

**DIVERSIDAD DE HONGOS MICORRÍDICOS
ARBUSCULARES Y FACTORES QUE INFLUYEN EN
SU DISTRIBUCIÓN EN LA SELVA BAJA
INUNDABLE DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA
RÍA LAGARTOS, YUCATÁN, MÉXICO.**

TESIS

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARA
OBTENER EL GRADO DE:**

**MAESTRO EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES TROPICALES**

POR:

**LICENCIADO EN BIOLOGIA
URIEL RAMÓN JAKOUSI SOLÍS RODRÍGUEZ**

**Asesor:
DR. JOSÉ ALBERTO RAMOS ZAPATA**

Mérida, Yucatán, México, Marzo de 2015

Dr. Jesús Arturo Caamal Maldonado

Dr. Juan Javier Ortiz Díaz

Dr. Juan Pablo Pinzón Esquivel

Dr. Jorge Leirana Alcocer

Dr. Rafael Antonio Rojas Herrera

Declaratoria de originalidad

“El presente trabajo no ha sido aceptado o empleado para el otorgamiento de título o grado diferente o adicional al actual. La tesis es resultado de las investigaciones del autor, excepto donde se indican las fuentes de información consultadas. El autor otorga su consentimiento a la UADY para la reproducción del documento con el fin del intercambio bibliotecario siempre y cuando se indique la fuente”.

Uriel Ramón Jakousi Solís Rodríguez

DEDICATORIA

Para Sebastián.

AGRADECIMIENTOS

A mi asesor Dr. José Alberto Ramos Zapata por su amistad, tolerancia y ayuda, sin la cual no hubiera terminado este proyecto.

A mí mamá y mi hermana, sin su ayuda no hubiera logrado nada.

A Diana Fabián, Luis Salinas, Luis Alberto Salinas, Víctor Parra-Tabla, Jorge Navarro y Roberto Barrientos, por su ayuda en campo y análisis de datos.

Al sínodo integrado por Dr. Arturo Caamal Maldonado, Dr. Juan Javier Ortíz Díaz, Dr. Juan Pablo Pinzón Esquivel y Dr. Jorge Leirana Alcocer por sus comentarios y sugerencias en la realización de esta tesis.

Al proyecto *Estudio de la diversidad y las interacciones bióticas para la conservación y restauración de la vegetación de la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos, Yucatán* financiado por PROMEP, clave 103.5/12/2117 responsable Dr. José Alberto Ramos Zapata.

RESUMEN

El estudio de la diversidad de hongos micorrícicos arbusculares (HMA) tiene gran relevancia ya que se consideran un grupo biológico clave en el ecosistema debido a su impacto en la nutrición y diversidad vegetal. En México se han registrado cerca del 40% de las especies HMA descritas pero ninguna en vegetación inundable. La selva baja inundable (SBI) en México se distribuye únicamente en la península de Yucatán y tiene gran importancia ecológica debido a que representa un paisaje único en las zonas tropicales, sirve como banco de germoplasma, corredor biológico y refugio faunístico. El objetivo de este trabajo fue determinar los factores que influyen sobre la diversidad y distribución de los HMA en la selva baja inundable (SBI) en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (RBRL), Yucatán, México. Se seleccionaron dos sitios en Río Lagartos y dos en El Cuyo. En cada sitio se estimó la diversidad de HMA, se determinó la composición florística y se determinaron las características químicas del suelo (P, pH, materia orgánica (%), C (%) y CIC (Cmol(+)/Kg) así como signos de perturbación. Se realizaron análisis de regresión y correspondencia canónica para explorar la preferencia de hábitat de los HMA. Se identificaron 11 especies de HMA y 29 especies arbóreas. Las concentraciones más altas de P, C y materia orgánica, así como el pH más alcalino y la mayor CIC se encontraron en Río Lagartos, mientras que la mayor abundancia, riqueza y diversidad de HMA se encuentra en El Cuyo. Nuestros resultados sugieren que la diversidad de HMA se relaciona más estrechamente con las características químicas del suelo que con la vegetación circundante y los signos de perturbación presentes en la SBI de la RBRL.

Palabras clave: RBRL, diversidad de HMA, características químicas del suelo, vegetación, perturbación.

SUMMARY

The main goal of this work was to identify the factors that have influence on diversity and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in the tropical low flooding forest (TLFF) in Reserva de la Biosfera Ria Lagartos (RBRL), Yucatan, Mexico. We selected four sites: two sites on Rio Lagartos and two more in El Cuyo, in each site it was estimated the AMF diversity, vegetation composition, perturbation signs as well as soil values of P, pH, organic matter (%), C (%) y CIC (Cmol(+)/Kg) were evaluated. We identified 29 tree species belonging to 15 botanic families, being Fabaceae the most abundant. The highest AMF diversity was found at El Cuyo, whereas the highest concentration of P, C and organic matter as well as highest pH and CIC values were present at Rio Lagartos. A negative relationship among the AMF diversity and chemical soil characteristics was found. Particularly the distribution of *A. scrobiculata*, *A. kentinensis* and *Gigaspora sp.* depend of P and pH values of soil. The AMF diversity is more affected by soil characteristics than by the vegetation and perturbation in the TLFF from RBRL.

Keywords: RBRL, AMF diversity, soil characteristic, perturbation, vegetation.

