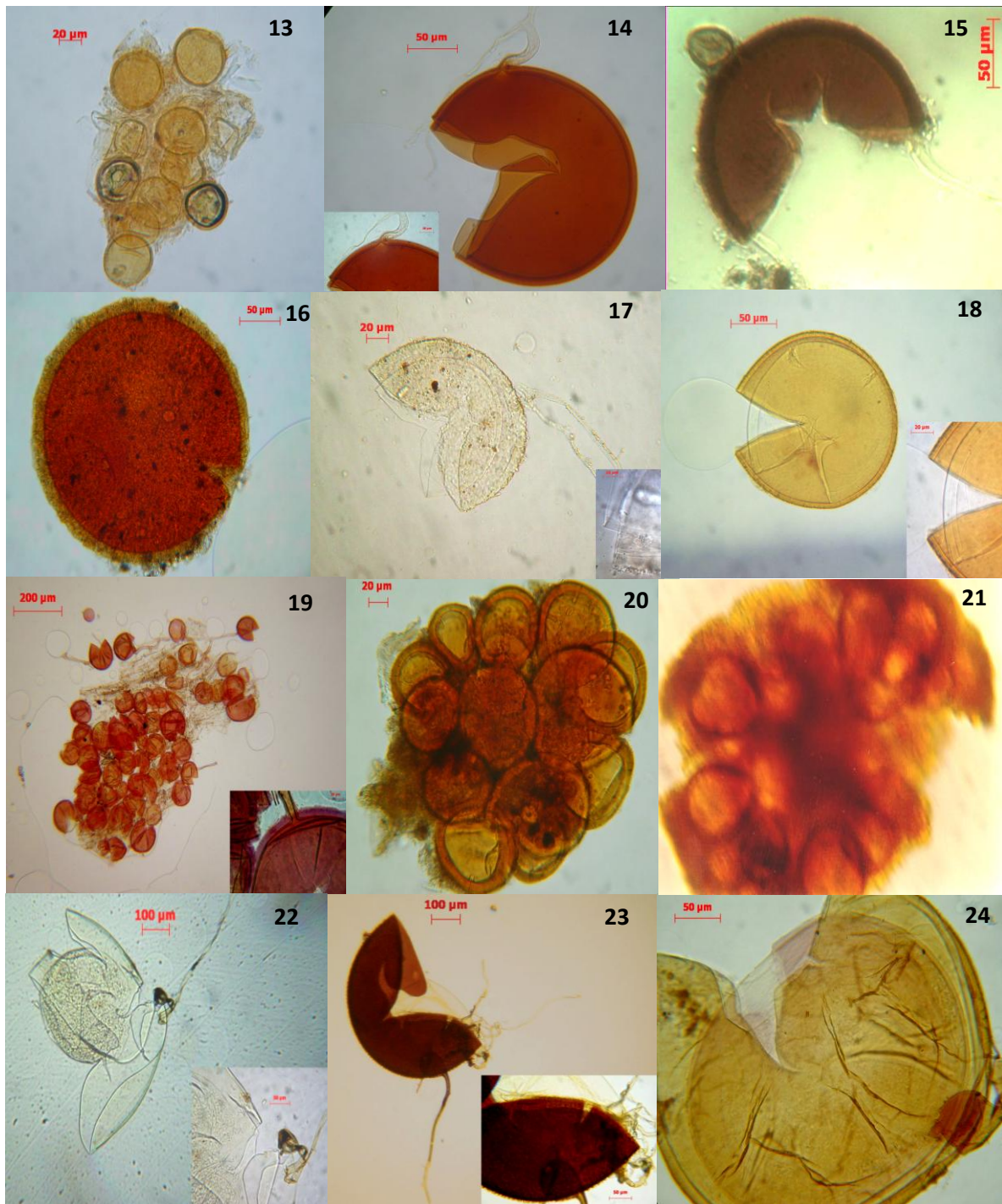


Figura 1 (continuación) 13. *Glomus aggregatum* 14. *Glomus caesaris* 15. *Glomus globiferum* 16. *Glomus tortuosum* 17. *Pacispora scintillans* 18. *Pacispora* sp. 1. 19. *Rhizophagus intraradices* 20. *Sclerocystis rubiformis* 21. *Sclerocystis sinuosa* 22. *Racocetra fulgida* 23. *Racocetra gregaria* 24. *Scutellospora calospora*.

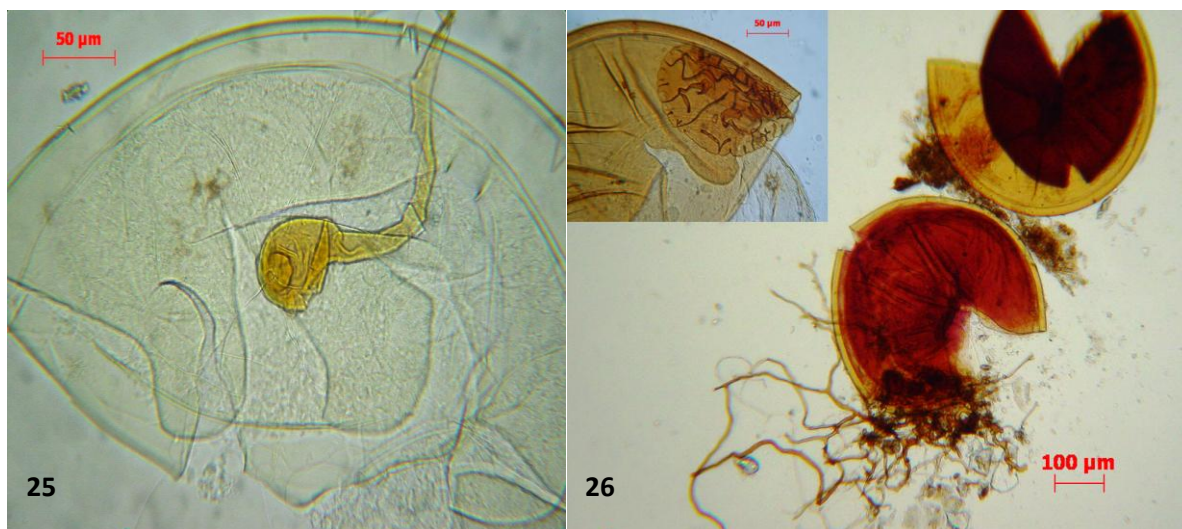


Figura 1 (continuación). 25. *Scutellospora pellucida* 26. *Scutellospora scutata*.

Riqueza y diversidad de HMA

Los estimadores de riqueza no paramétricos: riqueza observada (S_{obs}) y Chao2 aplicados a las morfoespecies determinadas de los HMA registrados en cada sitio y estación mostraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) (Fig. 2). En la estación de lluvias, el sitio Rincón (S3) mostró mayor riqueza de especies con respecto a los sitios S1 y S2 (Fig. 2A), aunque fue en la estación seca donde alcanzó el mayor valor de riqueza para todos los sitios (Fig. 2B). La comparación entre estaciones mostró diferencias para ambos estimadores en el sitio González (S2) y Rincón (S3), pero no en Bingu (S1); en todos los casos el sitio Rincón (S3) donde coexisten ambas leguminosas mostró mayor riqueza en morfoespecies de HMA.

La diversidad de especies de HMA estimada con los índices Shannon-Weiner y Simpson mostraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los sitios y estaciones. En la estación de lluvias, el sitio Rincón (S3) fue diferente estadísticamente ($p \leq 0.05$) de los sitios Bingu (S1) y González (S2) para ambos índices (Fig. 3). En la estación seca las diferencias fueron más acentuadas y el estimador de Simpson mostró mayor diversidad de HMA que en el sitio Rincón (S3). Las diferencias en diversidad entre estaciones para el mismo sitio fue significativamente diferente ($p \leq 0.05$) en S2 (González) y S3 (Rincón) pero no en S1 (Bingu).

La curva de rarefacción fue obtenida para cada sitio y estación, la curva mostró un patrón similar entre la estación de lluvias y la seca, aunque el número de individuos

prácticamente se triplica en la estación seca (Fig. 4). En ambas estaciones el sitio S3 (Rincón) mostró mayor riqueza de morfoespecies de HMA, le siguió el sitio con dominancia de *M. biuncifera* (S2), el sitio menos diverso resulto ser S1.

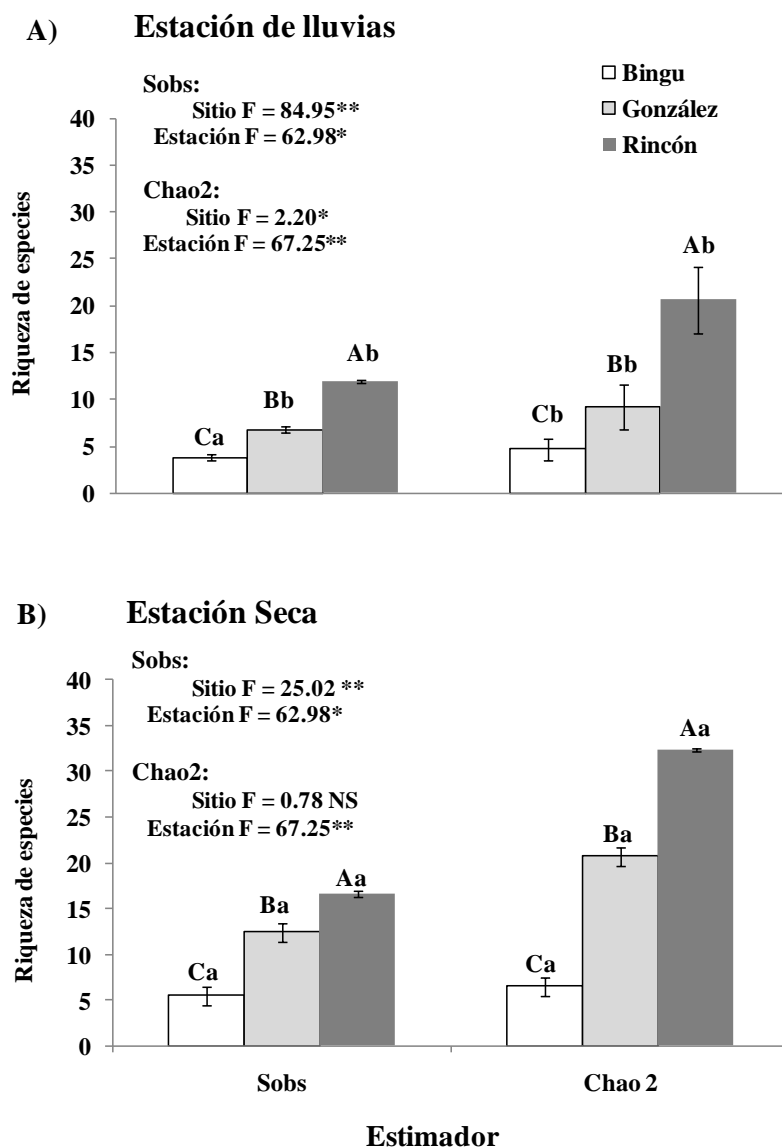


Figura 2. Riqueza de morfoespecies de hongos micorrizógenos arbusculares observada (S_{obs}) y estimada (Chao 2) para los matorrales Bingu, González y Rincón, del Valle del Mezquital, Hidalgo. Diferentes letras mayúsculas (A, B, C) indican diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0.05$) entre sitios, mientras que diferentes letras minúsculas (a, b) indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre estaciones para el mismo sitio, cada barra incluye su correspondiente desviación estándar.

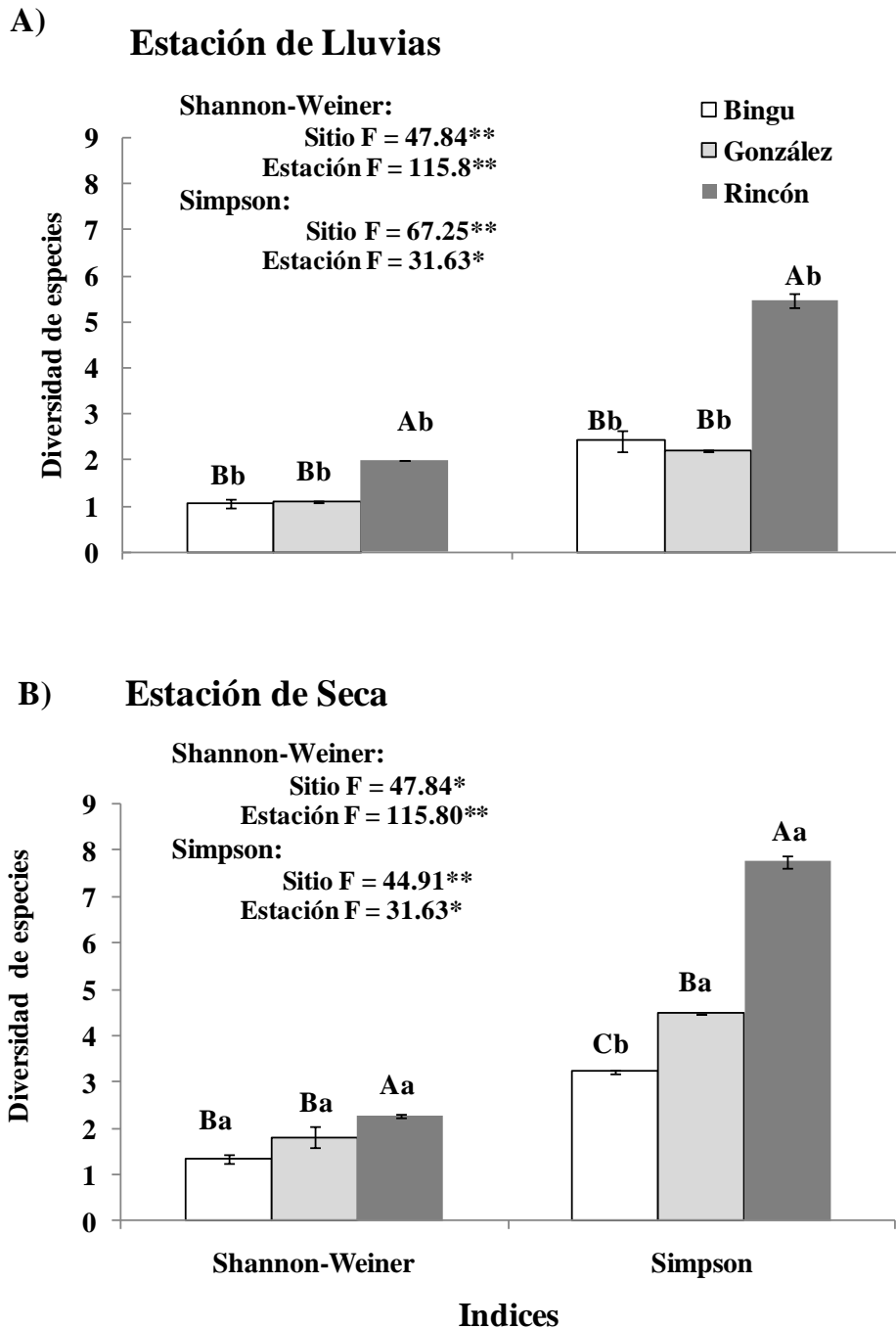


Figura 3. Índices de diversidad (Shannon-Weiner y Simpson) en tres matorrales Bingu, González y Rincón del Valle del Mezquital. Diferentes letras mayúsculas (A, B, C) indican diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0.05$) entre sitios, mientras que diferentes letras minúsculas (a, b) indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre estaciones para el mismo sitio, cada barra incluye su correspondiente desviación estándar.

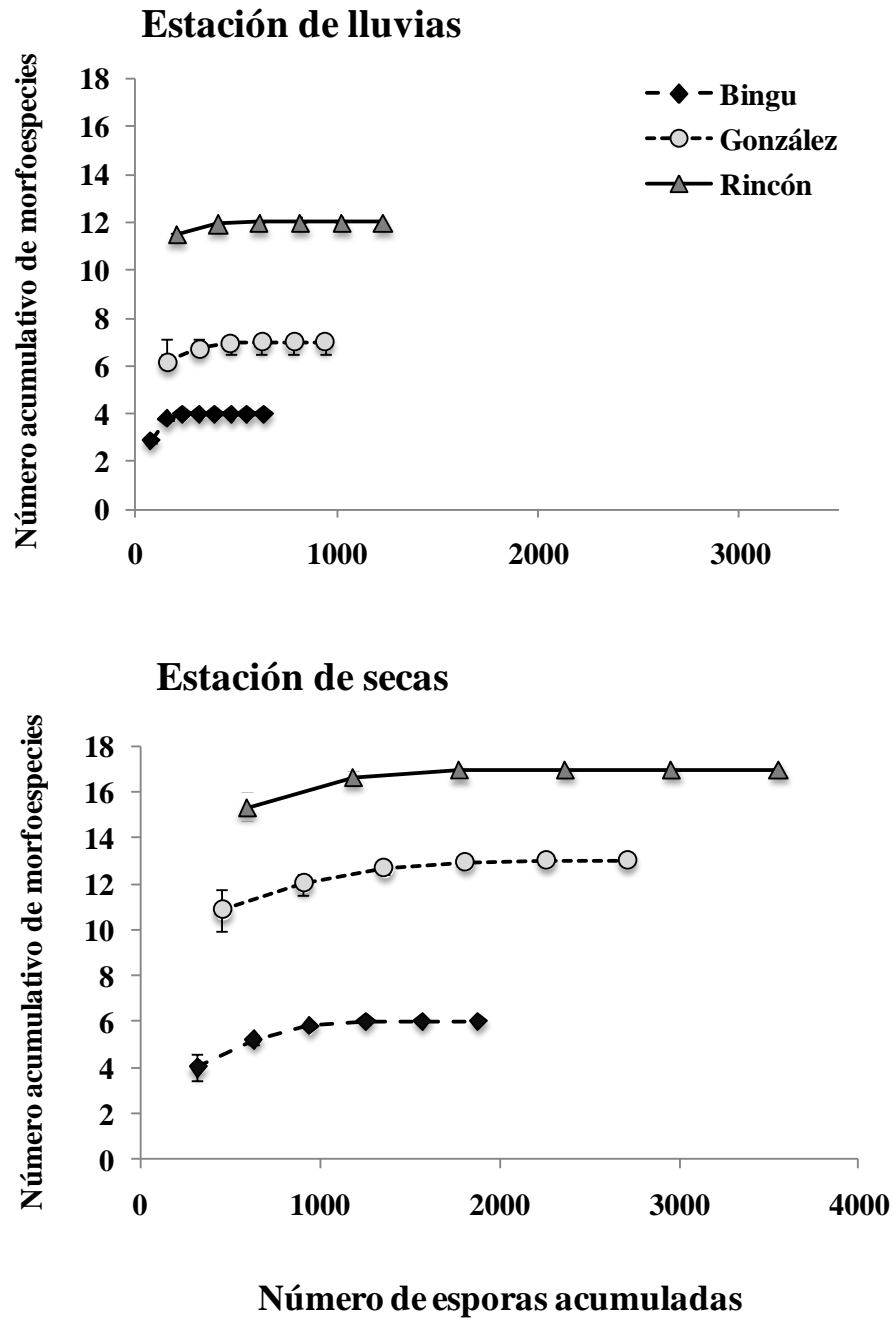


Figura 4. Número de morfoespecies de hongos micorrizógenos arbusculares acumulado estimado como función del número de esporas acumuladas (curvas de rarefacción) para los matorrales Bingu, González y Rincón en el Valle del Mezquital, Hidalgo. Se muestra la media y la desviación estándar.