Índice

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MARCO TEÓRICO.....	3
2.1. Los hongos micorrícicos arbusculares	3
2.2. Morfología y ciclo de vida de los HMA	3
2.3. Reproducción de los HMA.....	6
2.4. Taxonomía de los HMA.....	7
2.5. Importancia ecológica de los HMA.....	8
2.5.1. Influencia de los HMA en los ciclos biogeoquímicos.....	9
2.5.2. HMA y la nutrición vegetal	10
2.5.3. Importancia de los HMA en las comunidades vegetales.....	12
2.6. Diversidad de HMA	13
2.6.1. Identificación taxonómica.....	13
2.6.2. Factores que influyen en la diversidad de HMA.....	14
2.7. La selva baja inundable	19
3. JUSTIFICACIÓN	21
4. OBJETIVO.....	22
4.1. Objetivos particulares.....	22
5. LITERATURA CITADA.....	23
6. ARTÍCULO	30
RESUMEN	31
INTRODUCCIÓN	32
MATERIAL Y MÉTODOS	35
Área de estudio	35
Selección de los sitios.....	35
Caracterización de la vegetación	35
Caracterización del suelo.....	36
Caracterización de la comunidad de HMA	36
Análisis estadísticos.....	36
RESULTADOS.....	38

Características de la vegetación	38
Características químicas del suelo.....	41
Diversidad de HMA y factores que influyen en su distribución en la RBRL	41
DISCUSIÓN	47
BIBLIOGRAFÍA	51
7. CONCLUSIONES.....	58

Índice de figuras

- Figura 1.** Esquema del ciclo de vida y formación de estructuras de los HMA. (1) Germinación de la spora y ramificación de la hifa, (2) formación del apresorium, (3) colonización de la hifa al córtex de la raíz, (4) crecimiento de micelio intercelular, (5) formación de arbuscúlos, (6) formación de vesículas intercelulares, (7) crecimiento de micelio extraradical con ramificación y formación de estructuras para la captación de nutrientes y agua, y formación de nuevas esporas (Tomado de: Hause y Schaarschmidt, 2009). 5
- Figura 2.** Esquema de las relaciones filogenéticas basado en secuencias de ADN ribosomal (Schüßler y Walker, 2011). 8
- Figura 3.** Área basal de arboles (*Mdn* + 75th percentil) en cuatro sitios de SBI de la RBRL..... 40
- Figura 4.** Abundancia de esporas de tres familias de HMA en cuatro sitios de SBI de la RBRL 43
- Figura 5.** A. Abundancia de HMA (*Mdn* + 75th percentil) en cuatro sitios de SBI en la RBRL ($H = 19.191$, $p < 0.001$). B. Riqueza de HMA (*Mdn* + 75th percentil) en cuatro sitios de SBI en la RBRL ($H = 23.050$, $p < 0.001$). C. Diversidad de HMA ($\mu \pm \sigma$) en cuatro sitios de SBI en la RBRL ($P < 0.05$). 44
- Figura 6.** Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para las abundancias de los HMA encontrados en los cuatro sitios de SBI analizados dentro de la RBRL con relación a las características químicas del suelo identificadas en cada sitio (P , %MO, pH y CIC). Los puntos azules indican a las especies de HMA, los puntos negros representan los sitios y las flechas verdes las representan las características químicas del suelo..... 46

Índice de cuadros.

Cuadro 1. Lista de especies arbóreas en cuatro sitios de SBI dentro de la RBRL.	38
Cuadro 2. Valores de importancia de las especies arbóreas encontradas en cuatro sitios de SBI de la RBRL.	39
Cuadro 3. Análisis de similitud (Jaccard) de la composición taxonómica de arboles en cuatro sitios de SBI en la RBRL.....	41
Cuadro 4. Análisis de las características químicas del suelo ($\mu \pm D.E.$) en cuatro sitios de SBI de la RBRL. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los sitios seleccionados.	41
Cuadro 5. Especies de hongos micorrícicos arbusculares en cuatro sitios de la SBI de la RBRL.	42
Cuadro 6. Relación entre las variables de vegetación y suelo con la diversidad de HMA encontrada en cuatro sitios de SBI en la RBRL.....	45

1. INTRODUCCIÓN

Los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) están presentes en todos los ecosistemas terrestres colonizando la mayoría de las familias vegetales (Brundrett, 2009). Estos hongos proveen a las plantas de minerales y agua para su crecimiento debido a que sus hifas funcionan como extensiones de las raíces. Los HMA son tan importantes que se sugiere que su aparición, hace 400 millones de años (Simon et al., 1993), jugó un papel determinante en la colonización de las plantas al medio terrestre (Remy et al., 1994) y en la actualidad se presume que siguen siendo fundamentales para el funcionamiento de los ecosistemas y el mantenimiento de la diversidad vegetal.

La diversidad de los HMA está estrechamente relacionada con la diversidad vegetal y las características morfológicas, físicas y químicas del suelo (Cornwell *et al.*, 2001; Milcu *et al.*, 2013; Dumbrell *et al.*, 2011), afectando de esta manera la producción de sus esporas y su distribución espacial. Las características químicas del suelo (pH, nutrientes, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y base de saturación) suelen explicar gran parte de la distribución de estos hongos, así como cambios en las condiciones del suelo y la vegetación provocadas por perturbaciones naturales o antropogénicas que pueden alterar y crear nuevos patrones de distribución (Brundrett y Ashwath 2013). A pesar de lo anterior, son pocos los estudios que integran tanto el componente biótico como el abiótico para explicar la distribución y diversidad de la comunidad de HMA. En México se han registrado cerca del 40% de las especies de hongos micorrícicos arbusculares (HMA) descritas en 10 diferentes tipos de vegetación pero ninguna en vegetación inundable.

La SBI en México solo se distribuye en la Península de Yucatán y ocupa un 0.10% del territorio (Escamilla et al., 2005). A pesar de su escasa representación territorial, la SBI tiene una gran importancia ecológica, ya que sirve como banco de

germoplasma, corredor biológico, y refugio faunístico en épocas de estrés hídrico (Palacio, 2002). Esto resalta la importancia de la SBI y el conocimiento de las interacciones que tiene con grupos biológicos clave para el ecosistema como son los HMA. Este trabajo pretende determinar los factores que influyen sobre la diversidad y distribución de los HMA en la selva baja inundable (SBI) en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (RBRL), considerando las características químicas del suelo, la vegetación y signos de perturbación presentes en la reserva.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Los hongos micorrícicos arbusculares

Los hongos micorrícicos arbusculares (Glomeromycota) establecen una asociación mutualista con las raíces de cerca de cerca del 80% de las familias vegetales (Smith y Read, 2008; Brundrett, 2009). Deben su nombre a la estructura que desarrollan dentro de las células corticales llamadas arbusculos, en las cuales se realiza principalmente el intercambio de nutrientes entre la planta y el hongo. Los HMA son simbioses obligados de las plantas, las cuales le proveen compuestos carbonados resultantes de la fotosíntesis y sin la presencia de su hospedero, los HMA no pueden llevar a cabo su ciclo de vida completo. Por otro lado, las plantas son simbioses facultativos que en su mayoría se benefician al incrementar la toma de macro y micronutrientes facilitados por estos hongos (Marschner y Dell, 1994).

Se estima que los HMA surgieron hace 353–462 millones de años (Simon *et al.*, 1993) y debido al papel que desempeñan en la nutrición vegetal, es posible que hayan sido importantes en la colonización del medio terrestre por parte de las plantas (Remy *et al.*, 1994), tal como hoy en día son determinantes en los ecosistemas terrestres debido a su impacto en diversidad vegetal, ciclos biogeoquímicos y formación de suelo, entre otros (van der Heijden *et al.*, 2008; Gianinazzi *et al.*, 2010; Jeffries y Barea, 2012).

2.2. Morfología y ciclo de vida de los HMA

Los HMA producen diferentes estructuras dentro y fuera de las raíces de las plantas, las cuales son de gran importancia para su metabolismo y son empleadas para su identificación taxonómica. Dentro de las raíces de las plantas se pueden encontrar arbusculos, esporas, vesículas y micelio, mientras que en el suelo es

posible encontrar esporas, micelio, y en algunos géneros (*Gigaspora* y *Scutellospora*) unas estructuras denominadas células auxiliares (Smith y Read, 2008).

Las esporas son estructuras esféricas o semiesféricas que son producto de la reproducción asexual de estos hongos. Las paredes de estas esporas están compuestas de polisacáridos, lípidos, proteínas y quitina, lo que les permite permanecer en el suelo por varios años hasta que las condiciones sean favorables para su germinación (Peterson *et al.*, 2004). Estas estructuras son de gran importancia en la determinación taxonómica de los HMA, así como para su aislamiento y establecimiento de cultivos (Smith y Read, 2008) que pueden ser empleados para la descripción de la distribución de las HMA.

Las vesículas son estructuras de paredes delgadas con gran variedad de formas, dependiendo de la especie de HMA y el lugar donde se encuentre dentro de la raíz de la planta. Estas estructuras sirven como almacén de lípidos y desempeñan un papel importante como propágulos dentro de los fragmentos de raíces colonizadas que se encuentran en el suelo (Smith y Read, 2008).

Las hifas de los HMA que componen el micelio, son capaces de formar otras estructuras (arbúsculos, vesículas y esporas) dentro de las raíces de las plantas y el suelo. El micelio puede persistir en los fragmentos de raíces muertas y constituir una importante fuente de inóculo. Estas hifas pueden resistir congelamiento y sequía hasta que las condiciones sean favorables para la colonización de otras raíces. Por otro lado, el micelio extraradical cumple muchas funciones, la más importante es la de traslocar nutrientes (*v.g.* fósforo) del suelo a las raíces.

El ciclo de vida completo de los HMA involucra una etapa de reconocimiento químico, de comunicación y finalmente el establecimiento de la simbiosis entre el hongo y la raíz de la planta hospedera. En las etapas previas a la germinación, la

espora es estimulada por los exudados de las raíces, pero también puede ocurrir en su ausencia (Giovannetti, *et al.*, 1993), produciéndose micelio vegetativo que en contacto con una raíz forma una estructura de anclaje llamada apresorium. Posteriormente la hifa penetra la raíz e inicia la infección de los tejidos donde se formarán las hifas intracelulares, enrrollamientos, arbuscúlos y en algunos casos vesículas (Bonfante y Perotto, 1995). Una vez que el hongo se ha beneficiado de los productos fotosintéticos de la planta, es capaz de producir estructuras reproductivas (esporas) que son dispersadas en el suelo (Figura 1).