Riqueza y diversidad de HMA asociados a *P. laevigata* y *M. biuncifera*

La riqueza de los HMA del suelo asociado a las leguminosas *P. laevigata* y *M. biuncifera*, se evaluó mediante los estimadores S_{obs} y Chao 2. La comparación se realizó considerando los microhábitats : área abierta (AA) e isla de recursos (IR) para cada especie. En la estación de lluvias los estimadores no muestran diferencias estadísticas entre los microhábitats de ambas leguminosas (AA vs IR; Fig. 5). La comparación para el mismo microhábitat entre las especies mostró diferencias significativas: *M. biuncifera* alcanzó valores mayores de riqueza en la estación de lluvias (Fig. 4A). En secas los valores de S_{obs} y Chao 2 no mostraron diferencias entre microhábitats para ninguna de las leguminosas (Fig. 4B), en esta estación la diferencia entre especies fue significativa ($p \leq 0.05$) solo para S_{obs} pero no para Chao 2. La comparación entre estaciones para los mismos microhábitats , no mostraron diferencias estadísticas con S_{obs} para ninguna de las leguminosas, la misma comparación con el estimador Chao 2 mostró diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en ambas leguminosas.

La diversidad de morfoespecies de hongos MA asociadas a los microhábitats AA e IR en las dos leguminosas, se estimó con los índices de Shannon-Weiner y Simpson. En la estación de lluvias se encontró diferencias significativas ($p \leq 0.05$) para ambas leguminosas con el índice de Shannon-Weiner, la diversidad fue mayor en la condición IR (Fig. 5A). El índice de Simpson no mostró diferencias estadísticas entre microhábitats en *P. laevigata*: en el caso de *M. biuncifera* si hubo diferencias ($p \leq 0.05$). La comparación para el mismo microhábitat entre especies mostro diferencias significativas con ambos índices ($p \leq 0.05$).

En la estación seca la diversidad fue diferente entre microhábitats (AA vs IR) en *M. biuncifera* (Fig. 6B), con el índice de Simpson se encontraron diferencias entre microhábitats en ambas leguminosas; los valores mayores se asociaron al microhábitat IR. La comparación entre especies mostró diferencias estadísticas para ambos índices ($p \leq 0.05$), las diferencias entre las estaciones con el índice de Shannon-Weiner mostro diferencias estadísticas solo para el microhábitat AA de *M. biuncifera* ($p \leq 0.05$); con el índice de Simpson las diferencias fueron significativas entre condiciones (AA vs IR) para ambas leguminosas los valores más altos se registraron en el microhábitat IR (Fig. 6).

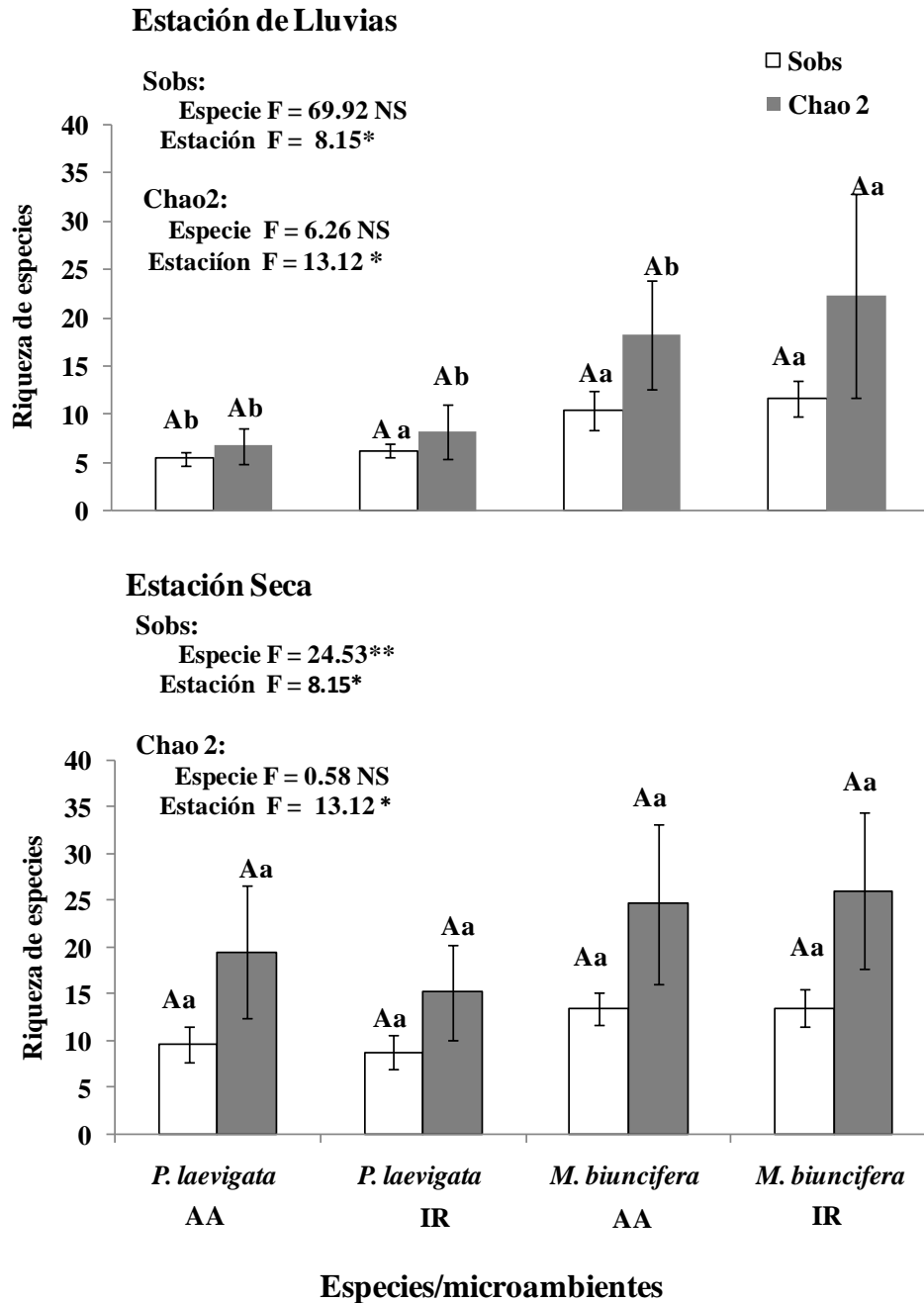


Figura 5. Riqueza de morfoespecies de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares observada (S_{obs}) y estimada (Chao 2) para dos microhábitats área abierta (AA) e isla de recursos (IR) asociados a *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*. Diferentes letras mayúsculas (A, B) indican diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0.05$) entre microhábitats de la misma especie, mientras que diferentes letras minúsculas (a, b) indicaron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre estaciones para el mismo microhábitat y especie. Cada barra incluye su correspondiente desviación estándar.

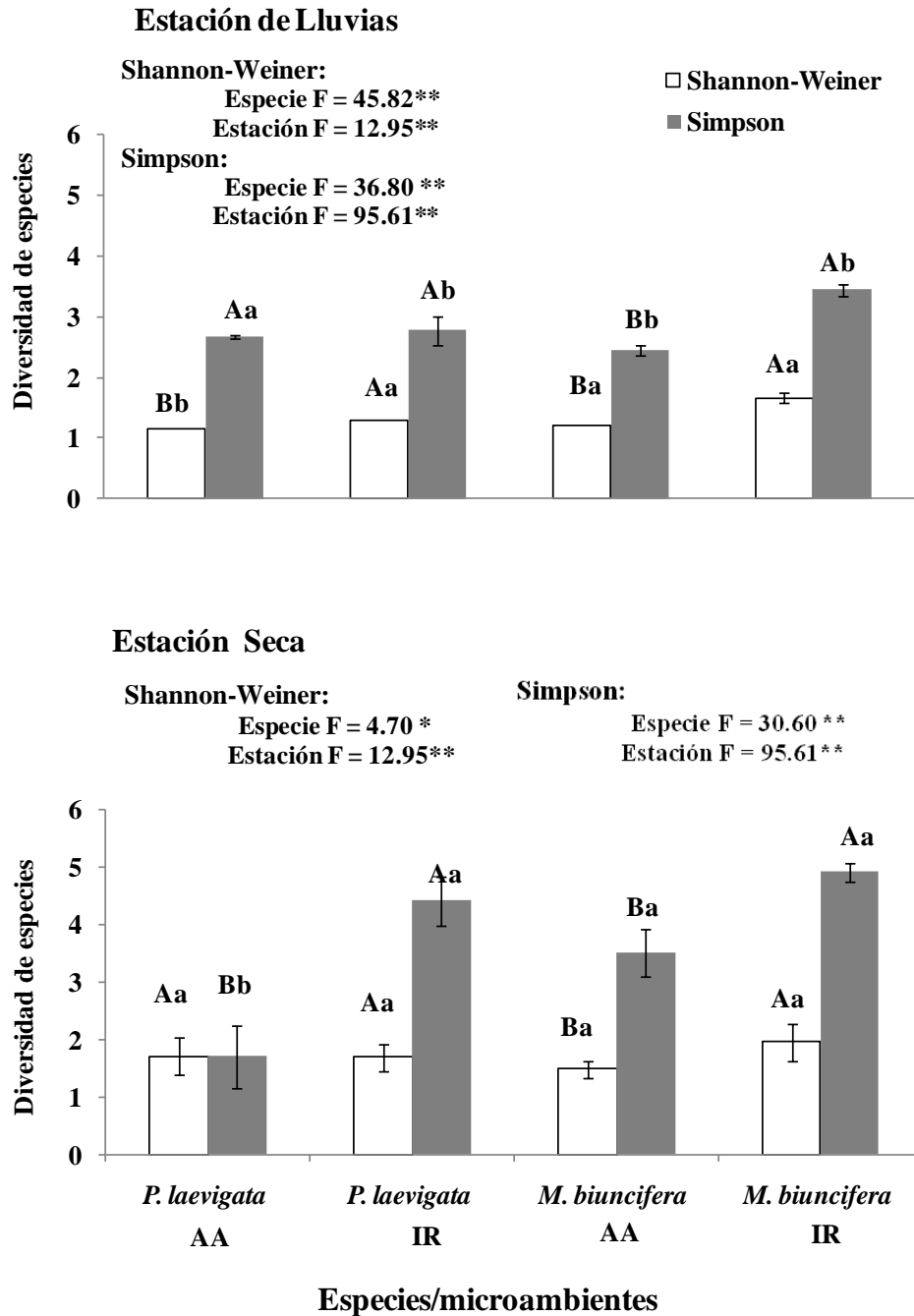


Figura 6. Índices de diversidad (Shannon-Weiner y Simpson) para dos microhábitats área abierta (AA) e isla de recursos (IR) asociados a *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*. Se muestra la media y la desviación estándar. Diferentes letras mayúsculas (A, B) indican diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0.05$) entre microhábitats, diferentes letras minúsculas (a, b) indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre estaciones para el mismo microhábitat. Cada barra incluye su correspondiente desviación estándar.

Las curvas de rarefacción para los dos microhábitats (AA e IR) y las dos leguminosas mostraron en la estación de lluvias que *M. biuncifera* tuvo mayor riqueza de HMA que *P. laevigata*. En *M. biuncifera* el microhábitat IR presentó mayor riqueza de especies de HMA que el microhábitat AA. En el caso de *P. laevigata* el microhábitat IR presentó mayor riqueza que el microhábitat AA (Fig. 7). En la estación seca las curvas de rarefacción se acercaron mucho entre los microhábitats para ambas leguminosas, e incluso entre especies, sin embargo, *M. biuncifera* mostró mayor riqueza de especies de HMA comparado con *P. laevigata* (Fig. 7), las curvas no mostraron diferencias entre los microhábitats AA e IR para ninguna de las especies. La comparación entre las curvas de lluvias y secas mostró diferencias entre ellas, la estación seca mostró tres veces más esporas acumuladas con respecto al número de esporas acumuladas en la estación de lluvias, cabe mencionar que en este caso el número de esporas de los hongos MA equivale al número de individuos.

La figura 8 muestra la densidad de esporas encontradas en cada sitio, especie y microhábitat, en la estación de secas, en todos los sitios, especies y microhábitat se encontró mayor número de esporas con respecto a la estación de lluvias, en todos los casos existieron diferencias estadísticas entre los microhábitats AA (mayor número de esporas) e IR (menor número de esporas), en la estación de lluvias en el sitio 1 (Bingu) no existieron diferencias entre AA e IR, para los sitios S2 y S3 las diferencias fueron significativas ($p \leq 0.05$) entre microhábitats, en la figura se observa la prevalencia en número de esporas en el suelo asociado a *M. biuncifera* con respecto al suelo asociado a *P. laevigata*, en particular, en el sitio S2 se encontró la mayor cantidad de esporas en los dos microhábitats.

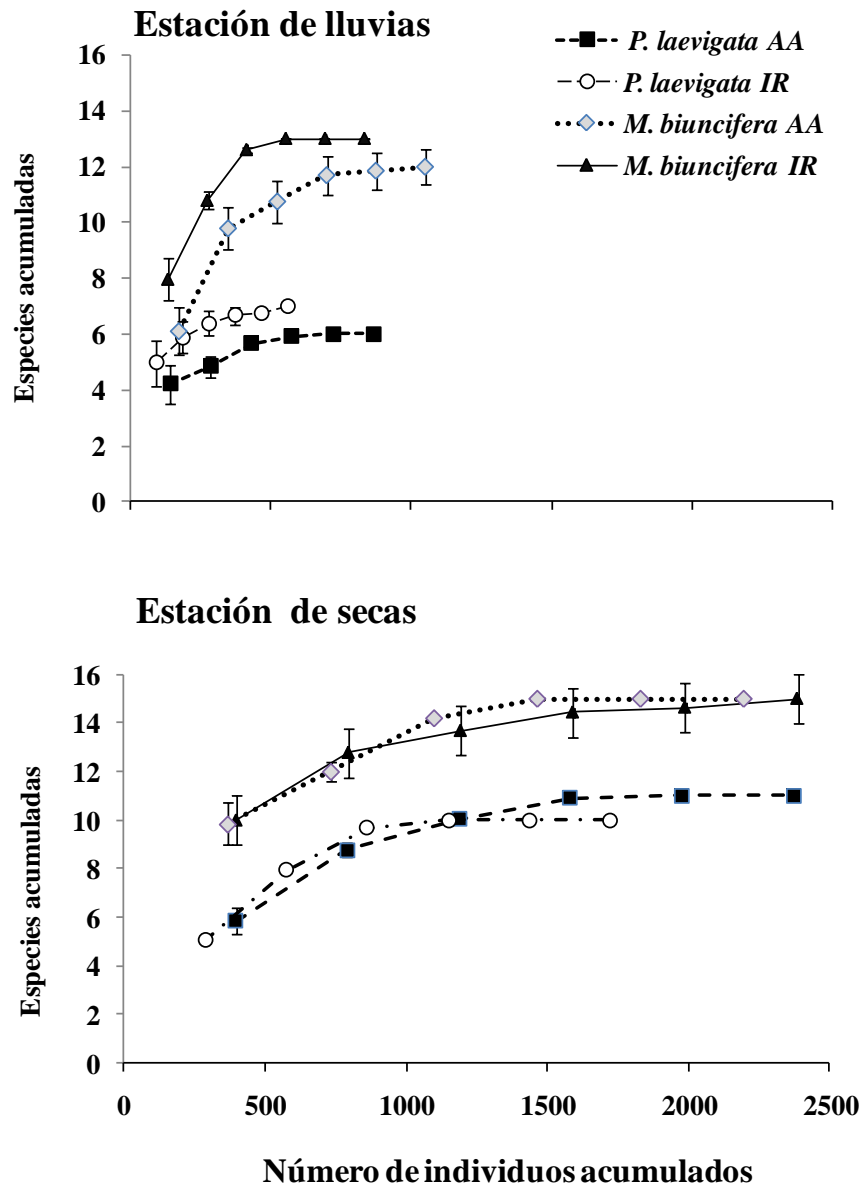


Figura 7. Número de morfoespecies de HMA estimado, acumulado como función del número de individuos acumulado (curvas de rarefacción) para dos microhábitats área sin vegetación (AA) e isla de recursos (IR) asociados a *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* en los matorrales: Bingu, González y Rincón, en las estaciones seca y de lluvias, ubicados en el Valle del Mezquital Hidalgo. Se muestra la media y la desviación estándar.