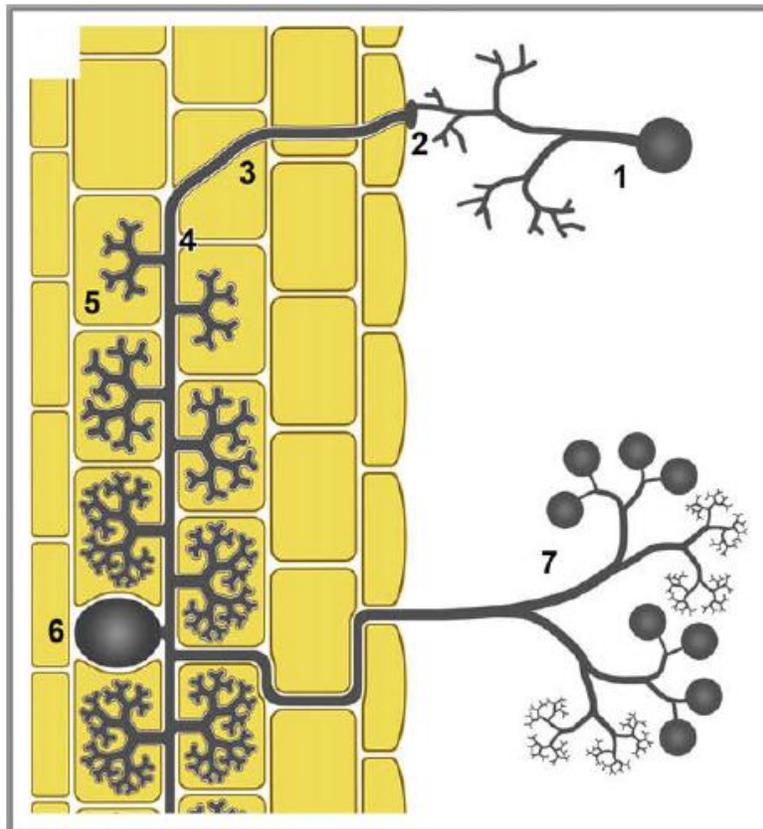


Figura 1. Esquema del ciclo de vida y formación de estructuras de los HMA. (1) Germinación de la espora y ramificación de la hifa, (2) formación del apresorium, (3) colonización de la hifa al córtex de la raíz, (4) crecimiento de micelio intercelular, (5) formación de arbuscúlos, (6) formación de vesículas intercelulares, (7) crecimiento de micelio extraradical con ramificación y formación de estructuras para la captación de nutrientes y agua, y formación de nuevas esporas (Tomado de: Hause y Schaarschmidt, 2009).

2.3. Reproducción de los HMA

La reproducción de los HMA en ausencia de un hospedero es hasta el momento un enigma que se intenta resolver mediante métodos moleculares y diseños experimentales que permitan su estudio. Aún no se han encontrado estructuras sexuales en los HMA y junto con la escasa diversidad morfológica que exhiben, hace suponer que su reproducción es asexual (Sanders, 2011). De ser así, los HMA representarían uno de los grupos de eucariontes más antiguos que se reproducen de manera clonal, sin embargo su larga historia de reproducción asexual significa una paradoja debido a su incapacidad de eliminar los efectos deletéreos de las mutaciones en poblaciones naturales (Pawłowska, 2005). Por lo anterior, se han desarrollado diferentes investigaciones con el objetivo de entender el éxito reproductivo de los HMA.

Aún no es posible determinar si los HMA presentan recombinación genética producto de una fecundación y meiosis, o producto de una fusión de hifas con intercambio de núcleos, resultado de un ciclo parasexual (Pawłowska, 2005). De acuerdo con Halary *et al.* (2011), si estos hongos son o fueron capaces de llevar a cabo meiosis, la evidencia debe encontrarse en sus genes. Recientemente Corradi y Lildhar (2012) encontraron 51 genes con fuerte homología con genes involucrados en la meiosis de otros hongos, lo cual sugiere que un proceso meiótico puede ocurrir en este grupo ancestral de hongos.

A pesar de la evidencia molecular aún no se ha observado un proceso meiótico en ningún miembro de este linaje. Los núcleos de estos hongos son aparentemente haploides, por lo cual un mecanismo que desencadenaría el proceso meiótico sería la fusión nuclear. Desafortunadamente, aunque se ha observado intercambio de núcleos en la fusión de hifas de diferentes individuos de HMA aún no se ha logrado observar la fusión de núcleos, lo cual produciría una progenie haploide con una nueva combinación alélica (Corradi y Lildhar, 2012).

2.4. Taxonomía de los HMA

Los hongos micorrícicos arbusculares pertenecen al phylum monofilético Glomeromycota (Schüßler *et al.*, 2001). La taxonomía de estos hongos es compleja y ocurren nuevos avances constantemente en la disciplina, los cuales incluyen evidencia morfológica y molecular para esclarecer las relaciones filogenéticas dentro de este grupo. Hasta antes del año 2001 a los HMA se les agrupaba dentro del phylum polifilético Zygomycota debido a similitudes que compartían en caracteres morfológicos, anatómicos, citológicos y reproductivos (Gerdermann y Trappe, 1974). Sin embargo, la evidencia molecular reciente indica que los hongos micorrícicos arbusculares conforman un grupo monofilético que comparte una ancestría común con los phyla Basidiomycota y Ascomycota (James *et al.*, 2006; Schüßler *et al.*, 2001).

Los cambios en la taxonomía dentro del Phylum Glomeromycota han sido muchos desde antes de que se comenzaran a emplear los métodos moleculares (ver Stürmer, 2012). De acuerdo con Schüßler y Walker (2011), en la taxonomía de los HMA se pueden reconocer tres etapas principales: la primera, cuando se desconocía la naturaleza simbiótica que compartían con las plantas y cuya descripción estaba basada en descripciones morfológicas. La segunda, cuando se reconoce el estatus micorrícico y que la evolución de las primeras plantas terrestres se encontraba vinculada con su estilo de vida micotrófico. Y la tercera, en la cual nos encontramos actualmente, en la que se hace uso de herramientas moleculares para el esclarecimiento de las relaciones filogenéticas dentro de Glomeromycota.

De acuerdo con los resultados obtenidos del análisis de ADN que codifica para el ARN ribosomal, actualmente se reconocen dentro del Phylum Glomeromycota a cuatro órdenes, once familias, dieciocho géneros y más de doscientas especies.

Las familias mejor representadas en cuanto a número de especies son Glomeraceae y Acaulosporaceae (Schüßler y Walker, 2011) (Figura 2).

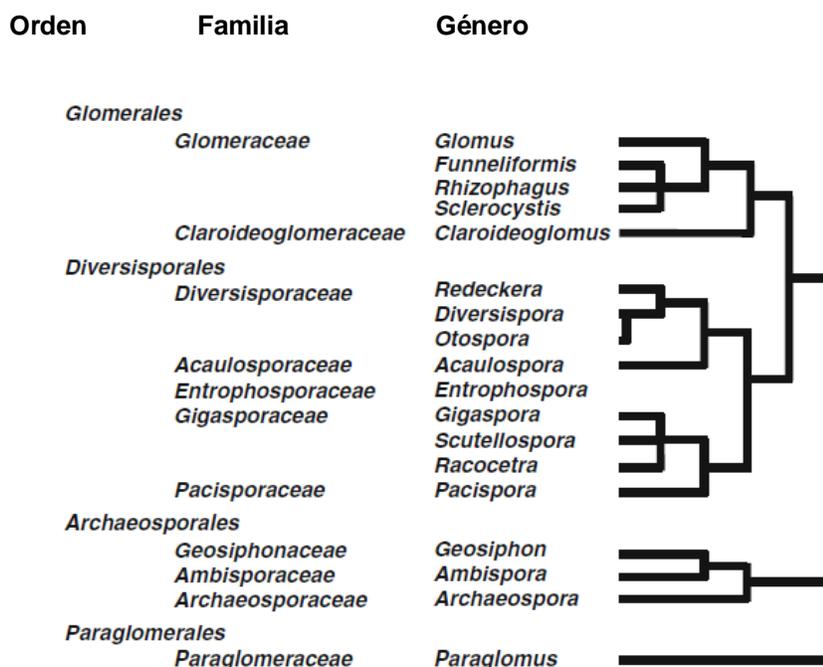


Figura 2. Esquema de las relaciones filogenéticas basado en secuencias de ADN ribosomal (Schüßler y Walker, 2011).

2.5. Importancia ecológica de los HMA

La relevancia que tienen los HMA en el ecosistema radica en que conectan a los productores primarios del ecosistema, las plantas, con los nutrientes que se encuentran heterogéneamente distribuidos en el suelo, los cuales son necesarios para su crecimiento, permitiendo el flujo de compuestos ricos en energía al mismo tiempo que crean conductos para trasladar dichos nutrientes a sus hospederos (Garg y Chandel, 2010). Se ha considerado a estos hongos como un grupo biológico clave en los ecosistemas (Wall y Moore, 1999; Gianinazzi *et al.*, 2010), debido al rol que desempeñan en aspectos cruciales para el ecosistema como lo son los ciclos biogeoquímicos (principalmente de carbono y fósforo), la nutrición vegetal, la estructura de la vegetación y la formación de suelo.

2.5.1. Influencia de los HMA en los ciclos biogeoquímicos

Los microorganismos del suelo desempeñan un papel fundamental en los procesos ecosistémicos debido su participación en los ciclos biogeoquímicos y la facilitación de nutrientes a una gran diversidad de organismos en la cadena trófica (Smith y Read, 2008). Algunos de los ciclos biogeoquímicos más importantes (por la abundancia con la que se encuentran estos nutrientes en los organismos vivos) en los que se ven involucrados los microorganismos (incluyendo los HMA) el ciclo del carbono (Högberg *et al.*, 2001) y ciclo del fósforo (Read y Pérez-Moreno, 2003).

Los hongos micorrícicos arbusculares desempeñan un papel central en los ciclos biogeoquímicos debido a su capacidad de obtener compuestos de carbono de los hospederos fotosintéticos y traslocarlos al suelo por medio de su micelio (Finlay y Rosling, 2006). De acuerdo con Read y Perez-Moreno (2003), los HMA contribuyen significativamente al ciclaje de nutrientes como el carbono, nitrógeno y fósforo a una escala global, pero es en los trópicos donde su influencia puede verse con mayor claridad debido a los altos niveles de colonización que ahí presentan las plantas (Moyersoen *et al.*, 2001).

La importancia de los HMA en relación a la captación de nutrientes y en particular su captación de carbono ha sido reconocida por décadas, en particular el papel que desempeña el micelio extrarradical, el cual es de fundamental importancia para entender el impacto que tienen estos hongos en los ciclos biogeoquímicos (Johnson *et al.*, 2006).

Las técnicas empleadas en la estimación de la cantidad de carbono alojada en las comunidades microbianas del suelo sugieren que los HMA son un componente sumamente importante en el secuestro de carbono. Los HMA representan hasta un 30% de la biomasa microbiana total del suelo (Olsson y Wilhelmsson, 2000) y

pueden recibir del 1 al 26% del carbono fijado por las plantas, mientras que a nivel de ecosistema se ha determinado que del 6 al 8% del carbono fijado en una pradera es respirado por los HMA. De acuerdo con Staddon *et al.* (2003) el periodo de recambio de carbono en los HMA puede durar apenas entre 5 y 6 días.

Además de la rápida asignación de carbono a los HMA por parte de las plantas, debe recordarse el rol que desempeñan estos en el almacén de carbono a largo plazo y en relación a esto se ha especulado que estos hongos son una importante fuente de secuestro de carbono en condiciones elevadas de CO₂, lo cual repercute de manera importante en las concentraciones de CO₂ atmosférico (Treseder y Allen, 2000).

Por otro lado, los HMA tienen un papel importante en la captación de fósforo para las plantas (Marshner y Dell, 1994) y su importancia en el ciclo del fósforo radica precisamente en la facilitación de este elemento a sus hospederos. El micelio extrarradical de los HMA crece más allá de la zona de aprovechamiento de las plantas y debido al reducido diámetro del micelio los HMA son capaces de acceder a poros del suelo más pequeños que las raíces, proveyendo a las plantas de nuevas fuentes de fósforo (Smith y Read, 2008). Finalmente, esta capacidad de adquisición de fósforo no solo le permite a los HMA mantener los ciclos cortos de fósforo con las plantas, sino también la capacidad de reducir la pérdida de fósforo por lixiviación y erosión del suelo (Cardoso y Kuyper, 2006).

2.5.2. HMA y la nutrición vegetal

A pesar de la relevancia que tienen los HMA en los procesos ecosistémicos, la mayor cantidad de información que se tiene de la simbiosis micorrízica arbuscular está relacionada con los beneficios nutricionales que los hongos le proveen a la planta. Marschner y Dell (1994) caracterizaron los principales nutrientes que la

planta adquiere y que es favorecida por los HMA, dentro de ellos se encuentra el amonio, nitratos, potasio, calcio, sulfatos, hierro y principalmente fósforo.