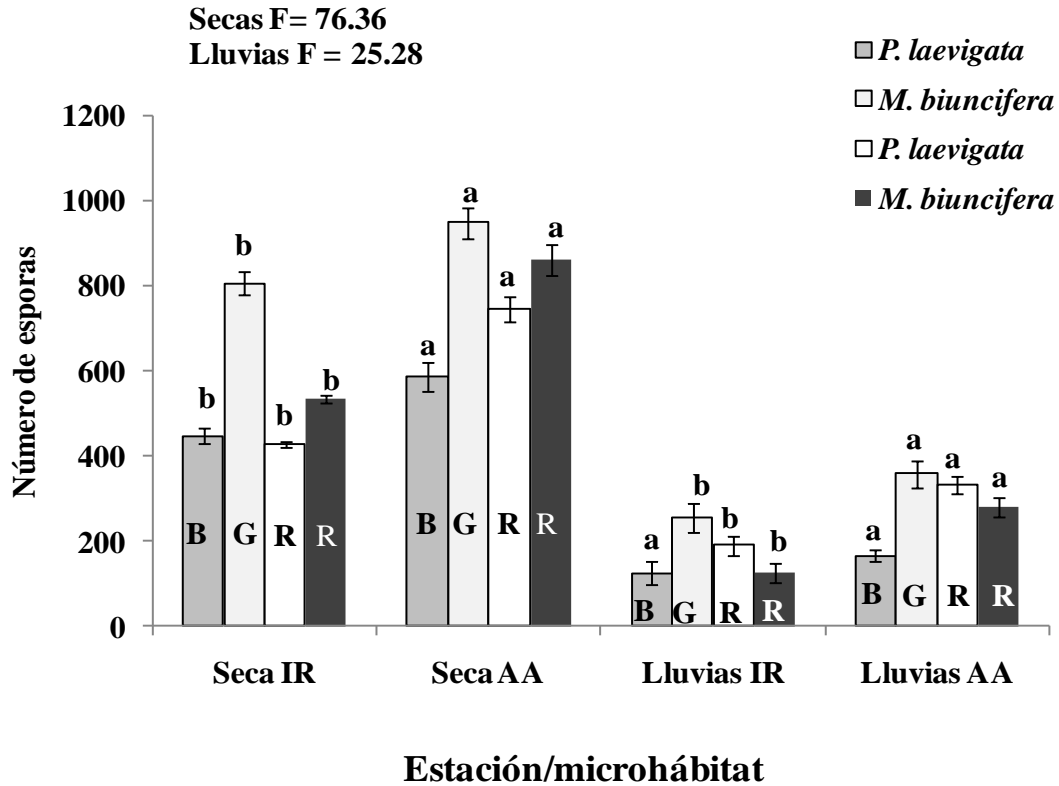


Figura 8. Densidad de esporas para los microhábitats área abierta (AA) e isla de recursos (IR) asociados a las leguminosas *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* en los matorrales: Bingu (B), González (G) y Rincón (R), ubicados en el Valle del Mezquital. Se muestra la media y la desviación estándar. Diferentes letras (a, b) indican diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0.05$) entre microhábitats. Cada barra incluye su correspondiente desviación estándar.

Discusión

En los matorrales del Valle del Mezquital se encontró que el sitio con la presencia de ambas leguminosas *P. laevigata* y *M. biuncifera* (S3) tuvo mayor riqueza con 21 morfoespecies de esporas de HMA, que los sitios donde domina alguna de las leguminosas (S1 y S2) en donde se presentaron 9 y 12 morfoespecies respectivamente. En general, se considera que la riqueza de esporas de los HMA con 26 morfoespecies es buena ya que entra en el intervalo que Fitter *et al.* (2004) menciona para los ecosistemas naturales y que Varela

(2000) ha señalado para los ecosistemas en México. La riqueza de morfoespecies no fue diferente entre la estación de lluvias y secas. La riqueza de los matorrales se reflejó en el valor de los estimadores utilizados (S_{obs} y Chao 2). Sin embargo, en los matorrales S1 y S2 existió mayor densidad de esporas de los HMA con dominancia de *Glomus* y de *Funneliformis mosseae* lo que puede ser resultado del disturbio que han sufrido los matorrales por el cambio en el uso de la tierra lo que conlleva a eliminar la cobertura vegetal original y sustituirla por comunidades secundarias, similar a lo encontrado por Johnson (1993) en comunidades perturbadas de pastizal.

En el sitio Rincón (S3) la diversidad de morfoespecies de HMA fue mayor, justo donde la comunidad arbustiva fue más diversa (capítulo I), posiblemente como resultado del mecanismo de sinergias que la simbiosis planta-hongo micorrizógeno establece. Johnson (1993) sugiere como efecto bidireccional de la comunidad riqueza HMA-riqueza vegetal. Además, la presencia de los géneros *Gigaspora*, *Scutellospora* y *Racocetra* indicaron buena condición del ecosistema, estos géneros fueron señalados por Allen *et al.* (1998) como géneros asociados a buenas condiciones de la vegetación. En este trabajo estos géneros se encontraron en el sitio 3 (Rincón) donde coexisten ambas leguminosas.

Los resultados mostraron un marcado efecto estacional en la riqueza y diversidad de morfoespecies de HMA, autores como Varela (2000) mencionan que en los ecosistemas naturales no perturbados se han encontrado entre 5 y 30 especies de HMA, en este caso, en el sitio S3 se registraron 21 morfoespecies lo que sugiere que la presencia de las dos leguminosas favoreció la diversidad de los HMA, esto como resultado del enriquecimiento del suelo y con ello la mayor disponibilidad de recursos como agua, o temperaturas favorables para el crecimiento del hongo (Gavito *et al.*, 2008).

En este estudio fue muy notorio el efecto de *M. biuncifera* sobre los HMA. Tanto en los microhábitats (AA e IR), como en las estaciones de lluvia y secas, presentó mayor densidad y diversidad de esporas. La especie *M. biuncifera* coloniza los terrenos cuando son abandonados después de un cultivo, dando origen a la vegetación secundaria, lo que sugiere una etapa serial intermedia, y por ello presentó mayor diversidad de HMA como se ha encontrado en otros matorrales (Varela 2000) aunque contrario a lo propuesto por Allen *et al.* (1995), al indicar menciona que las plantas de mayor tamaño presentan mayor diversidad

de hongos micorrizógenos. Lo que contrasta con lo observado para *P. laevigata* la cual es una especie de mayor talla, que presentó menor diversidad de HMA. Estos hongos son mutualistas obligados de las plantas, en condiciones restrictivas la relación se torna muy estrecha (Hart y Klironomos 2002) lo que puede modificar la diversidad vegetal existente (Allen *et al.* 2003, Hart *et al.* 2003). Otra posibilidad es que *M. biuncifera* actué como trampa para las esporas, o bien que la menor cantidad de recursos disponibles en el suelo reduzca el establecimiento de especies herbáceas, por lo que los HMA aumentarán la producción de esporas como mecanismo de supervivencia, mientras que en *P. laevigata* los HMA se expresen formando micorriza con las plantas asociadas bajo su dosel (Frías-Hernández *et al.* 1999), y no en forma de esporas, por lo que la diversidad evaluada a través de las esporas pueda estar subestimada.

Las variaciones estadísticas observadas en el número de esporas en las diferentes estaciones del año se explican en función de las características microambientales como la disponibilidad de agua, el pH y la concentración de fósforo son recursos que disminuyen durante la estación seca, y se incrementan con la presencia del agua en la estación de lluvias, siguiendo un patrón estacional.

Allen (1989) y Bathia *et al.* (1998) mencionan que hay especies de HMA que se asocian positiva o negativamente a las condiciones de estacionalidad que prevalecen en los diferentes ecosistemas, aunque ahora se sabe que la respuesta de los HMA puede ser compleja, ya que los HMA se pueden comportar como una especie parasita que no le da ventajas a la planta, o por el contrario ser indispensable para la planta, por ello toma relevancia saber que hongos son los que componen la comunidad fúngica y la función que tienen en el ecosistema, sugiriendo que es importante la identidad de los simbiontes micorrízicos (Johnson *et al.* 1997, Gavito *et al.* 2008).

En este trabajo se encontró que en *M. biuncifera*, en los microhábitats (AA e IR) y en las estaciones de lluvias y seca presentó mayor riqueza, densidad de esporas y diversidad de morfoespecies de HMA, sugiriendo que esta especie es clave como reservorio de esporas y seguramente de otros microorganismos del suelo que son muy importantes para conservar la biodiversidad edáfica. En particular, los HMA nativos son necesarios para conservar a las especies forestales de estos ecosistemas e incluso para favorecer su recuperación, en

particular de los HMA asociados al suelo del dosel de la especie *M. biuncifera* que es una especie que protege al suelo y promueve su formación en etapas posteriores al disturbio de los matorrales xerófilos del Valle del Mezquital.

Es posible concluir que existió un efecto de sitio sobre la riqueza y diversidad de los HMA, sin embargo, el mayor efecto lo ejerció la especie *M. biuncifera*, por su muy importante función como reservorio de esporas. Por otra parte *P. laevigata* puede favorecer la propagación de los HMA por lo que su papel en el matorral también es importante; finalmente en la comunidad de Rincón donde coexisten ambas leguminosas resulto ser el matorral con mayor diversidad de HMA, lo que permitió aceptar la hipótesis de forma parcial, las leguminosas coexistentes forman microhábitats más complejos.

Literatura citada

- Allen EB, Allen MF, Egerton WL, Corkidi L and Gómez-Pompa A. 2003. Impacts of early and late-seral mycorrhizae during restoration in seasonal tropical forest, México. *Ecological Applied* 13:1701-1717.
- Allen EB, Allen MF, Helm DJ, Trappe JM, Molina R. and Rincon E. 1995. Patterns and regulation of mycorrhizal plant and fungal diversity. *Plant and Soil* 170:47-62.
- Allen EB. 1989. The restoration of disturbed arid landscapes with special reference to mycorrhizal fungi. *Journal of Arid Environments* 17:279-286.
- Allen EB, Rincón E, Allen MF, Pérez-Jiménez A and Huante P. 1998. Disturbance and seasonal dynamics of mycorrhizae in a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 30:261-274.
- Anderson AJ. 1988. Mycorrhizae-host specificity and recognition. *The American Phytopathological Society* 78:375-378.
- Azcon-Aguilar C, Palenzuela J, Roldan A, Bautista S, Vallejo R and Barea JM. 2003. Analisis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere of representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands. *Applied Soil Ecology* 22:29-37.
- Bathia NP, Adholeya A and Sharma A. 1998. Biomass production and changes in soil productivity during long term cultivation of *Prosopis juliflora* (Swartz) DC inoculated

- with VA mycorrhizae and *Rhizobium* spp. In a semi-arid wasteland. *Biology and Fertility of Soils* 26:208-214.
- Camargo-Ricalde SL, Grether R, Martínez-Bernal A, García-García V y Barrios-del-Rosal S. 2001. Especies útiles del género *Mimosa* (Fabaceae-Mimosoideae) en México. *Boletín Sociedad Botánica de México* 68:33-44.
- Camargo-Ricalde SL and Dhillion SS. 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 SL y Esperón-Rodríguez M. 2009. Efecto de las islas de recursos sobre la abundancia de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México. Pp 103-118 en Javier Álvarez Sánchez (ed). *Ecología de las micorrizas arbusculares y restauración de ecosistemas*. Las prensas de Ciencias.
- Colwell RK. 2006 EstimateS V6 01b1. Statistical estimation of species richness and shared species richness and shared species from samples. User Guide and Application.
- Daniels N and Skipper H. 1982. Methods for the recovery and quantitative estimation of propagules from soil. In: *Methods and principles of mycorrhizal research*. American Phytopathology Society. Washington DC. USA.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2006. Word reference base for soil resources (WRB). *World Soil Resources Reports* 103 Rome, Italy.
- Fitter A.H., Heinemeyer A., Husband R., Olsen E., Ridgway KP and Staddon PL. 2004. Global environmental change and the biology of arbuscular mycorrhizas: gaps and challenges. *Canadian Journal of Botanic* 82:1133-1139.
- Frías-Hernández JT, Aguilar LL, Olalde-Portugal V, Balderas JA, Gutiérrez LG, Alvarado JJ, Castro J, Vargas H, Albores A and Dendooven L. 1999. C and N soil characteristics in a semiarid highlands of Central Mexico as affected by mesquite trees (*Prosopis laevigata*). *Arid Soil Restoration and Rehabilitation* 13:305-312.
- Galindo AS and García-Moya E. 1986. The uses of mesquite (*Prosopis* spp.) in the highlands of San Luis Potosí México. *Forest Ecology and Management* 16:49-56.
- García-Moya E and McKell CM. 1970. Contribution to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology* 51:81-88.

- Gavito ME, Pérez-Castillo D, González-Monterrubio CF, Vieyra-Hernández and M. Martínez-Trujillo. 2008. High compatibility between arbuscular mycorrhizal fungal communities and seedlings of different land use types in a tropical dry ecosystems. *Mycorrhiza* 19:47-60.
- Gavito ME y Varela L. 1993. Seasonal dynamics of mycorrhizal associations in maize fields under low put agriculture. *Agriculture Ecosystems Environments* 45:275-282.
- Gerdermann JH and Nicholson TH. 1963. Spores of mycorrhizal endogene species extracted from soil by wear-sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological Society* 46:235-244.
- González-Quintero L. 1968. Tipos de vegetación del Valle del Mezquital, Hgo. Departamento de Prehistoria. Instituto Nacional de Antropología e Historia. México.
- González-Ruiz T, Rodríguez ZS and Ferrera-Cerrato R. 2008. Fertility islands around *Prosopis laevigata* and *Pachycereus hollianus* in the drylands of Zapotitlán Salinas, México. *Journal of Arid Environments* 72:1202-1212.
- Guadarrama-Chávez P. 2008. Diversidad y funcionalidad de los hongos micorrizógenos arbusculares en comunidades secundarias de selva baja caducifolia. Tesis de doctor en ciencias. Facultad de Ciencias. UNAM.
- Guadarrama-Chávez P, Camargo-Ricalde SL, Hernández-Cuevas L y Castillo-Arguero S. 2007. Los hongos micorrizógenos arbusculares de la región de Nizanda, Oaxaca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 81:133-139.
- Hart M and Klironomos JN. 2002. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem functioning. Pp. 225-242 en MGA Heidjen van der, IR Sanders (eds). *Mycorrhizal ecology*. Ecological studies 157. Springer-Verlag, New York. USA.
- <http://invam.caf.wvu.edu/>
- <http://www.lrz-muenchen.de/~schuessler/amphylo/>
- Husband R, Allen HE and Young WJP. 2002. Temporal variation in the arbuscular mycorrhizal communities colonizing seedlings in a tropical forest. *Microbiology Ecology* 42: 131-136.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1987. Carta climática Hoja Pachuca del estado de Hidalgo. Escala 1:250 000. México.

- Jasper DA, Abbott LK and Robson AD. 1989. Hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus maintain infectivity in dry soil, except when the soil is disturbed. *New Phytologist* 112:101-107.
- Johnson CN, Graham JH and Smith FA. 1997. Functioning of mycorrhizal associations along the mutualism-parasitism continuum. *New Phytologist* 135:575-586.
- Johnson CN. 1993. Can fertilization of soil select less mutualistic mycorrhizae?. *Ecological Applications* 3:749-757.
- Klironomos JN and Hart M. 2000. Colonization of roots by arbuscular mycorrhizal fungi using different sources of inoculum. *Mycorrhiza* 12:181-184.
- Leigh J, Hodge A and Fitter HA. 2009. Arbuscular mycorrhizal fungi can transfer substantial amounts of nitrogen to their host plant from organic material. *New Phytologist* 181:199-207.
- Li LF, Li T and Zhao ZW. 2007. Differences of arbuscular mycorrhizal fungal diversity and community between a cultivated land, and old field, and never-cultivated field in a hot and arid ecosystem of southwest China. *Mycorrhiza* 17:655-665.
- Luna-Suárez S, Frías-Hernández JT, Olalde-Portugal V and Dendooven L. 2000. Catclaw (*Mimosa biuncifera*): a pest or means to restore soil fertility in heavily erodes soil from the central highlands of Mexico? *Biological Fertility Soils* 32:109-113.
- Mangan SA, Eom AH, Adler GH, Yavitt JB and Herrera EA. 2004. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi across a fragmented forest in Panama: insular spore communities differ from mainland communities. *Oecologia* 141:687-700.
- McGee P. 1989. Variation in propagule numbers of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in a semiarid soil. *New Phytologist* 92:28-33.
- Montaño ANM, García-Sánchez R, Morales GF y Ochoa de la RG. 2008. Micorrizas arbusculares de islas de fertilidad de mezquite en dos matorrales semiáridos: su efecto en la morfología de *Bouteloua curtipendula*. En Montaño ANM, Camargo-Ricalde SL, García-Sánchez R y Monroy-Ata A. (eds). *Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos*. Mundi-Prensa, INE-SEMARNAT, UAM-Iztapalapa, FES-Zaragoza UNAM. México.

- Oehl F, Sieverding E, Ineichen K, Boller T and Wiemken A. 2005. Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi at different soil depths in extensively and intensively managed agroecosystems. *New Phytologist* 165:273-283.
- Reynolds JF, Virginia RA, Kemp PR, de Soyza AG and Tremmel DC. 1999. Impact of drought on desert shrubs: effects of seasonality and degree of resource islands development. *Ecological Monographs* 69:69-106.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa. México.
- Smith SE and Read DI. 2008. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press, San Diego, USA.
- Statsoft INC. 2000. *Statistica for Windows vers. 6*. Tulsa. OK, Tulsa.
- Tilman D, Wedin, D and Knopps J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379:718-720.
- van der Heijden MGA, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglis P, Streinwolf-Engel R, Boller T, Wiemken A and Sanders IR. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396:69-72.
- Varela L y Trejo D. 2001. Los hongos micorrizógenos arbusculares como componentes de la biodiversidad del suelo en México. *Acta Zoológica Mexicana*. Número 1:39-51.
- Varela FL. 2000. Estudio de la micorriza y hongos micorrizógenos en un matorral secundario establecido en el cerro de Tepeticpac, Tlaxcala, México. Tesis de doctorado. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México.
- Varma A. 1995. Ecophysiology and application of arbuscular mycorrhizal fungi in arid soils. En: Pp.561-592 In Varma A and B. Hock (eds). *Mycorrhiza Structure, Function Molecular Biology and Biotechnology*. Springer-Berlag. Berlin.
- Wang G, Stribley DG, Tinker PB and Walker C. 1985. Soil pH and vesicular-arbuscular mycorrhizae. Pp 219-224 In HA Fitter, D. Atkinson, DJ Read y MB Usher (eds). *Ecological interactions in soils, plant, microbes and animals*. Blackwell Scientific Publishers.
- Warner NJ, Allen MF and MacMahon JA. 1987. Dispersal agents of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in a disturbed arid ecosystem. *Mycologia* 79:721-730.

CAPÍTULO III

Efecto de los hongos micorrizógenos arbusculares autóctonos de matorrales xerófilos del Valle del Mezquital, en el crecimiento de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*

¹³Rosalva García Sánchez, ²Alejandro Alarcón, Lucía Varela, ¹Edmundo García Moya

¹Posgrado en Botánica, Colegio de Postgraduados, C.P. 56230. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

²Posgrado en Edafología, Colegio de Postgraduados, C.P. 56230. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México

³Unidad de Investigación en Ecología Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza (FES Zaragoza), Universidad Nacional Autónoma de México. AP. 0 9230, D.F., México.

Resumen

Esta investigación evaluó el efecto de tres procedencias de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) sobre las variables de crecimiento, estado nutricional y dos variables fisiológicas en plántulas de *Prosopis laevigata* (H. & B.) Johnst y de *Mimosa biuncifera* Benth. en condiciones de invernadero. Los tratamientos evaluados fueron: inoculación con HMA provenientes del suelo bajo el dosel de mezquite del sitio Bingu (T1B), inoculación con HMA provenientes de suelo bajo el dosel de mimosa del sitio González (T2G), inoculación con HMA provenientes de suelo bajo el dosel de mezquite y mimosa del sitio Rincón (T3R), y un tratamiento testigo con filtrado bacteriano de cada suelo (TB). Después de 105 días, se observó en las dos especies vegetales y para todas las variables de crecimiento un incremento debido a la micorrización. Sin embargo, el efecto de la procedencia de los HMA fue diferente para cada leguminosa. En *P. laevigata* la procedencia de los HMA afectó la altura, el peso seco total (PST), el área foliar (AF), la concentración de potasio (K), magnesio (Mg) y la clorofila total. En la concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P) foliar no se detectaron diferencias. En el caso de *M. biuncifera*, la procedencia de los HMA modificaron el PST, el AF, el área foliar específica (AFE), la razón raíz/vástago (RRV), los contenidos de P, K, calcio (Ca), Mg, clorofila total y actividad nitrato reductasa (NR) en hoja. Las dos leguminosas mostraron altos porcentajes de micorrización (>50%), pero *M. biuncifera* mostró mayor índice de dependencia micorrízica. Se concluye que las leguminosas tuvieron respuestas diferentes a la micorrización y a la procedencia de los HMA, los resultados no permiten sugerir patrones de compatibilidad funcional entre las procedencias de los HMA y estas leguminosas, lo que se asocia al número de morfoespecies de HMA que comparten los tres matorrales. El hecho de que los HMA de las tres procedencias conserven su potencial para formar micorriza con éstas leguminosas puede ser importante para comprender como estas especies conservan la dominancia en la cubierta vegetal de los matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo.

Palabras clave: hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), procedencia, dependencia micorrízica, crecimiento, nutrición vegetal.

Introducción

La estabilidad de los ecosistemas terrestres está determinada por su biodiversidad (Tilman *et al.* 1996, Hooper y Vitousek 1997). Así, las comunidades vegetales interactúan con los microorganismos del suelo de múltiples maneras, entre ellos con los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), con quienes las plantas establecen una relación simbiótica que se destaca por los efectos benéficos sobre su crecimiento, nutrición, desarrollo y resistencia a condiciones de estrés (Mukerji 1996, Varma 1998). Sylvia y Williams (1992) mencionan que la simbiosis micorrízica arbuscular no es específica, ya que una especie de hongo puede establecer simbiosis con muchas especies vegetales. La simbiosis exitosa es la que produce beneficios tanto para la planta como para el hongo, esta relación es llamada compatibilidad funcional, ya que no todas las combinaciones planta-hongo micorrizógeno son exitosas, incluso se han documentado relaciones muy cercanas al parasitismo cuando el balance es negativo para alguno de los simbiosistas (Koide y Schreiner 1992, Koide 2000, Camargo-Ricalde 2001).

La compatibilidad funcional se puede evaluar a través del aumento en la biomasa y mejor nutrición de la planta, el fitobionte se puede complementar funcionalmente con muchas o pocas especies de HMA (Ravnskov y Jakobsen 1995). No obstante, cuando el ecosistema es perturbado y cambia la diversidad o la composición de cualquiera de los dos simbiosistas, las posibilidades de establecer simbiosis exitosas se reduce (Sanders 2004, Johnson y Wedin 1997).

La comunidad de HMA puede ser afectada de manera indirecta al disminuir la diversidad de las plantas o al cambiar la composición de las mismas ya que los nuevos hospederos pueden interactuar de manera distinta con la comunidad de los HMA y favorecer a algunas especies más que a otras, cambiando composición y la diversidad de las comunidades de HMA (Johnson *et al.* 2003, Johnson *et al.* 2004). La comunidad de HMA resultante suele tener diferencias en la compatibilidad funcional con la vegetación e influir sobre la productividad y composición vegetal (van der Heijden *et al.* 1998).

El efecto de retroalimentación positiva actúa en los sitios donde las actividades humanas implican la sustitución o remoción de los hospederos vegetales (Dhillon *et al.* 1988, Allen *et al.* 2003), y cuyas alteraciones provocan disminución en la riqueza de morfoespecies de HMA. Sin embargo, no todas las especies que componen la comunidad vegetal dependen

en igual medida de los HMA para su establecimiento y crecimiento. Urcelay y Díaz (2003) proponen un modelo en el que en función del grado de dependencia micorrízica de la planta dominante y de la abundancia de HMA, la diversidad de la comunidad vegetal tenderá a aumentar o a disminuir, por ejemplo, si la planta dominante es muy dependiente de la micorrización, una disminución en el potencial micorrízico del suelo afectará su desarrollo y favorecerá el crecimiento de las especies de plantas subordinadas, aumentando así la diversidad vegetal. Por el contrario, si la especie dominante no tiene gran dependencia hacia los HMA, ocurrirá una disminución de la riqueza y abundancia de HMA, lo que afectará negativamente el crecimiento de las plantas subordinadas reforzando la abundancia de la especie dominante o facilitando su establecimiento, por lo que en función del grado de dependencia micorrízica se puede estimar cómo las especies de HMA y su abundancia pueden influir en la diversidad de las comunidades vegetales y en el funcionamiento de los ecosistemas.

La riqueza de los HMA está asociada a una elevada diversidad funcional, lo que se refleja en el crecimiento y desarrollo de las plantas. Hay estudios que muestran que la micorrización, la captación de nutrimentos y la biomasa en la planta varían en función de los hongos con quien forma la simbiosis (Helgason *et al.* 2002), incluso la absorción de fósforo (P) por la misma especie vegetal varía en función de los HMA que colonizan las raíces. van der Heijden y Horton (2009) observaron que tanto la productividad vegetal como la distribución de nitrógeno y fósforo en plantas coexistentes están determinadas por los HMA con los que se complementan, además que el nivel de micorrización, la captación de nutrimentos y la productividad de la planta varían en función de la procedencia de los HMA (Cruz *et al.* 2004, Moora *et al.* 2004).

Por otro lado, Maherali y Klironomos (2007) sugieren que las familias de HMA han evolucionado de tal manera que sus funciones son complementarias entre sí. Así mientras las especies de una familia de HMA por ejemplo la familia Glomeraceae son particularmente efectivos en proteger a la planta de patógenos, la familia Gigasporaceae se destaca por aumentar la absorción de fósforo por parte de la planta. Lo anterior permite suponer que si la comunidad vegetal interacciona simultáneamente con los HMA de diferentes familias, la productividad vegetal será mayor, en comparación con la interacción con HMA de una sola familia.

En la región semiárida del Valle del Mezquital se ha estudiado muy poco la comunidad vegetal, la cual es alterada continuamente por el aprovechamiento selectivo de las especies útiles y por la urbanización. La vegetación del valle está dominada por matorrales xerófilos, donde es común encontrar a *Prosopis laevigata* y a *Mimosa biuncifera* como dominantes fisonómicos del matorral. Estas especies son muy apreciadas por los habitantes locales debido a los múltiples aprovechamientos, y son particularmente importantes para el ecosistema por su función como especies nodrizas de otras plantas, animales y microorganismos que mejoran la fertilidad del suelo (Monroy-Ata *et al.* 2007). En estos matorrales la identidad de la especie vegetal dominante modifica las propiedades físicas y químicas del suelo conformando microhábitats diferentes, los cuales tienen implicaciones en la diversidad y dinámica de los HMA del suelo (Capítulo II). En este contexto surge la pregunta sobre el efecto que la procedencia de los HMA tiene sobre el crecimiento inicial de las plantas dominantes del matorral (*Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*), por ello, el objetivo del trabajo fue determinar si existe compatibilidad funcional entre los HMA procedentes de tres sitios y las leguminosas *P. laevigata* y *M. biuncifera*, si resulta cierto, entonces las diferencias debidas a la procedencia de los HMA podrán expresarse en sus efectos sobre el crecimiento y asignación de recursos en las dos especies vegetales.

Materiales y métodos

Diseño del experimento

Las semillas sin daño de *Prosopis laevigata* (H. & B.) Johnst y de *Mimosa biuncifera* Benth. fueron recolectadas en los matorrales del Valle del Mezquital. Las semillas fueron desinfectadas con hipoclorito de sodio al 5% y escarificadas mecánicamente con lija de agua, para realizar una prueba de germinación, en la que se obtuvo 85% de germinación para *Prosopis laevigata* y 73% para *Mimosa biuncifera*.

Los HMA empleados fueron los contenidos en una muestra de suelo colectado bajo el dosel de 10 plantas de *Prosopis laevigata* y de *Mimosa biuncifera* en cada uno de los matorrales estudiados (Capítulo I). La identificación taxonómica a partir de las esporas de HMA, para cada matorral, se presentan en el Cuadro 1. Al final del listado se presenta la

riqueza total para cada matorral. El sitio 1 correspondió al matorral cercano al poblado de Bingu, con predominio de *Prosopis laevigata*, el sitio 2 correspondió al matorral cercano al poblado de González, con predominio de *Mimosa biuncifera*, y el sitio 3 correspondió al matorral del poblado de Rincón, donde coexisten ambas leguminosas.

La investigación se realizó en condiciones el invernadero, en las instalaciones de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, al oriente de la Cd. de México. Se utilizó un sustrato 3:1 v/v de arena sílica y suelo de los matorrales de González, cuyas características generales fueron: textura tipo franco arenosa, pH de 7.2, materia orgánica de 3.63 %, fósforo-Olsen de 0.13 mg kg⁻¹ y nitrógeno total de 0.27 mg kg⁻¹.

El sustrato fue homogenizado y esterilizado en autoclave, durante dos horas a 1.2 lbs y 121°C. Con el sustrato estéril se llenaron las macetas, a cada una se le adicionó 100 g de suelo natural con hongos micorrizógenos arbusculares. Sobre este sustrato se colocaron dos semillas de *P. laevigata* o de *M. biuncifera*, las cuales fueron cubiertas con medio centímetro de sustrato estéril e inmediatamente regadas a capacidad de campo.

Los tratamientos se establecieron con base en las procedencias de los HMA, éstos fueron: Tratamiento 1, inoculación con HMA procedentes de la rizósfera de *Prosopis laevigata* del sitio Bingu, con 160 esporas en 100 g suelo seco (T1B); Tratamiento 2, inoculación con HMA procedentes de la rizósfera de *Mimosa biuncifera* del sitio González, con 351 esporas en 100 g suelo seco (T2G), el Tratamiento 3, inoculación con HMA procedentes de la rizósfera de *Prosopis laevigata* y de *Mimosa biuncifera* del sitio Rincón, con 180 esporas en 100 g suelo seco (T3R), y los tratamientos testigos, sin HMA pero con filtrado bacteriano (TB) de cada suelo. El filtrado bacteriano se obtuvo a partir de 100 g de suelo, al cual se le agregaron 250 mL de agua desionizada, se agitó 30 durante minutos, se dejó reposar durante una hora y se filtró con papel Watman de 42 µm, con ello se permitió el paso de las bacterias pero no de las esporas de los HMA presentes en la muestra. Este filtrado se preparó para los suelos de los tres matorrales, de forma que cada tratamiento tuvo su correspondiente testigo. El filtrado bacteriano compensó la presencia de las bacterias contenidas en los 100 g de suelo utilizados en cada unidad experimental de cada tratamiento.

Las macetas se mantuvieron en invernadero, con temperaturas mínimas promedio de 10 °C y máximas de 37 °C, y con los riegos necesarios para mantener al 80% de la capacidad de campo del sustrato. Los riegos fueron aplicados con agua destilada y cada tres

semanas se les aplicó solución nutritiva Long Ashton (Hewitt 1966) modificada para suministrar $11\mu\text{g}$ por mL^{-1} de fósforo.

Cuadro 1. Listado de las morfoespecies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) identificadas en tres matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

*Especie HMA/ Matorral	Bingu	González	Rincón
<i>Acaulospora laevis</i>			X
<i>Acaulospora denticulata</i>	X		
<i>Acaulospora aff. mellea</i>	X	X	X
<i>Acaulospora spinosa</i>			X
<i>Ambispora appendicula</i>	X	X	X
<i>Ambispora sp1</i>		X	
<i>Claroideogloium aff. claroideum</i>		X	X
<i>Claroideogloium etunicatum</i>		X	X
<i>Entrophospora infrequens</i>	X	X	X
<i>Funneliformis geosporum</i>	X	X	X
<i>Funneliformis mosseae</i>	X	X	X
<i>Gigaspora ramisporophora</i>	X	X	X
<i>Glomus aggregatum</i>			X
<i>Glomus caesaris</i>			X
<i>Glomus globiferum</i>		X	
<i>Glomus tortuosum</i>			X
<i>Pacispora scintillans</i>	X	X	X
<i>Pacispora sp1</i>	X	X	X
<i>Racocetra fulgida</i>			X
<i>Racocetra gregaria</i>			X
<i>Rhizophagus intraradices</i>		X	
<i>Sclerocystis rubiformis</i>	X		X
<i>Sclerocystis sinuosa</i>			X
<i>Scutellospora calospora</i>		X	
<i>Scutellospora pellucida</i>			X
<i>Scutellospora scutata</i>		X	X
Morfoespecies totales	10	15	21

* La identificación taxonómica se sustentó en las descripciones especializadas de los diferentes géneros y especies de HMA que actualmente se encuentran disponibles en el International Culture Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi (INVAM) disponible a través de internet en el sitio web: <http://invam.caf.wvu.edu/> y del sitio <http://www.lrz-muenchen.de/~schuessler/amphylo/>.

Evaluación del crecimiento

Después de la emergencia del primer par de hojas verdaderas en las plántulas, se inició el registro de la altura, esto durante 15 semanas (105 días), con estos datos se calculó la tasa relativa de crecimiento (TRC) con base en la siguiente ecuación:

$$\text{TRC} = \ln(\text{altura final}) - \ln(\text{altura inicial}) / (t-2) - (t-1)$$

Después de 105 días de crecimiento, las plantas de cuatro unidades experimentales de cada tratamiento fueron cosechadas para evaluar el peso seco de hojas, tallos y raíces. Los órganos de las plantas fueron secados a 65 °C durante 48 h hasta obtener el peso constante, con esta información se calculó la razón raíz /parte aérea (RRV: peso seco raíz/peso seco de la parte aérea, g g⁻¹).

El área foliar (AF) fue determinada con un medidor de área foliar (Área Meter modelo CI-202, CID INC), y se calculó también el área foliar específica (AFE: área foliar/peso seco foliar, cm²g⁻¹)

Además, se determinó la concentración foliar de nutrimentos, que incluyó nitrógeno total (N) (método micro-kjeldahl), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg) (espectrofotometría por emisión de plasma). Estos análisis fueron realizados en el Laboratorio de Nutrición Vegetal “Salvador Alcalde Blanco” (LABSAB) del Colegio de Postgraduados.