El fósforo es requerido en grandes cantidades por las plantas para su crecimiento debido a que es componente clave de moléculas como ácidos nucleicos, fosfolípidos y ATP. Sin embargo se encuentra escaso en su forma inorgánica y es un elemento extremadamente inmóvil en los suelos (Bucher, 2007), incluso con el uso de fertilizantes el fósforo es rápidamente inmovilizado en su forma orgánica u otras formas insolubles (Wetterauer y Killon, 1996) de tal forma que no está disponible para las plantas.

Como se ha mencionado anteriormente, los HMA son capaces de hidrolizar el fósforo orgánico, transferirlo a su micelio y traslocarlo a su hospedero. El efecto de los HMA en el aumento del crecimiento de muchas especies de plantas está bien documentado (ver Smith y Read, 2008) y se debe al incremento en la adquisición de nutrientes (principalmente fósforo) por parte de los HMA hacia las plantas. Empleando isotopos radioactivos se han encontrado casos extremos como el de *Glomus intraradices* quien en condiciones controladas suministra hasta el 100% del fósforo a plantas micorrizadas de tomate (Smith y Smith, 2012).

Además del fósforo, y a pesar de la perspectiva evolutiva acerca de la perdida de habilidad para movilizar los compuestos mineralizados de nitrógeno, Hodge (2001) demuestra que algunas especies de HMA son capaces de facilitar este nutriente a las plantas y contribuir a la descomposición de materia orgánica en un comportamiento saprofito. Los HMA también tienen la capacidad de facilitar a las plantas nutrientes como Mg, Zn y Cu, entre otros (Clarck, 1997; Clarck y Zeto, 2000; Chen *et al.*, 2003). Además de facilitar macro y micronutrientes a las plantas, los HMA son capaces de facilitar agua a las plantas debido al reducido diámetro de las hifas que le permiten acceder a micrositos en el suelo, de esta

manera tienen un efecto importante en la tolerancia de las plantas a la sequía (Augé, 2001).

2.5.3. Importancia de los HMA en las comunidades vegetales

Fitter (2005) propone que los beneficios que los HMA proveen a las plantas es mucho mayor que solamente la facilitación de fósforo y otros nutrientes. También se ha encontrado que los HMA inciden en el control de patógenos y éxito reproductivo de las plantas (Cordier *et al.*, 1998; Stanley *et al.*, 1993). De esta forma los HMA proveen diferentes servicios a las comunidades vegetales como son el incremento de la diversidad y productividad vegetal.

De acuerdo con Fitter (2005) la habilidad de las plantas para invadir nuevas comunidades depende de su habilidad para obtener recursos. La eficiencia del intercambio de nutrientes entre los HMA y las plantas depende de la combinación de especies (de hongos y plantas) que establecen la interacción simbiótica (Ruiz-Lozano *et al.*, 1995), de tal forma que si los beneficios nutrimentales de esta simbiosis son distintos para las especies de plantas, es posible que los HMA influyan también en la habilidad de las plantas para invadir nuevas comunidades (Fitter, 2005). De esta forma la diversidad y la estructura espacial de la comunidad fúngica genera un ambiente heterogéneo que contribuye al mantenimiento de la diversidad vegetal local (Bever *et al.*, 2001).

Se han realizado diferentes estudios en microcosmos que indican un efecto positivo de la diversidad de HMA en la diversidad y productividad de las comunidades vegetales (ver van der Heijden *et al.*, 1998). Los HMA promueven el establecimiento e incrementan la competitividad de las especies menos dominantes frente a las especies más dominantes (van der Heijden *et al.*, 2006). Sin embargo, en algunos casos, los HMA son capaces de reducir la diversidad

vegetal especialmente en los ecosistemas donde las plantas son altamente dependientes de su micorrización (Hartnett y Wilson, 1999).

Finalmente, los efectos que tienen los HMA en las comunidades vegetales repercuten en el ecosistema, la diversidad y la composición de especies vegetales, regulando el funcionamiento de los ecosistemas (Naeem *et al.*, 1994; McGrady-Steed *et al.*, 1997). Debido a lo anterior resulta indiscutible la importancia que tienen estos microorganismos del suelo en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres.

2.6. Diversidad de HMA

2.6.1. Identificación taxonómica

Como se mencionó anteriormente, las esporas de los HMA son la estructura que permite su identificación morfológica. Los datos obtenidos de estas estructuras permiten realizar estudios de diversidad, listados e inventarios de especies (Arya *et al.*, 2012; Stürmer *et al.*, 2013).

El uso de métodos moleculares para el estudio HMA actualmente se desarrolla en varios lugares del mundo, sin embargo, estas técnicas son costosas debido al equipo que requieren y los materiales necesarios, además requieren de largo tiempo de estandarización y perfeccionamiento de la técnica.

Un paso significativo para los interesados en la identificación taxonómica de los HMA se dio con la publicación del listado de Schenck y Perez (1989), ya que reunía todas las descripciones morfológicas realizadas previamente a su publicación, y a pesar de la controversia que originó y que actualmente se encuentra fuera de impresión, sigue siendo empleado en algunos laboratorios como herramienta para la identificación de estos hongos (Stürmer, 2012).

Las descripciones de Schenck y Perez (1989) están basadas en las estructuras morfológicas de la pared de las esporas. Entre las descripciones se pueden reconocer tipos de paredes de esporas como el tipo laminada, evanescente, membranosa, germinal, entre otras (Stürmer, 2012). Además de la estructura de la pared, en el manual de Schenck y Perez (1989) se incluyen descripciones de la coloración, así como algunas características ontológicas como la formación de esporocarpos.

En años más recientes el uso de páginas web con descripciones morfológicas creció en importancia y actualmente existen varios sitios en internet que albergan un número considerable de publicaciones con descripciones morfológicas e información relacionada con los HMA como el sitio del International Culture Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi (INVAM), la Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie (descripciones de Janusz Blaszkowski), The International Bank for the Glomeromycota, (BEG) y Coleção Internacional de Cultura de Glomeromycota (CICG).