Respuestas fisiológicas

A los 105 días de crecimiento, se tomaron muestras frescas de hoja para medir la concentración de clorofila total por el método de Harborne (1998). De cada planta se recolectó la sexta hoja y maceró con 10 mL de acetona al 80%, agregando carbonato de calcio. El extracto fue centrifugado a 3 000 rpm por cinco minutos. A partir del sobrenadante se tomaron lecturas de absorbancia en el espectrofotómetro a las longitudes de onda de 645 y 663 nm. La concentración de clorofila total se obtuvo a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{Clorofila total} = 8.02 (\text{absorbancia } 663\text{nm}) + 20.2 (\text{absorbancia } 645\text{nm}) = \text{mg L}^{-1}.$$

Paralelamente, se evaluó la actividad de la enzima nitrato reductasa total extractable (NR), mediante el método propuesto por Foyer *et al.* (1998). Las muestras de tejido fresco foliar fueron maceradas con buffer de extracción, consistente en 50 mM Mops-KOH pH 7.8,

5 mM NaF, 1 μ M Na₂MoO₄, 10 μ M FAD, 1 μ M leupeptin, 1 μ M microcystin, 0.2 g de PVP g⁻¹ de tejido fresco, 2 mM mercaptoetanol y 5 mM EDTA. El extracto fue centrifugado a 12 000 rpm por 15 minutos. Posteriormente se tomó una alícuota de 200 μ L del extracto a la cual se adicionaron 200 μ L de la mezcla de reacción (50 mM Mops-KOH buffer pH 7.5, 1 mM NaF, 10 mM KNO₃, 0.17 mM NADH y 5 mM EDTA). La reacción se terminó después de 15 minutos con la adición de 200 μ L de sulfanilamida (1% [w/v] en 3 N HCl) y 200 μ L de naphthylethyldiamina dihydrochloride (0.02% [w/v]), y se tomaron lecturas de absorbancia a 540 nm en espectrofotómetro (Hewlett Packard HP 8453). La actividad nitrato reductasa fue expresada en micromoles de NaNO₂ por gramo de tejido fresco (μ M NaNO₂ g⁻¹).

Colonización radical

Se evaluó el porcentaje de colonización micorrízica, en raíces de cuatro plantas de cada tratamiento y de cada especie. Para teñir las raíces se empleó la técnica de tinción vital, la cual revela la actividad fosfatasa alcalina del hongo (Tisserant *et al.* 1993). Las raíces fueron expuestas durante toda la noche a una solución buffer de 0.05 M Tris/ácido cítrico pH 9.2, con 15 unidades de celulasa mL⁻¹ y 15 unidades de pectinasa mL⁻¹. Posteriormente se colocaron en el medio de reacción consistente de 0.05 M Tris ácido cítrico pH 9.2; 1 mg mL⁻¹ de sales de azul rápido RR; 1 mg mL⁻¹ α -naftilfosfato; 0.5 mg mL⁻¹ MgCl₂, y 0.8 mg mL⁻¹ MnCl₂·4H₂O, durante 16 h.

Las raíces fueron evaluadas para estimar el porcentaje de colonización mediante microscopio óptico (objetivo de 40x), se cuantificó la frecuencia de hifas, vesículas y arbusculos, expresado en porcentaje. Además, se estimó la respuesta de las plantas a la inoculación micorrízica (dependencia micorrízica) de acuerdo a la ecuación de Plenchette *et al.* (1983), con base en el peso seco de la biomasa que se calculó previamente.

$$\text{IDM} = (\text{Ps (+M)} - \text{Ps (-M)}) / \text{Ps (+M)}$$

Ps = peso seco

+M = planta micorrizada

-M = planta no micorrizada

Análisis estadístico

Para determinar las diferencias entre los tratamientos de inoculación sobre las especies vegetales, los datos de cada variable fueron analizados con un ANDEVA. Posteriormente cuando hubo diferencias significativas se realizó una prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$). Los análisis fueron realizados con el programa Statistica 2006 (StatSoft 2000).

Resultados

Respuestas de crecimiento

El crecimiento en altura fue significativamente ($p \leq 0.05$) favorecido por la presencia de la micorriza. La curva de crecimiento de *Prosopis laevigata* mostró diferencias estadísticas entre los tratamientos micorrizados (T1B, T2G y T3R) y el testigo (TB). Los tratamientos micorrizados mostraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los tratamientos T3R y T2G con respecto a T1B (Fig. 1). En el caso de *Mimosa biuncifera* la diferencia en altura entre los tratamientos micorrizados y el testigo fue significativa ($p \leq 0.01$), sin embargo, no se observaron diferencias significativas en altura entre los tratamientos micorrizados (Fig. 1).

La dinámica de crecimiento de *Prosopis laevigata* mostró una fase de incremento de la curva, durante todo el período de evaluación, alcanzando a la semana 15 alturas promedio de 27.2, 34.5 y 39.7 cm en los tratamientos T1B, T2G y T3R respectivamente, contra 17.9 cm de las plantas testigo (Fig.1). En *Mimosa biuncifera*, la curva mostró el inicio de la fase asíntota en la décima semana, la cual se mantiene hasta la semana 15; las alturas promedio alcanzadas al final del período evaluado en las plantas inoculadas fue de 35.8, 32.7 y 36.6 cm en los tratamientos T1B, T2G y T3R respectivamente, en comparación de 9.5 cm de las plantas testigo (Fig. 1).

La inoculación de HMA tuvo efectos significativos ($p \leq 0.05$) en la tasa relativa de crecimiento (TRC). Para *P. laevigata* la TRC tuvo valores significativamente más altos en los tratamientos T2G y T3R con respecto a los tratamientos T1B y TB (Fig. 2). Para *M. biuncifera*, la TRC no presentó diferencias significativas entre los tratamientos micorrizados pero éstos fueron diferentes con respecto al tratamiento testigo (Fig. 2). La TRC de *Prosopis laevigata* fue menor que la de *Mimosa biuncifera*.

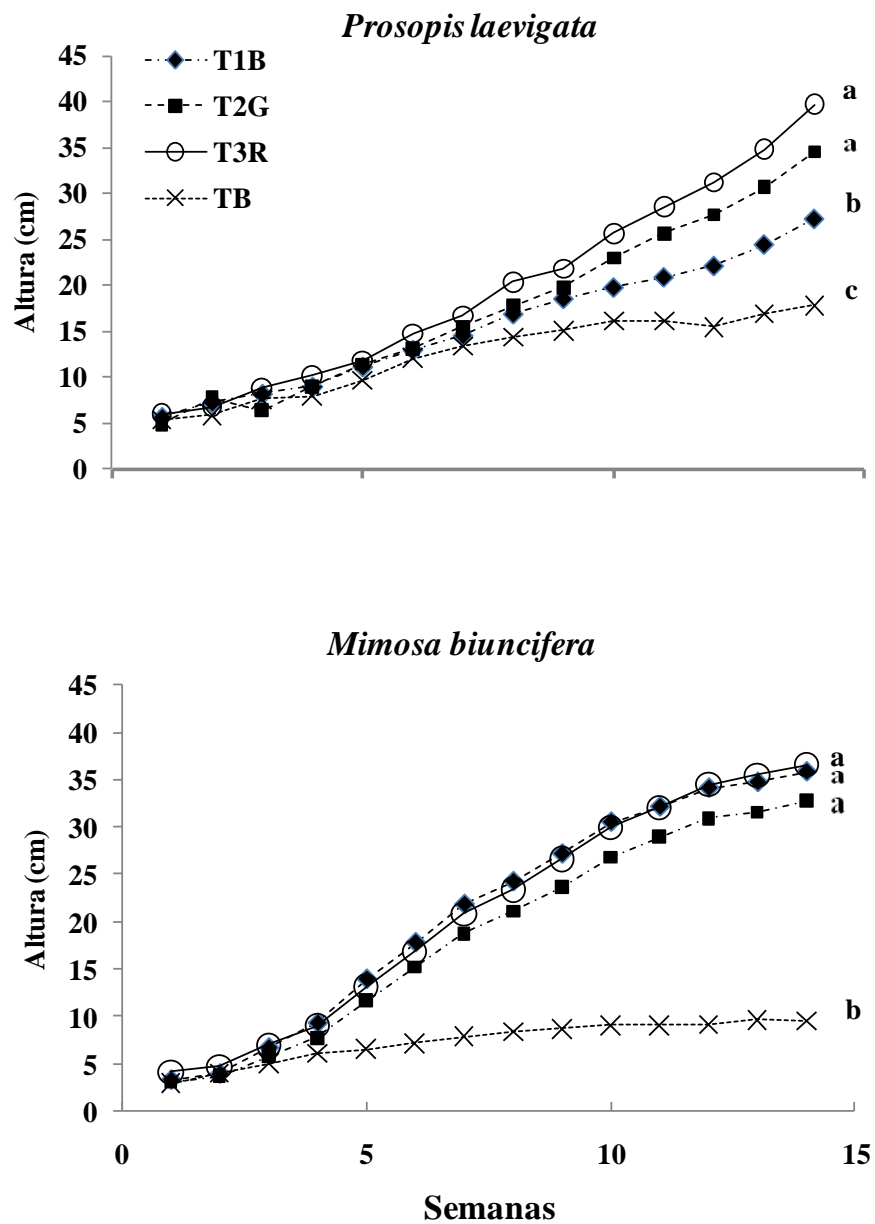


Figura 1. Dinámica de crecimiento en altura de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* inoculados con tres procedencias de los HMA de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. T1B = con inóculo de Bingu, T2G = con inóculo de González, T3R = con inóculo de Rincón y el tratamiento testigo (TB) bajo condiciones de invernadero. Letras diferentes indican diferencias estadísticas (Tukey $\alpha=0.05$) entre tratamientos para la semana 15 (105 días), $n=10$ para cada tratamiento.

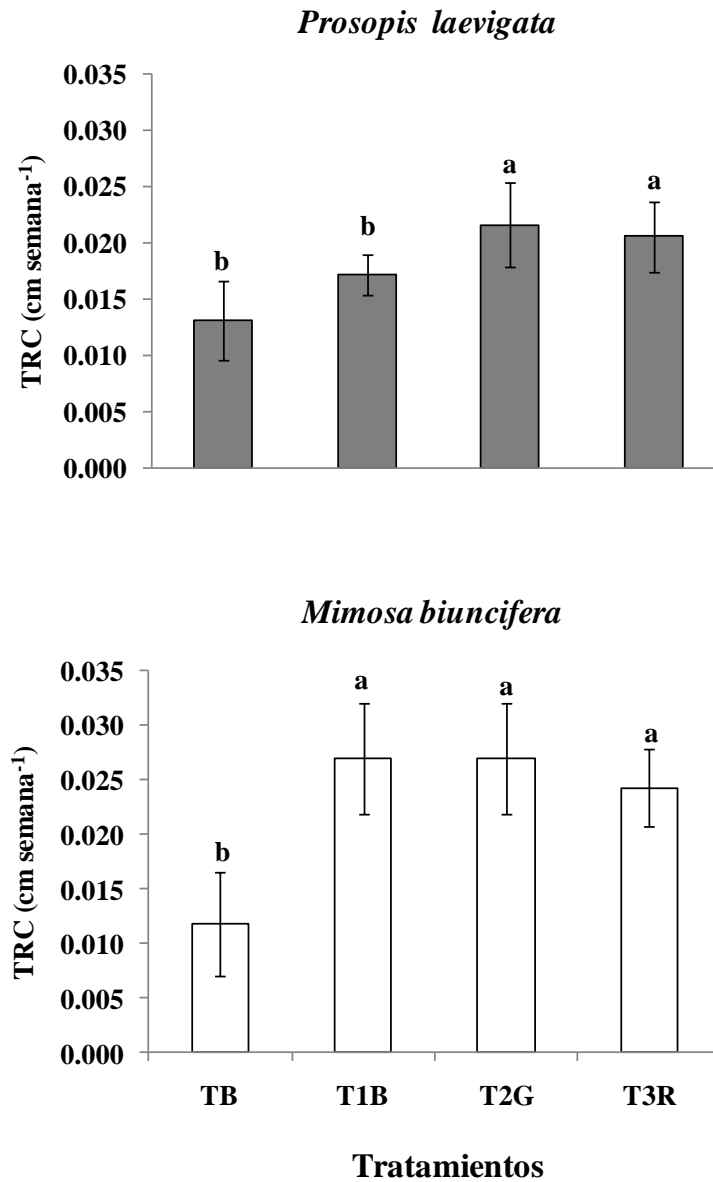


Figura 2. Tasa relativa de crecimiento (TRC cm/semana) de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* inoculados con tres procedencias de los HMA de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. T1B = con inóculo de Bingu, T2G = con inóculo de González, T3R = con inóculo de Rincón y el tratamiento testigo (TB) bajo condiciones de invernadero. Barras con diferente letra son significativamente diferentes (Tukey $\alpha= 0.05$), $n=10$; se presenta el promedio de las TRC evaluadas semanalmente durante las 15 semanas (105 días).

La micorrización tuvo efectos significativos ($p \leq 0.05$) en peso seco de raíz (PS raíz), peso seco de la parte aérea (PS parte aérea), peso seco total (PS total), área foliar (AF), área foliar específica (AFE) y en la razón raíz-parte aérea (RRV) de ambas leguminosas con respecto a los tratamientos testigos (Cuadros 2 y 3).

La procedencia de los HMA tuvo efectos significativos en *Prosopis laevigata* en las variables: PS parte aérea, PS total, AF y RRV. Las variables PS parte aérea, PS total y AF mostraron mejor respuesta con el tratamiento T2G, el cual fue significativamente ($p \leq 0.05$) diferente de los tratamientos T1B y T3R. En la variable PS parte aérea no hubo diferencias significativas entre los tratamientos T1B y T3R. En PS raíz los tratamientos T2G y T3R fueron iguales aunque diferentes de T1B ($p \leq 0.05$). La variable AFE no mostró diferencias significativas debidas a la procedencia de los HMA. La relación raíz-parte aérea (RRV) no mostró diferencias significativas entre los tratamientos T2G y T3R, pero sí entre ellos con respecto al tratamiento T1B ($p \leq 0.05$), el valor más alto lo presentó el tratamiento TB (testigo) y el menor tratamiento T1B (Cuadro 2).

La procedencia de los HMA tuvo efectos significativos ($p \leq 0.05$) en *Mimosa biuncifera* en las variables: PS parte aérea, PS raíz, PS total, AF, AFE y RRV. Las variables PS raíz, PS total, AF y AFE mostraron mejor respuesta con el tratamiento T2G, el cual fue significativamente diferente ($p \leq 0.05$) con respecto a los otros tratamientos. En PS parte aérea el tratamiento T1B fue diferente ($p \leq 0.05$) de los tratamientos T2G y T3R. En PS total los tratamientos T2G y T1B fueron iguales entre si y diferentes significativamente ($p \leq 0.05$) de T3R. En RRV el valor más alto se presentó en el tratamiento TB y el menor en T3R con diferencias significativas entre todos los tratamientos ($p \leq 0.05$, Cuadro 3).

Análisis nutrimental

La inoculación con los HMA tuvo efectos significativos ($p \leq 0.05$) en la nutrición de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*, al presentar diferencias estadísticas entre los tratamientos micorrizados y los testigos. La concentración de macronutrientes en *Prosopis laevigata* fue mayor que en *Mimosa biuncifera* (Cuadros 4 y 5).

En *Prosopis laevigata* no se encontraron diferencias significativas en los contenidos de nitrógeno (N), fósforo (P) y calcio (Ca) por efecto de la procedencia de los HMA; sin embargo, en la concentración de potasio (K) el tratamiento T2G fue significativamente

diferente ($p \leq 0.05$) de los tratamientos T1B y de T3R. La concentración de magnesio (Mg) fue significativamente mayor ($p \leq 0.05$) en el tratamiento testigo (TB) con respecto a los tratamientos T2G y T3R, estos tratamientos no mostraron diferencias entre sí (Cuadro 4).

Mimosa biuncifera presentó diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre tratamientos en la concentración de P, K, Ca y Mg. En el caso de N no hubo diferencias debido a los tratamientos. Para P, la mayor concentración se obtuvo con el tratamiento T3R, el cuál fue significativamente diferente ($p \leq 0.05$) del tratamiento T2G y ambos fueron significativamente diferentes del tratamiento T1B ($p \leq 0.05$). Las plantas del tratamiento testigo (TB) tuvieron mayor concentración de K, Ca y Mg que los tratamientos restantes. Los tratamientos T1B y T3R fueron similares entre sí en K, pero diferentes estadísticamente de T2G ($p \leq 0.05$). En Ca y Mg las concentraciones de los tratamientos T2G y T3R fueron similares entre sí aunque diferente estadísticamente de T1B ($p \leq 0.05$) (Cuadro 5).

Cuadro 2. Peso seco, área foliar, área foliar específica y razón raíz/parte aérea en plántulas de *Prosopis laevigata* inoculadas con tres procedencias de HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, en condiciones de invernadero durante 105 días.

*Tratamiento	Peso seco parte aérea (g)	Peso seco raíz (g)	Peso seco total (g)	Área foliar (cm²)	Área foliar específica (cm²g⁻¹)	Razón raíz/parte aérea (g g⁻¹)
TB	0.54±0.01 c	0.49±0.01 c	1.14±0.03 d	21.04±2.0 d	19.67±2.4 b	0.85±0.04 a
T1B	1.63±0.03 b	0.56±0.01 b	2.07±0.11 c	86.68±5.3 c	38.97±3.2 a	0.34±0.05 c
T2G	2.24±0.04 a	1.09±0.20 a	3.52±0.09 a	137.85±8.3 a	40.50±3.3 a	0.47±0.06 b
T3R	1.82±0.03 b	1.02±0.19 a	3.05±0.07 b	106.14±5.2 b	39.10±3.0 a	0.53±0.05 b
Significancia	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

*Tratamiento: T1B = con inóculo de Bingu, T2G = con inóculo de González, T3R = con inóculo de Rincón) y el tratamiento testigo (TB). Medias con letras diferentes en la misma columna son estadísticamente diferentes entre tratamientos (Tukey $\alpha \leq 0.05$), n = 4. Valor después del promedio indica la desviación estándar.

Cuadro 3. Peso seco, área foliar, área foliar específica y razón raíz/parte aérea en plántulas de *Mimosa biuncifera* inoculadas con tres procedencias de HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, bajo condiciones de invernadero durante 105 días.

*Tratamiento	Peso seco parte aérea (g)	Peso seco raíz (g)	Peso seco total (g)	Área foliar (cm ²)	Área foliar específica (cm ² g ⁻¹)	Razón raíz/parte aérea (g g ⁻¹)
TB	0.26±0.03 c	0.33 ±0.02 d	0.59±0.02 c	19.6±1.2 d	72.9±1.3 d	1.69 ±0.01a
T1B	1.89±0.02 a	0.80 ±0.10 b	2.62±0.25 a	175.9±4.8 b	108.9±4.4 c	0.43±0.03 c
T2G	1.78±0.02 b	1.02 ±0.03 a	2.81 ±0.12 a	190.9±5.1 a	145.2±6.0 a	0.57±0.07 b
T3R	1.73±0.03 b	0.58 ±0.01 c	2.22 ±0.33 b	130.5±3.4 c	129.1±7.1 b	0.33±0.06 d
Significancia	0.05	0.05	0.01	0.05	0.05	0.01

*Tratamiento: T1B = con inóculo de Bingu, T2G = con inóculo de González, T3R = con inóculo de Rincón) y el tratamiento testigo (TB). Medias con letras diferentes en la misma columna son estadísticamente diferentes entre tratamientos (Tukey $\alpha \leq 0.05$), n = 4. Valor después del promedio indica la desviación estándar.

Cuadro 4. Concentración total de macronutrientos en hoja de *Prosopis laevigata* inoculados con tres procedencias de HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, en condiciones de invernadero durante 105 días.

*Tratamiento	Nitrógeno	Fósforo	Potasio	Calcio	Magnesio
	mg g ⁻¹				
TB	4.92±0.85 b	1.01±0.22 b	6.85±1.34 c	11.69±2.37 a	4.85±0.91 a
T1B	5.08±1.21 a	1.77±0.25 a	9.18±1.52 b	9.25±1.52 b	2.92±1.01 c
T2G	5.10±0.99 a	1.66±0.15 a	9.80±0.95 a	8.69±0.97 b	3.43±1.22 b
T3R	5.19±1.01 a	1.75±0.18 a	8.35±1.10 b	8.72±0.99 b	3.05±1.02 b
Significancia	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

*Tratamiento: T1B = con inóculo de Bingu, T2G = con inóculo de González, T3R = con inóculo de Rincón) y el tratamiento testigo (TB). Medias con letras diferentes en la misma columna son estadísticamente diferentes entre tratamientos (Tukey $\alpha \leq 0.05$), n = 4. Valor después del promedio indica la desviación estándar

Cuadro 5. Concentración total de macronutrientos en hojas de *Mimosa biuncifera* inoculados con tres procedencias de los HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, en condiciones de invernadero durante 105 días.

*Tratamiento	Nitrógeno	Fósforo	Potasio	Calcio	Magnesio
	mg g ⁻¹				
TB	2.74±0.07 b	0.27±0.03 d	7.67±2.01 a	34.11±4.31 a	10.34±1.23 a
T1B	2.83±0.05 ab	0.98±0.02 c	6.13±1.93 b	10.57±2.62 c	2.53±0.31 c
T2G	2.91±0.08 a	1.04±0.10 b	5.89±1.25 c	12.96±1.85 b	3.19±0.52 b
T3R	2.87±0.10 ab	1.29±0.14 a	6.39±2.03 b	12.65±2.85 b	3.15±0.47 b
Significancia	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

*Tratamiento: T1B = con inóculo de Bingu, T2G = con inóculo de González, T3R = con inóculo de Rincón) y el tratamiento testigo (TB). Medias con letras diferentes en la misma columna son estadísticamente diferentes entre tratamientos (Tukey $\alpha \leq 0.05$), n = 4. Valor después del promedio indica la desviación estándar

Respuestas fisiológicas

La concentración de clorofila total presentó diferencias significativas ($p \leq 0.05$) por la inoculación de los HMA en ambas leguminosas, en las que se obtuvo mayor concentración de clorofila total con el tratamiento T3R y la menor concentración en las plantas testigo (TB) (Cuadro 6). La concentración de clorofila total fue tres veces mayor en *Prosopis laevigata* que en *Mimosa biuncifera* (Cuadro 6). *Prosopis laevigata* mostró diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre los tratamientos. El efecto de los tratamientos en *Mimosa biuncifera* fue diferente ($p \leq 0.05$) entre T3R con respecto a T1B y T2G, estos dos últimos tratamientos no fueron diferentes entre sí (Cuadro 6).

La actividad nitrato reductasa (NR) foliar no fue afectada por la micorrización. Sin embargo, los tratamientos T3R y TB en *P. laevigata* fueron estadísticamente iguales entre sí, ambos presentaron la mayor actividad NR y fueron significativamente diferentes a los tratamientos T1B y T2G con menor actividad NR (Cuadro 6). En el caso de *M. biuncifera* el tratamiento T3R tuvo significativamente mayor actividad NR ($p \leq 0.05$) que los tratamientos T1B y T2G, los tratamientos T2G y TB tuvieron menor actividad NR, y no presentaron diferencias estadísticas entre sí. En general, la actividad NR foliar en *Prosopis laevigata* fue dos o tres veces más alta que la obtenida en las hojas de *Mimosa biuncifera* (Cuadro 6).

Cuadro 6. Concentración de clorofila total y actividad nitrato reductasa en hojas en *Prosopis laevigata* y de *Mimosa biuncifera* inoculados con tres procedencias de HMA, de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México, bajo condiciones de invernadero durante 105 días.

*Tratamiento	<i>Prosopis laevigata</i>		<i>Mimosa biuncifera</i>	
	Clorofila total ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Nitrato reductasa ($\mu\text{M g}^{-1}$)	Clorofila total ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Nitrato reductasa ($\mu\text{M g}^{-1}$)
TB	172.09±11.38 c	28.32±5.21 a	27.8±3.2 c	4.91±0.03 c
T1B	141.62±13.41 d	13.34±3.56 b	87.2±5.3 b	10.42±0.11 b
T2G	207.14±12.45 b	13.29±2.89 b	61.7±7.1 b	4.43±0.04 c
T3R	250.06±13.82 a	23.10±3.84 a	138.7±10.51a	13.55±0.21 a
Significancia	0.05	0.05	0.05	0.05

*Tratamiento: T1B = con inóculo de Bingu, T2G = con inóculo de González, T3R = con inóculo de Rincón) y el tratamiento testigo (TB). Medias con letras diferentes en la misma columna son estadísticamente diferentes entre tratamientos (Tukey $\alpha \leq 0.05$), n = 4. Valor después del promedio indica la desviación estándar.

Colonización micorrízica

La evaluación del porcentaje de colonización micorrízica se realizó con base en la actividad de la fosfatasa alcalina del hongo dentro de la raíz. Los resultados mostraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre tratamientos en ambas leguminosas, en las que el mayor porcentaje de colonización radical total se obtuvo con el tratamiento T2G. En *Prosopis laevigata* la colonización total del tratamiento T2G fue 73.1% diferente significativamente ($p \leq 0.05$) de los porcentajes obtenidos en los tratamientos T1B (47.7%) y T3R (60.2%). En la presencia de arbusculos también hubo diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre el tratamiento T2G (20.1%) y los tratamientos T1B (8.7%) y T3R (12.0%) que fueron significativamente diferentes entre sí ($p \leq 0.05$; Fig. 3). La presencia de vesículas mostró diferencias ($p \leq 0.05$) entre el tratamiento T2G y los tratamientos T1B y T3B, los cuales no mostraron diferencias significativas. En el tratamiento testigo no se observó colonización micorrízica en las raíces de las plantas.

La colonización total en *Mimosa biuncifera* fue de 68.1 % para el tratamiento T2G, y mostró diferencias significativas ($p \leq 0.05$) respecto a la colonización obtenida en los tratamientos T1B (47.7 %) y T3R (56.4%; Fig. 3). La presencia de arbusculos fue del 17.6 % en el tratamiento T2G, el cual fue significativamente diferente ($p \leq 0.05$) de los tratamientos T1B y T3R con 8.7 y 7.9 % de colonización, respectivamente. Los porcentajes de vesículas fueron de 34.6, 22.5 y 18.2 % para los tratamientos T2G, T1B y T3R, respectivamente, cuyas diferencias fueron significativas entre los tres tratamientos ($p \leq 0.05$; Fig.3). En general, *Prosopis laevigata* mostró mayores porcentajes de colonización micorrízica con respecto a *Mimosa biuncifera*.

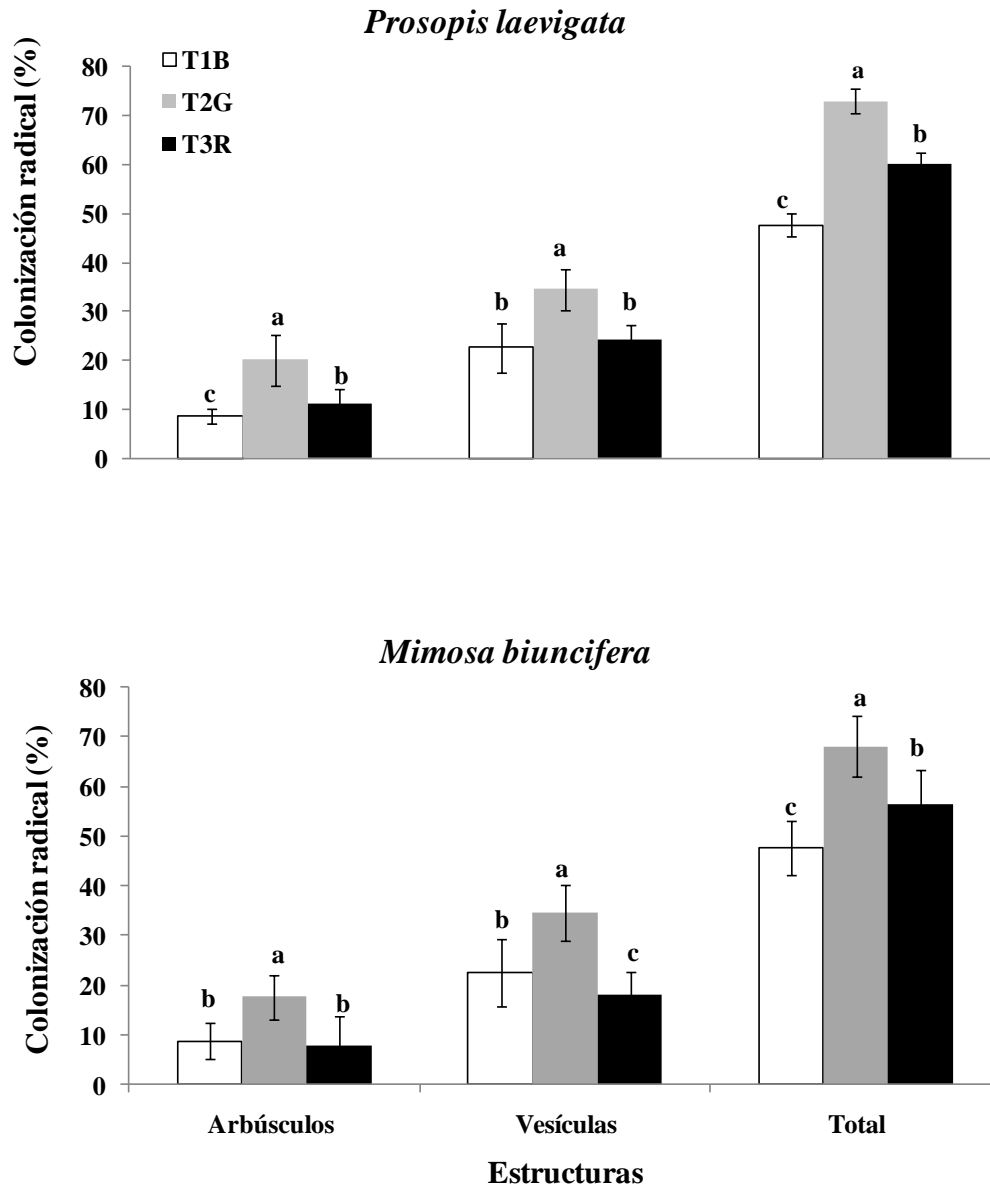


Figura 3. Fracción de la colonización micorrízica con reacción positiva a la actividad fosfatasa alcalina de los hongos micorrizógenos arbusculares en raíces de *Prosopis laevigata* y de *Mimosa biuncifera* inoculados con tres procedencias de HMA de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. T1B = con inóculo de Bingu, T2G = con inóculo de González, T3R = con inóculo de Rincón y el tratamiento testigo (TB) en condiciones de invernadero durante 105 días. Barras con diferente letra son significativamente diferentes (Tukey $\alpha = 0.05$) para cada estructura fúngica. Cada barra incluye su correspondiente desviación estándar; $n=4$.

Dependencia micorrízica

El índice de dependencia micorrízica no mostró diferencias estadísticas entre tratamientos, para ninguna de las dos especies. Al comparar los tratamientos entre las dos especies si se encontraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$). *Mimosa biuncifera* mostró mayor dependencia micorrízica en comparación con *Prosopis laevigata* (Fig. 4).

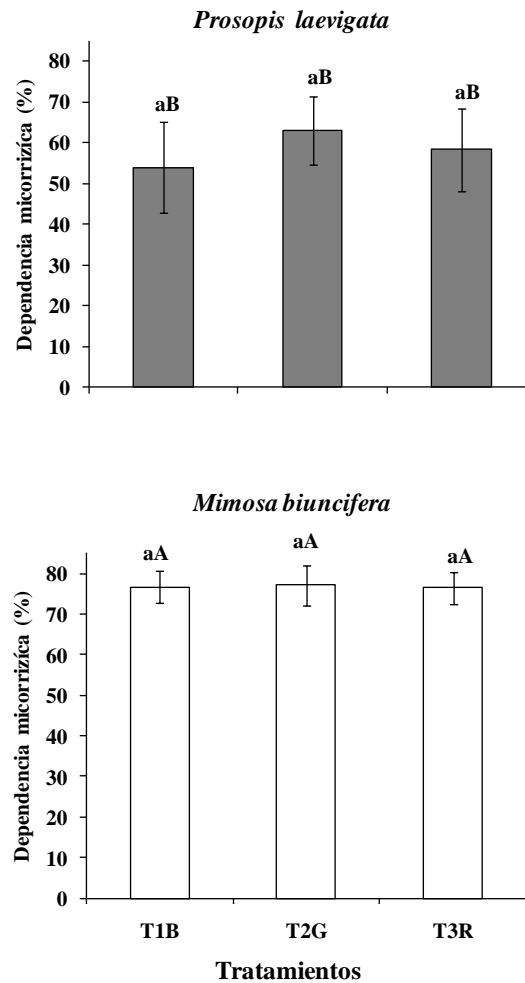


Figura 4. Porcentaje de dependencia micorrízica en *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* inoculadas con tres procedencias de los HMA de matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. T1B = con inóculo de Bingu, T2G = con inóculo de González, T3R = con inóculo de Rincón y el tratamiento testigo (TB) en condiciones de invernadero durante 105 días. Barras con diferente letra minúscula indican diferencias significativas entre tratamientos para la misma especie vegetal; las letras mayúsculas indican diferencias entre las dos leguminosas para el mismo tratamiento (Tukey $\alpha=0.05$), cada barra incluye su correspondiente desviación estándar; $n = 4$.

Discusión

Los estudios sobre la simbiosis micorrízica realizados en diferentes especies vegetales, han permitido establecer que los cambios morfológicos y fisiológicos generados por el micobionte en el hospedero estimula el crecimiento y una respuesta exitosa ante las presiones ambientales (Al-Karaki 1998, Davies *et al.* 2002, Hart y Klironomos 2002). Trabajos previos en *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*, han demostrado que la micorrización tiene un efecto positivo (Olalde-Portugal y Frías-Hernández 2000, De la Rosa-Mera y Monroy-Ata 2006, Monroy-Ata y García-Sánchez 2009). Sin embargo, no se ha explorado la existencia de compatibilidad entre estas leguminosas y los HMA procedentes de diferentes matorrales. El presente estudio dió seguimiento al crecimiento y nutrición foliar en *P. laevigata* y de *M. biuncifera* como respuesta a la inoculación con HMA procedentes de tres matorrales con diferente composición de HMA y densidad de esporas, bajo el supuesto de que los sitios con mayor diversidad de HMA generan mejor respuesta en el crecimiento vegetal.