2.6.2. Factores que influyen en la diversidad de HMA

Anteriormente se ha revisado la importancia que tiene los HMA en la estructura y composición de las comunidades vegetales, sin embargo, existe la posibilidad de que la comunidad vegetal también influya en el comportamiento de la comunidad fúngica, así como los factores abióticos circundantes.

2.6.2.1. Factores relacionados con el hospedero

Bever *et al.* (2001) proponen que la identidad de la planta influye en la capacidad reproductiva (número de esporas) y crecimiento de los HMA, lo que a su vez afectaría su distribución espacial. A favor de lo anterior, existe evidencia que

sugiere un efecto directo de diversidad funcional y filogenética de las plantas sobre la diversidad de HMA (Milcu *et al.*, 2013).

Anteriormente se consideraba que los cambios sufridos por los organismos por encima del suelo (e.g. plantas) no tenían un efecto considerable sobre los microorganismos del suelo pero esto se debe a que solo se han considerado variables como la abundancia y la riqueza de especies vegetales, dejando de lado la funcionalidad y la diversidad filogenética de las plantas. Milcu *et al.* (2013) muestran que la diversidad filogenética (número de familias taxonómicas) es determinante para explicar la distribución de HMA, destacando que un incremento en la diversidad de HMA puede no estar vinculada al número de especies de plantas circundantes sino a la cantidad de familias filogenéticas que rodean a los hongos.

Además, Ramos-Zapata *et al.* (2010) demuestran que la variación genética de las plantas incide en la intensidad con la que los HMA pueden colonizar las raíces de las plantas, en particular de *Ruellia nudiflora*. La colonización es un factor que también se relaciona con la producción de esporas particularmente en los géneros *Scutellospora* y *Gigaspora* (Dodd *et al.*, 2000). Por lo tanto, es posible que los efectos observados en la colonización debido a la variación genética de las plantas tenga un efecto en la producción de esporas por parte de los HMA en especial cuando la colonización es escasa.

2.6.2.2. Factores abióticos

De acuerdo con Allen *et al.*, (1995) las comunidades vegetales micorrizadas con HMA presentan una riqueza vegetal elevada pero la diversidad fúngica es baja, mientras que comunidades micorrizadas por otros hongos (phyla Basidiomycota, Ascomycota, y Zygomycota) presentan baja riqueza vegetal y alta riqueza de hongos micorrícicos. Por lo tanto, una alta riqueza vegetal no implica una alta

riqueza de hongos micorrícicos. Esto sugiere que la diversidad de HMA responde a factores abióticos más que a su hospedero.

Además de lo anterior, muchas especies de HMA tienen una distribución mundial en tipos de climas muy similares donde se asocian con las diferentes plantas residentes. Esto, de acuerdo con los autores antes citados, indica que la distribución espacial de estos hongos está mayormente influenciada por las abióticas a las que están sometidas más que por la influencia de su hospedero. A continuación se presentan los factores abióticos más estudiados que inciden en la comunidad de HMA.

2.6.2.3. Estacionalidad y factores edáficos

El cambio de las estaciones y los factores edáficos son fuertes candidatos para explicar el comportamiento de la diversidad de HMA. Con respecto a la temporada climática, se tiene abundante evidencia de la relación que guarda con la diversidad de HMA, es decir que los cambios de temperatura y la cantidad de luz solar afectan la estructura de la comunidad de HMA (Dumbrell *et al.*, 2011), así como la abundancia de esporas es afectada por la estacionalidad de las lluvias, observándose un incremento en la abundancia de dichas estructuras en las temporadas de menor precipitación (Su *et al.*, 2011; D'Souza y Felinov-Rodriguez, 2013). Es importante mencionar que en los estudios de diversidad se emplean comúnmente a las esporas, y estas estructuras son un mecanismo de defensa contra las condiciones ambientales adversas, por lo tanto su producción se encuentra vinculada con dichos factores ambientales. Sin embargo no debemos olvidar que las esporas pueden permanecer por largo tiempo en el suelo (Smith y Read, 2008), por lo tanto los resultados obtenidos de su colecta no necesariamente son respuesta a corto plazo de la estacionalidad.

Los factores edáficos, por otra parte, también contribuyen en la explicación de la variación espacial que presentan los HMA (Bever *et al.*, 2001) y este fenómeno se observa consistentemente en diferentes estudios, los cuales muestran como la variación espacial de los HMA depende de factores como humedad, compactación, profundidad, saturación de agua, pH, topografía, temperatura e intensidad lumínica (Camargo-Ricalde, 2002; Shukla *et al.*, 2013).

2.6.2.4. Características nutricionales del suelo

La presencia y distribución de los nutrientes del suelo son los más empleados para explicar la distribución de los HMA principalmente el fósforo y nitrógeno, y en menor grado la materia orgánica.

En relación con el nitrógeno, Egerton-Warburton *et al.* (2007) muestran que la comunidad de HMA se relaciona fuertemente con la presencia de este nutriente en particular en sitios agrícolas, donde la deposición de nitrógeno por parte del hombre debido a la fertilización de las plantas puede modular la presencia de la comunidad de HMA en el suelo.

Con respecto al fósforo, se ha documentado que altas concentraciones de este nutriente en el suelo afecta negativamente la colonización micorrícica arbuscular (Cornwell *et al.*, 2001), lo que puede a su vez afectar su reproducción. En este sentido, el trabajo de Egerton-Warburton, *et al.* (2007) muestra como la composición de los HMA cambia en relación a las concentraciones de N y P, así como la interacción P-N, mostrando un panorama más complejo de los patrones de distribución de los HMA y el efecto que tiene la presencia de estos nutrientes sobre la diversidad de estos hongos. Por otro lado, la materia orgánica y otras características edáficas también impactan en la diversidad de los HMA debido a la reciente evidencia que indica su habilidad para acceder a fuentes de P y N orgánico (Kernaghan, 2005).