La inoculación micorrízica en *Prosopis laevigata* favoreció la dinámica de su crecimiento y la altura final, aunque su TRC fue baja, observándose efectos significativos debido a la procedencia de los HMA. Los tratamientos T2G y T3R causaron un mejor crecimiento, coincidiendo con los sitios de mayor riqueza y densidad de esporas de HMA (Cuadro 1). En *M. biuncifera* el efecto de la micorriza sobre su crecimiento fue muy notorio con relación a su testigo, aunque la altura final fue menor a la alcanzada por *P. laevigata*, su TRC sugiere que el crecimiento fue más rápido, asimismo, no se observaron diferencias entre el origen de los HMA y la dinámica de crecimiento en esta especie vegetal.

El aumento en biomasa y las variables que de ella derivan como la razón raíz parte aérea (RRV), varió cuantitativamente en función de la procedencia de los HMA. En este estudio la razón RRV fue menor en las plantas micorrizadas, lo que muestra la tendencia a reducir la raíz debido a la presencia de hifas extra-radicales que complementan la función de la raíz, contrastando con las plantas sin micorriza cuyos valores de RRV fueron dos o tres veces más altos. Sin embargo, los valores de RRV obtenidos en las plantas micorrizadas fueron bajos en comparación a lo referido por Bethlenfalvay y Dakessian

(1984) o Aerts y Chapin (2000) quienes mencionan valores más altos de RRV para especies arbustivas silvestres y a lo consignado por Monroy-Ata y García-Sánchez (2009) para las mismas especies vegetales, pero con HMA procedentes de matorrales deteriorados.

Uno de los beneficios más importantes de la micorriza en las plantas es el incremento en la eficiencia de la absorción de nutrimentos, especialmente fósforo (Treseder y Allen 2002, Smith y Read 2008), lo que mejora significativamente el estado nutricional de las plantas. El efecto de la inoculación en la fase de establecimiento de las plántulas de *P. laevigata* y de *M. biuncifera* se reflejó en la mayor concentración de fósforo foliar. Lo anterior concuerda con Green *et al.* (1998) quienes indican que este efecto es una respuesta importante producida por los micosimbiontes a nivel foliar en las plantas, ya que favorecen la fotosíntesis y actúa en el metabolismo de las plantas en forma de ATP.

En este trabajo, *P. laevigata* presentó mayor concentración foliar de nitrógeno, fósforo y potasio en las plantas micorrizadas, aunque no hubo efecto significativo debido a la procedencia de los HMA, la deficiencia de estos nutrimentos, especialmente de nitrógeno, puede inhibir rápidamente el crecimiento de la planta (Johnson 2010), en las plantas no micorrizadas la altura y el PST fueron menores, también el contenido de nitrógeno y fósforo fue menor lo que sugiere que las plantas testigo pudieron sufrir deficiencia de estos nutrimentos.

Las plantas de *M. biuncifera* inoculadas con los HMA del tratamiento T3R tuvieron mayor concentración de fósforo, pero en nitrógeno la mejor respuesta ocurrió con el tratamiento T2G, esta especie vegetal mostró respuestas diferentes debidas a la procedencia de los HMA; sin embargo, estas respuestas no fueron constantes hacia una procedencia particular, lo que sugiere que tal vez, las respuestas se deban a algunas de las especies de HMA compartidas entre las tres procedencias, las cuales fueron: *Acaulospora aff. mellea*, *Claroideoglossum etunicatum*, *Entrophospora infrequens*, *Funeliformis geosporum*, *F. mosseae*, *Gigaspora ramisporophora* y *Pacispora scintillans*; además, las distintas especies de los HMA pueden estar desempeñando funciones diferentes en la nutrición de la planta, tal como lo han propuesto Kiers *et al.* (2000) y Burrows y Pflieger (2002).

Las concentraciones de Ca y Mg fueron mayores en las plantas no micorrizadas, sugiriendo que los HMA, de cualquiera de las procedencias evaluadas, no fueron eficientes

en la translocación de estos dos nutrientes, de manera contraria a lo que sugieren Johnson *et al.* (2003), Smith y Read (2008) quienes mencionan que la micorriza favorece la absorción de Ca y Mg. Sin embargo, las plántulas de *P. laevigata* y de *M. biuncifera* no mostraron deficiencia de estos elementos (datos no presentados). El calcio es esencial en la división celular y en el funcionamiento de la membrana celular, mientras que el magnesio activa las enzimas involucradas en la fotosíntesis y forma parte de la molécula de la clorofila (Taiz y Zeiger 2006), dado que las plantas no presentaron deficiencia de estos micronutrientes, pudiera ser que la micorriza equilibre la captación de estos nutrientes.

La concentración de K foliar presentó un comportamiento contrario en *P. laevigata* y en *M. biuncifera*, es decir, la inoculación con los HMA de la procedencia T2G generó mayor concentración de K en *P. laevigata* y menor concentración en *M. biuncifera*, diferencias que pueden deberse a las características intrínsecas de las especies y no a la procedencia de los HMA.

Con el incremento de fósforo en el tejido foliar se estimula también la fotosíntesis, lo que puede explicar la respuesta en la concentración de clorofila total en las dos leguminosas. Las plantas inoculadas con los HMA del tratamiento T3R presentaron mayor concentración de clorofila total y mayor actividad de la nitrato reductasa (NR), lo cual correspondió con el sitio de mayor riqueza de HMA, lo que sugiere que las especies de HMA de esta procedencia tuvieron mayor potencialidad para mejorar la nutrición mineral de la planta.

En ambas leguminosas, la NR del tratamiento testigo (TB) fue similar a la de otro de los tratamientos micorrizados. En *P. laevigata* los tratamientos TB y T3R tuvieron la mayor concentración de NR, además fueron iguales estadísticamente. En *M. biuncifera* la NR de los tratamientos TB y T2G fueron semejantes, ambos con la menor concentración de NR. Sin embargo, cabe mencionar que, esta variable es sensible al estado momentáneo del tejido, por ello es utilizada como indicadora de estrés ambiental (Sinha y Nicholas 1981, Foyer *et al.* 1998), para aclarar el comportamiento de esta variable, es necesario realizar más evaluaciones.

Los resultados, de este trabajo, muestran que la micorriza arbuscular estimula el ritmo de crecimiento en ambas leguminosas. Además, en plántulas de 105 días de *P.*

laevigata se encontró que la procedencia de los HMA afectó el 50% de las variables evaluadas; mientras que en *M. biuncifera*, la procedencia de los HMA afectó a más del 80% de las variables.

La información disponible sugiere que los HMA no son específicos en sentido estricto, pero se ha propuesto que existen respuestas diferenciales entre las especies vegetales y los HMA que las colonizan (Barea *et al.* 2002, Smith *et al.* 2004). Este tipo de respuesta se presentó en *P. laevigata* y *M. biuncifera* con respecto a los HMA provenientes de los matorrales estudiados. Los HMA que proceden del matorral T2G generó las mejores respuestas en el crecimiento y fisiología de *P. laevigata* y *M. biuncifera*, con respecto a los HMA provenientes de los matorrales (T1B y T3R), aún cuando el tratamiento T2G no correspondió al sitio con mayor riqueza de HMA, pero si fue el que presentó mayor densidad de esporas, resultado que concuerda con lo encontrado por Allen *et al.* (2003) en un bosque tropical seco, donde las especies responden a la densidad de inóculo.

Las especies *P. laevigata* y *M. biuncifera* mostraron altos porcentajes de colonización micorrízica, *M. biuncifera* presentó el 68% de colonización y un índice de dependencia micorrízica mayor al 75%. Estas respuestas son similares a las que presentaron algunas especies vegetales en comunidades secundarias, mencionadas por Janos (2007).

La dependencia micorrízica, en la etapa evaluada y en condiciones experimentales, sugieren que *Mimosa biuncifera* se comportará en los matorrales como un arbusto de crecimiento rápido y oportunista, mientras que *Prosopis laevigata* al presentar un crecimiento más lento, además de que debe alcanzar mayor talla y un tronco bien definido (crecimiento secundario), se comportará como una especie tardía con menor dependencia micorrízica. Cada leguminosa responde de manera diferente a la micorrización, y de acuerdo con lo propuesto por Klironomos (2003) y Martínez y Pugnaire (2009) para los ecosistemas áridos, la interacción planta-HMA evaluada como el grado de dependencia micorrízica, es una forma de estimar la influencia de los HMA sobre la estructura de las poblaciones vegetales. En este caso los HMA de la procedencia T2G generaron mayor dependencia micorrízica en ambas especies vegetales. Además, la diferencia en el índice de dependencia micorrízica permite explicar la coexistencia de estas leguminosas en la comunidad vegetal.

Los resultados no ofrecen evidencia de especificidad funcional entre los HMA de cualquiera de las tres procedencias con alguna o las dos leguminosas, lo que significa que los HMA de cualquiera de las procedencias evaluadas tienen suficiente diversidad para producir un efecto benéfico en el crecimiento de *P. laevigata* y de *M. biuncifera*, lo que puede deberse a la semejanza de morfoespecies de HMA que comparten los tres matorrales. Asimismo, el hecho de que los HMA de los tres sitios conserven su potencial para formar micorriza con estas leguminosas puede ser importante para comprender cómo estas especies conservan su dominancia o codominancia en la cubierta vegetal de los matorrales del Valle del Mezquital, Hidalgo.

Se puede concluir que *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* presentaron una notable respuesta a la inoculación con los HMA, además los resultados indican diferencias en algunas de las variables evaluadas debidas a las procedencias de estos inóculos. Las respuestas a la procedencia de los HMA fueron diferentes en *P. laevigata* y *M. biuncifera*, siendo esta última, la especie vegetal que presentó la mayor respuesta a la procedencia de los HMA y mayor dependencia micorrízica.

Los tratamientos T2G y T3R perteneciente a las procedencias que promovieron las mejores respuestas en ambas especies de leguminosas, correspondieron a los inóculos con mayor riqueza o densidad de esporas de HMA. A pesar de ello, el comportamiento de las respuestas de las especies vegetales a la procedencia de los HMA fue muy variable, por lo que la hipótesis se cumple parcialmente, seguramente debido a que las comunidades de HMA de los tres matorrales comparten suficientes especies de HMA para conservar su potencialidad para colonizar a *Prosopis laevigata* y a *Mimosa biuncifera* e inducir respuestas favorables en el crecimiento de las plantas.

Literatura citada

- Aerts R and Chapin III FS. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advanced Ecological Research* 30:1-67.
- Al-Karaki GN. 1998. Benefit, cost and water-use efficiency of arbuscular mycorrhizal durum wheat grown under drought stress. *Mycorrhiza* 8:41-45.

- Allen EB, Allen MF, Egerton-Warburton L, Corkidi L and Gómez-Pompa A. 2003. Impacts of early and late-seral mycorrhizae during restoration in seasonal tropical forest Mexico. *Ecological Applications* 13:1701-1717.
- Barea JM, Azcon-Aguilar R and Azcon-Aguilar C. 2002. Mycorrhizosphere interactions to improve plant fitness and soil quality. *Antonie van Leeuwenhoek* 81:343-351.
- Bethlenfalvay GJ and Dakessian S. 1984. Grazing effects on mycorrhizal colonization and floristic composition of the vegetation on a semiarid range in Northern Nevada. *Journal of Range Management* 37:312-316.
- Burrows RL and Pflieger FL. 2002. Arbuscular mycorrhizal fungi respond to increasing plant diversity. *Canadian Journal of Botany* 80:120-130.
- Camargo-Ricalde SL. 2001. Some biological aspects of the arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). *Boletín Sociedad Botánica de México* 67:15-32.
- Cruz C, Green JJ, Watson Ch A, Wilson F and Martins-Loução A. 2004. Functional aspects of root architecture and mycorrhizal inoculation with respect to nutrient uptake capacity. *Mycorrhiza* 14:177-184.
- Davies Jr. FT, Potter JR and Linderman RG. 2002. Mycorrhiza and repeated drought exposure affect drought resistance and extraradical hyphae development of pepper plants independent of plant size and nutrient content. *Journal of Plant Physiology* 139:289-294.
- De la Rosa-Mera C y Monroy-Ata A. 2006. Mosaicos de vegetación para la restauración ecológica de una zona semiárida. *Tópicos de Investigación y Posgrado (TIP) revista especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 9:96-100.
- Dhillon SS, Anderson RC and Liberta AE. 1988. Effect on fire on the mycorrhizal ecology on Little bluestem (*Schizachyrium scoparium*). *Canadian Journal of Botany* 66:706-713.
- Foyer CH, Valadier MH, Migge A and Becker TW. 1998. Drought-induced effects on nitrate reductase activity and mRNA and on the coordination of nitrogen and carbon metabolism in maize leaves. *Journal of Plant Physiology* 117:283-254.

- Green CD, Stodola A and Augé RM. 1998. Transpiration of detached leaves from mycorrhizal and nonmycorrhizal cowpea and rose plants given varying abscisic acid, pH, calcium and phosphorus. *Mycorrhiza* 8:93-99.
- Harborne JB. 1998. *Phytochemical methods: a guide to modern techniques of plant analysis*. Chapman and Hall, London UK.
- Hart M y Klironomos JN. 2002. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem functioning. Pp. 225-242 en MGA Heidjen van der, IR Sanders (eds). *Mycorrhizal ecology*. Ecological studies 157. Springer-Verlag, New York. USA.
- Helgason T, Merryweather JW, Denison J, Wilson P, Young JPW and Fitter AH. 2002. Selectivity and functional diversity in arbuscular mycorrhizae of co-occurring fungi and plants from a temperate deciduous woodland. *Journal of Ecology* 90:371-384
- Hewitt EJ. 1966. The composition of the nutrient solution. Pp.187-246, en Hewitt EJ (ed). *Sand and water culture methods used in the study of plant nutrition*. Commonwealth Agricultural Bureau, Farnham UK.
- Hooper DU and Vitousek PM. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277:1302-1305.
- <http://invam.caf.wvu.edu/> - consultada el 13 de marzo de 2011
- <http://www.lrz-muenchen.de/~schuessler/amphylo/> - consultada el 17 de febrero de 2011.
- Janos DP. 2007. Plant responsiveness to mycorrhizas differs from dependence upon mycorrhizas. *Mycorrhiza* 17:75-91.
- Johnson NC and Wedin DA. 1997. Soil carbon, nutrients and mycorrhizae during conversion of dry tropical forest to grassland. *Ecological Applications* 7:171-182.
- Johnson NC, Rowland DL, Corkidi L, Egerton-Warburton LM and Allen EB. 2003. Nitrogen enrichment alters mycorrhizal allocation at five mesic to semiarid grasslands. *Ecology* 84:1895-1908.
- Johnson NC. 2010. Resource stoichiometry elucidates the structure and function of arbuscular mycorrhizas across scales. *New Phytologist* 185:631-647.
- Jonhson D, Vandenkoornhuyse PJ, Leake JR, Gilbert L, Booth RE, Grime JP, Young JPW and Read DJ. 2004. Plant communities affect arbuscular mycorrhizal fungal

- diversity and community composition in grassland microcosm. *New Phytologist* 161:503-515.
- Kiers ET, Lovelock CE, Krueger EL and Herre EA. 2000. Differential effects of tropical arbuscular mycorrhizal fungal inocula on root colonization and tree seedling growth: implications for tropical forest diversity. *Ecology Letters* 3:106-113.
- Klironomos JN. 2003. Variation in plant response to native and exotic arbuscular mycorrhizal fungi. *Ecology* 84:2292-2301.
- Koide RT y Schreiner P. 1992. Regulation of the vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi using different sources of inoculums. *Mycorrhiza* 12:181-184.
- Koide RT. 2000. Functional complementarity in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *New Phytologist* 147:233-235.
- Maherali H and Klironomos JN. 2007. Influence of phylogeny on fungal community assembly and ecosystem functioning. *Science* 316:1746-1748.
- Martínez LB y Pugnaire FI. 2009. Interacciones entre comunidades de hongos formadores de micorrizas arbusculares y de plantas. Algunos ejemplos en los ecosistemas semiáridos. *Ecosistemas* 18:44-54.
- Monroy-Ata A y García-Sánchez R. 2009. Los hongos micorrizógenos arbusculares en prácticas de restauración de vegetación semiárida. Pg. 11-23 En Monroy-Ata A y García-Sánchez R (eds). *Plantas y hongos: micorrizas arbusculares un mutualismo esencial en las zonas semiáridas*. FES Zaragoza UNAM.
- Monroy-Ata A, Estevez-Torres J, García-Sánchez R y Ríos-Gómez R. 2007. Establecimiento de plantas mediante el uso de micorrizas y de islas de recursos en un matorral xerófilo deteriorado. *Boletín Sociedad Botánica de México* 80:49-57.
- Moora M, Opik M, Sen R and Zobel M. 2004. Native arbuscular mycorrhizal fungal communities differentially influence the seedling performance of rare and common *Pulsatilla* species. *Functional Ecology* 18: 554-562.
- Mukerji KG. 1996. *Concepts in mycorrhizal research*. Klumer Academic Publishers Netherlands.
- Olalde-Portugal V y Frías Hernández JT. 2000. Caracterización microbiológica de suelos de islas de fertilidad de mezquite [*Prosopis laevigata* (Hum.&Bonpl. Ex. Wild)

- M.C. Johnst.] en ambientes semiáridos. Pp. 96-107. En Frías-Hernández JT., Olalde-Portugal V y E.J. Vernon-Carter (eds). El mezquite árbol de usos múltiples. Estado actual del conocimiento en México. Universidad de Guanajuato, México.
- Plenchette C, Fortin JA and Furlan V. 1983. Growth responses of several plant species to mycorrhizae in a soil of moderate P-fertility. I. Mycorrhiza dependency under field conditions. *Plant and Soil* 70:199-209.
- Ravnskov S and Jakobsen I. 1995. Functional compatibility in arbuscular mycorrhizas measured as hyphal P transport to the plant. *New Phytologist* 129:611-618.
- Sanders IR. 2004. Plant and arbuscular mycorrhizal fungal diversity-are we looking at the relevant levels of diversity and are we using the right techniques? *New Phytologist* 164:415-418.
- Sinha SK and Nicholas DJD. 1981. Nitrate reductase. In Paleg LG, Aspinall D (eds). The physiology and biochemistry of drought resistance in plants. Academic Press. Sydney, Australia.
- Smith SE and Read DI. 2008. Mycorrhizal symbiosis. Academic Press, San Diego, USA.
- Smith SE, Smith FA and Jakobsen I. 2004. Functional diversity in arbuscular mycorrhizal (AM) symbioses: The contribution of the mycorrhizal P uptake pathway is not correlated with mycorrhizal responses in growth or total P uptake. *New Phytologist* 162:511-524.
- Statsoft INC. 2000. Statistica for Windows vers. 6. Tulsa. OK, Tulsa.
- Sylvia DM and Williams SE. 1992. Vesicular arbuscular mycorrhizae and environmental stress. Pp 101-124. En Bethlenfalvay GJ y RG Linderman (eds) Mycorrhizae in sustainable agriculture. Special publication No. 64.
- Taiz L. and Zeiger E. 2006. Plant physiology. Sinauer associates Inc. Berlín, Alemania.
- Tilman D, Wedin D and Knopps J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystem. *Nature* 379: 718-720.
- Tisserant B, Gianinazzi-Pearson V, Gianinazzi S, and Gollotte A. 1993. In plant histochemical staining of fungal alkaline phosphatase activity for analysis of efficient arbuscular mycorrhizal infections. *Mycological Research* 97:245-250.

- Treseder KK and Allen MF. 2002. Direct nitrogen and phosphorus limitation of arbuscular mycorrhizal fungi: a model and field test. *New Phytologist* 155:507-515.
- Urcelay C and Diaz S. 2003. The mycorrhizal dependence of subordinates determines the effect of arbuscular mycorrhizal fungi on plant diversity. *Ecology Letters* 7:388-391.
- van der Heijden MGA and Horton TR. 2009. Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystem. *Journal of Ecology* 97:1139-1150.
- van der Heijden MGA, Boller T, Wiemken A and Sanders IR. 1998. Different arbuscular mycorrhizal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology* 79:2082-2091.
- Varma A. 1998. *Mycorrhiza Manual*. Germany, Springer-Verlag

DISCUSIÓN GENERAL

El estudio florístico del Valle del Mezquital, se centró en los arbustos que conforman y mantienen la estructura y funcionamiento de los matorrales; en estos ecosistemas, las cactáceas y leguminosas fueron las familias botánicas que caracterizaron la vegetación arbustiva de los tres matorrales (Capítulo I). En particular, las leguminosas *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera* aglutinan la vegetación en mosaicos de tamaños y composición variable, cuya expresión mínima son las islas de recursos. De acuerdo con los resultados obtenidos, es posible pensar que la concentración de los nutrientes influye positiva o negativamente en la diversidad vegetal del matorral, y en la concentración y utilización de nutrientes del suelo de las islas. La influencia positiva podría ocurrir a través de las relaciones positivas entre las especies que conformarían nichos complementarios de acuerdo a lo planteado por Harper (1977) y Hooper *et al.* (2005). La influencia negativa se puede explicar a través del aumento de recursos en función del tamaño de las islas e identidad de la especie formadora de isla, aunado a la posibilidad de que aumenten las relaciones de competencia y disminuya el proceso de facilitación.

El papel funcional de la isla de recursos a nivel de la especie que la forma está relacionado con los mecanismos de modificación de las propiedades del suelo mediante mecanismos de protección-adquisición de nutrientes, uso eficiente de los mismos, facilitación planta-planta y facilitación planta-suelo-planta.

El efecto que tienen los árboles y arbustos del matorral xerófilo en la modificación de las propiedades físicas y químicas del suelo y que determinan su fertilidad no es tan importante como el efecto que tienen los árboles en el suelo de los bosques templados (Fisher y Binkley 2000). Sin embargo, el efecto que tienen los árboles y arbustos del matorral sobre las formas de vida que habitan estos ecosistemas es crucial para su existencia (Noy-Meir 1985). La modificación del suelo por las especies formadoras de islas de recursos puede reflejarse en las historias de vida de las especies de microorganismos, en las plantas y en los animales asociados a ella, e incluso sobre la misma especie. Las especies que forman islas de recursos podrían considerarse como ingenieros del ecosistema, definidos según Jones *et al.* (1994) como aquellos organismos que directa o indirectamente modulan la disponibilidad de recursos a otras especies cambiando el estado físico de materiales bióticos o abióticos que llevan a la modificación, mantenimiento o creación de hábitats (Breemen y Finzi 1998).

El efecto de las islas de recursos en la comunidad (e.g. riqueza de especies vegetales, biomasa microbiana, etc.) y en el ecosistema (productividad, mineralización de C, etc.) es notable. Jones *et al.* (1994) sugieren que el efecto de los ingenieros en el ecosistema podría derivar en procesos sinérgicos que afectan la adecuación de la especie. Esta idea se complementa lo propuesto por Tilman (1988) para bosques templados, al mencionar que la modificación del suelo hacia menor o mayor fertilidad, debido a los árboles, lo que podría constituir una estrategia para incrementar la supervivencia y el éxito reproductivo de las diferentes especies de árboles.

A diferencia de los árboles en los bosques templados, donde existe gran cantidad de recursos en el suelo y la competencia predomina, en las zonas áridas y semiáridas no es la competencia la interacción dominante (Callaway 1997, Escudero *et al.* 2004). En las fases iniciales de una isla, las estrategias básicas con pocos recursos en el suelo, la facilitación es el proceso que predomina, una vez que la isla ha llegado a su máxima contribución (tamaño límite de la isla) es cuando predominan las interacciones de competencia. En todo caso no sería tan grave a largo plazo, que la isla pierda la interacción de competencia, una vez que ha contribuido lo suficiente a la producción y acumulación de semillas, ya que ellas conforman la siguiente generación de plantas, lo que apoya lo propuesto por Grime (1979) sobre las estrategias básicas de las plantas, y que explican los procesos de sucesión, por ejemplo la facilitación de especies pioneras (ruderales) y la tolerancia al estrés.

Cuando se pierde la cobertura de los arbustos (por tala, quema o pastoreo) disminuye la infiltración de agua y con ello, las posibilidades de establecimiento y crecimiento de plántulas (reclutamiento de nuevos individuos). Además, el suelo desnudo es susceptible a la erosión causando la remoción de nutrientes en los mosaicos. Estos procesos se aceleran dramáticamente por las actividades humanas como la urbanización, la extracción de leña y el sobrepastoreo causando un fuerte deterioro en estos ecosistemas.

Algunos estudios sobre vegetación leñosa en ambientes áridos indican que son muy estables, ya que no presentan cambios en biomasa por períodos de 30 a 50 años (Fuentes *et al.* 1984, Gutierrez *et al.* 1993), aunque suelen presentarse cambios en las especies dominantes, lo que implica que las especies vegetales cada vez se encuentran en menor densidad pero éstas son de mayor tamaño. En el Valle del Mezquital, los matorrales se presentan como mosaicos con diferentes proporciones de las especies predominantes, frecuentemente, de alguna de las leguminosas *P. laevigata* y *M. biuncifera*, quienes pueden representar estadios sucesionales

diferentes. Con base en los índices de diversidad (H') y los parámetros demográficos obtenidos (Capítulo 1), se puede sugerir que los matorrales representen una secuencia sucesional con al menos un estadio intermedio con el siguiente orden: *Mimosa* (González) - *Prosopis* (Bingu) – *Mimosa+Prosopis* (Rincón).

En las zonas áridas se ha demostrado que en la distribución de la vegetación los patrones temporales hídricos juegan un importante papel (Tongway *et al.* 2004), por ello, las plantas a nivel individual, desarrollan mecanismos para resistir la sequía como las rutas fotosintéticas o la simbiosis micorrízica. También existen interacciones bióticas a mayor escala que regulan la concentración de recursos como la materia orgánica y nutrimentos, o la densidad de propágulos (semillas y esporas de hongos). Estas interacciones, también dependen de las características de las islas de recursos y en particular de la especie que forma la isla.

En los matorrales del Valle del Mezquital, la reorganización de la vegetación y la redistribución de los recursos depende de la especie formadora de la isla de recursos *P. laevigata* o *M. biuncifera*, estas especies difieren en tamaño y cobertura por lo que el aporte de materia orgánica al suelo varía, además la arquitectura radical es diferente e implica transporte de agua con diferentes estrategias; *P. laevigata*, presenta raíces pivotantes profundas, capaces de extraer y transportar agua desde estratos freáticos del suelo a los estratos superficiales (proceso que se conoce como levantamiento hidráulico), en el suelo superficial se mantiene humedad suficiente para promover la solubilización de nutrimentos del suelo. Esta humedad promueve los procesos microbianos que liberan los nutrimentos de las fracciones orgánicas y minerales del suelo, y favorece las asociaciones micorrízicas aún en períodos en el que el suelo está seco, mecanismo que ha sido reportado por autores como Cadwell *et al.* (1998) y Horton y Hart (1998).

En el caso de *M. biuncifera*, sus raíces son menos profundas y extendidas evitando la erosión del suelo y favoreciendo su enriquecimiento con nitrógeno fijado por las bacterias simbiotas. Esta especie se considera oportunista ya que su abundancia se relaciona con el grado de deterioro ambiental. Sin embargo, en el matorral de Rincón su coexistencia con *P. laevigata* promueve mayor heterogeneidad superficial y edáfica, lo que da origen a mayor número de nichos disponibles, con ello a mayor diversidad vegetal del matorral, mientras que en el suelo se promueve mayor diversidad de microorganismos, lo que incluye a los HMA.

La diversidad de morfoespecies de los HMA encontrados en los tres matorrales sugiere que existen varias opciones potenciales para que las plantas establezcan la simbiosis. El matorral

de Rincón, con mayor diversidad vegetal, muestra mayor riqueza de HMA que es en parte, debida a la presencia de la especie arbustiva *M. biuncifera* cuyo dosel presentó mayor densidad de esporas. Esta especie mostró ser un sitio de acumulación de esporas, a diferencia de *P. laevigata* quien sostiene mayor vegetación herbácea perenne bajo su dosel (datos no publicados), por ello los hongos se encuentran formando la micorriza arbuscular (MA). La presencia de las fases (espora/hifa-MA) de la comunidad de hongos arbusculares en el mismo matorral sugiere una funcionalidad compleja.

En el matorral con dominancia de *M. biuncifera*, se presentó la mayor densidad y riqueza de esporas tanto en época de lluvias como de secas, de manera contraria a lo encontrado en el matorral con predominio de *P. laevigata*, esta especie es considerada como facilitadora del establecimiento de otros componentes de la vegetación bajo su dosel (Cruz *et al.* 1997) por ello, es posible que el hongo se encuentre formando la MA con las especies asociadas a su dosel. En los sitios con mayor diversidad vegetal y de HMA se realiza una mejor explotación de los recursos, como ya lo ha propuesto van der Hiejden *et al.* (1998), en este sentido, se encontraron patrones similares de diversidad de HMA entre sitios tanto en la época de lluvias como en la seca, lo cual sugiere que en las islas no hubo efecto negativo debido a la estacionalidad sobre la comunidad de HMA. Sin embargo, es necesario conocer más sobre la dinámica de los diferentes propágulos (esporas, hifas y raíces colonizadas) de los HMA con el fin de conocer la potencialidad de este componente en las islas en los diferentes matorrales; desafortunadamente la carencia de información sobre la riqueza y diversidad de los HMA en los matorrales, se convierte en una limitante para abordar los estudios funcionales de esta simbiosis en los matorrales semiáridos.

Ante las condiciones ambientales limitantes y de perturbación, la MA es un componente funcional esencial en los procesos de transferencia de energía, nutrimentos y agua para el establecimiento y supervivencia de las plantas bajo estrés ambiental (Smith y Read 2008). Por lo tanto, su interacción con las plantas es crítica en las prácticas de conservación y recuperación de la vegetación de estos ambientes (Carrillo-García *et al.* 1999, Montañó *et al.* 2008).

Las especies vegetales difieren en su habilidad para crecer sin HMA a diferentes niveles de nutrimentos (Janos 2007). En los ecosistemas se pueden encontrar especies vegetales altamente dependientes de la micorriza, otras que son facultativas y las no micorrízicas. Las especies dependientes de la micorriza necesitan formar la asociación aún en presencia de altas

concentraciones de nutrientes, en contraste, las facultativas pueden prescindir de la micorriza cuando las concentraciones de nutrientes son altas, las plantas no micorrízicas no forman asociación bajo ninguna circunstancia (Janos 1980). De las especies que forman simbiosis (dependientes o facultativas) hay quienes muestran alta respuesta a la asociación y otras tienen poca respuesta (Janos 2007). En el ensayo en invernadero (Capítulo III) se demostró que *M. biuncifera* tuvo mayor dependencia micorrízica, con mayor incremento en su biomasa, de manera similar a muchas especies facultativas en estadios intermedios de sucesión en ambientes tropicales. Por el contrario *P. laevigata* presentó menor dependencia micorrízica, pero se considera que tiene una alta respuesta a la micorriza ya que muestra mayor incremento en biomasa.

En el trabajo de Janos (1980) propuesto para el trópico húmedo, sugiere que las especies de rápido crecimiento obtienen poco beneficio de la simbiosis micorrízica, debido a su poca inversión en tejidos de construcción (madera), eficiencia en intercambio gaseoso, altas tasas de fijación de carbono y su habilidad para absorber fósforo (Koide y Schreiner 1992). Estas especies son las que se encontrarían en los hábitats deficientes de HMA, mientras que las especies dependientes de la micorriza, sólo pueden establecerse después que las poblaciones de HMA se han establecido en el suelo y las condiciones son favorables para su establecimiento. Para la región del Valle del Mezquital, no existe ningún estudio sobre la dependencia micorrízica de especies tan representativas del matorral como *M. biuncifera* y *P. laevigata* por lo que el conocimiento sobre la tasa de crecimiento de estas especies, en relación a su respuesta micorrízica asociada a la procedencia de los HMA, contribuyen a comprender el éxito de cada una de estas leguminosas en el ecosistema, además que ayuda a vislumbrar la dinámica de los matorrales en diferentes estados de transformación o estadios sucesionales, asimismo, puede ser empleado en las propuestas de conservación y recuperación de estos ecosistemas.

Literatura citada

- Bremen NV and Finci AC. 1998. Plant-soil interactions: Ecological aspects and evolutionary implications. *Biogeochemistry* 42:1-19.
- Callaway RM. 1977. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia* 112:143-149.

- Caldwell MM, Dawson TE and Richards JH. 1998. Hidraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia* 131:151-161.
- Carrillo-García A, Leon De La Luz JL, Bashan Y and Bethlenfalvay GJ. 1999. Nurse plants, mycorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonoran Desert. *Restoration Ecology* 7:321-335.
- Cruz-Rodríguez JA, García-Moya E, Frías-Hernández JT, Montesinos G y Flores JL. 1997. Influencia de los Mezquites en la composición y cobertura de la vegetación herbácea de un agostadero semiárido del Norte de Guanajuato. *Boletín Sociedad Botánica de México* 61:21-23.
- Escudero A, Giménez-Benavides L, Iriando JM and Rubio A. 2004. Patch dynamics and island of fertility in a high mountain in Mediterranean community. *Arctic Antarctic Alpine Research* 36:528-527.
- Fisher RF and Binkley D. 2000. Ecology and management of forest soils. John Willey and Sons. New York. USA.
- Grime JP. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Willey and Sons. Chichester.
- Harper JL. 1977. Population biology of plants. Academic Press. London.
- Hooper DU, Chapin FS III, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Satälä H, Symstad AJ, Vandermeer J and Wardle DA. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3-35.
- Janos DP. 2007. Plant responsiveness to mycorrhizas differs from dependence upon mycorrhizas. *Mycorrhiza* 16:75-91.
- Janos, DP. 1980. Mycorrhizae influence tropical succession. *Biotropica* 12: 56-64.
- Jones CG, Lawton JH and Schachak M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373-386.
- Koide RT and Schreiner P. 1992. Regulation of the vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Plant Molecular Biology* 43:557-581.
- Montaño NM, García-Sánchez R, Morales-Gómez F y Ochoa G. 2008. Arbuscular mycorrhizae in Mesquite fertile islands in two semi-arid shrubs: their effect on *Bouteloua curtipendula* morphological development. En: Montaño NM, Camargo-Ricalde SL, García-Sánchez R,

- Monroy A (eds). Arbuscular mycorrhizae in arid and semiarid ecosystems. DF, México: Mundi-Prensa, INE-SEMARNAT, UAM-Iztapalapa, FES-Zaragoza-UNAM.
- Noy-Meir I. 1985. Desert ecosystem structure and function. Pp 93-103 In: Evenari, M., Noy-Meir, I. y Goodall DW (eds). Ecosystems of the World: Hot deserts and arid shrublands. Elsevier, The Netherlands.
- Smith SE and Read DJ. 2008. Mycorrhizal symbiosis. San Diego, CA: Academic Press.
- Tilman, D. 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Monographs in Population Biology, Princeton University Press.
- Tongway DJ, Cortina J and Maestre FT. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. Ecosistemas 13:2-15.
- van der Heijden MGA, Boller T, Wiemken A and Sanders IR. 1998. Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. Ecology 79:2082-2091.