2.6.2.5. Perturbación y su efecto en la comunidad de

HMA

Otro factor importante a considerar para describir la diversidad y distribución de los HMA es la perturbación (natural o antropogénica), la cual impacta a estos hongos debido a los cambios que causa en las condiciones bióticas y abióticas del ecosistema. Este fenómeno combina los factores abióticos directos que afectan a la comunidad de HMA con las consecuencias que estos tienen sobre la comunidad vegetal que los alberga y que ya se han revisado anteriormente.

Dependiendo del tipo de perturbación, la red de micelio de los HMA se puede fragmentar destruyendo individuos y reduciendo el área de distribución de una o varias especies (Chaudhary *et al.*, 2009). De acuerdo con Brundrett y Ashwath (2013) la severidad de la perturbación es fundamental para entender el efecto que tiene dicho fenómeno en la comunidad de HMA, principalmente en su diversidad.

Por un lado, cuando la perturbación implica un cambio severo del estado natural (e.g. cambio de uso de suelo, eliminación de la vegetación y fragmentación del hábitat) la diversidad de HMA se reduce drásticamente (Tchabi *et al.*, 2008). Pero si la perturbación no es severa (e.g. sin pérdida total de la vegetación) la comunidad de HMA puede no verse afectada gravemente (Stürmer y Siqueira, 2011). Muchos tipos de perturbación pueden crear nuevos patrones de distribución e incluso incrementar la distribución de las especies (Chaudhary *et al.*, 2009).

Finalmente, la identidad de los HMA es importante para entender el efecto que tiene la perturbación en las comunidades fúngicas. Por ejemplo, los hongos del género *Gigaspora* son especialmente sensibles a la perturbación debido a que inicialmente invierten su energía en incrementar su biomasa postergando su reproducción, mientras que los hongos del género *Glomus* pueden no ser tan severamente afectados ya que inician su reproducción de manera temprana como lo muestran los estudios de Brundrett y Ashwath (2013), quienes observan que las

esporas del género *Glomus* son abundantes en sitios perturbados a diferencia de los géneros *Gigaspora* y *Acaulospora*.

Resulta evidente que no todas las especies responden de la misma forma ante la perturbación, por lo tanto es de gran importancia determinar cómo afecta la perturbación a las comunidades de HMA y determinar cuáles especies son más vulnerables para proponer estrategias de conservación y manejo de estos organismos.

2.7. La selva baja inundable

En la península de Yucatán se encuentran varios tipos de vegetación entre los que se encuentran manglares, pastizales inundables, selva baja inundable, selva mediana suprerennifolia, selva alta subperennifolia, selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia. La selva baja inundable (SBI) es conocida como Ak'alche en la terminología maya, refiriéndose a depresiones del terreno inundadas temporal o permanentemente y arboladas (Barrera *et al.*, 1976, Duch, 1989), se caracteriza por que la vegetación se desarrolla sobre suelos arcillosos con drenaje deficiente, y la comunidad vegetal está constituida por árboles y arbustos capaces de crecer en terrenos inundados (Olmsted y Durán, 1986). En Yucatán la SBI se encuentra formando parches de poca extensión, los árboles alcanzan entre 5 y 6 metros de altura y son comunidades dominadas por Fabáceas como *Haematoxylum campechianum*, *Dalbergia glabra*, *Acacia riparia*, *Mimosa bahamensis*, *Acacia fernesiana*, *Lonchocarpus rugosus*, *Acacia pennatula*, a demás de otras especies como *Metopium bownei*, *Byrsonima crassifolia*, *Bursera simaruba* y *Croton flavens* (Flores *et al.*, 2010). De acuerdo con Palacio (2002), las especies indicadoras de la SBI son *Haematoxylum campechianum* y *Dalbergia glabra*.

La SBI es el segundo tipo de vegetación con menor extensión territorial (0.10%) en el estado de Yucatán (Escamilla *et al.*, 2005) y en México este tipo de vegetación se distribuye únicamente en la península de Yucatán. La Reserva de la Biosfera de Ría Lagartos (RBRL) es uno de los sitios en Yucatán donde se encuentra distribuida la SBI y aunque no se conoce con exactitud el área que ocupa dentro de la reserva, el plan de manejo y conservación de la RBRL (CONANP y SEMARNAT, 2007) incluye a la SBI y la selva baja caducifolia espinosa dentro de la distribución de la selva baja caducifolia, la cual ocupa únicamente el 10.14% de la reserva.

A pesar de la escasa extensión que representa dentro de la RBRL y en general el estado de Yucatán, la SBI tiene gran importancia ecológica debido a que representa un paisaje único en las zonas tropicales, sirve como banco de germoplasma, corredor biológico, además de tener un papel fundamental como refugio faunístico a nivel regional sobre todo en épocas de estrés hídrico (Palacio, 2002). En la SBI se distribuyen algunos grupos biológicos de importancia para la conservación como bromelias (*Aechmea bracteata*, *Bromelia alsodes*, *Bromelia pinguin*, *Tillandsia dasyliriifolia*, *Tillandsia fasciculata*, *Tillandsia recurvata*, *Tillandsia usneoides*) y orquídeas (*Cyrtopodium punctatum*, *Encyclia belizensis*, *Oncidium ascendens*, *Oncidium cebolleta*, *Ryncholaelia digbyana*, *Myrmecophila tibicinis*) y mamíferos como el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y el venado temazate (*Mazama americana*) (CONANP, 2007).

Otros grupos biológicos no han sido estudiados en la SBI, y debido su escasa distribución y el constante cambio de uso de suelo en el estado es importante conocer relaciones bióticas clave para el ecosistema como la micorriza arbuscular que permitan la planificación de estrategias de manejo y conservación de este tipo de vegetación.

3. JUSTIFICACIÓN

Los HMA son determinantes en los ecosistemas terrestres debido al papel que desempeñan en (1) los ciclos biogeoquímicos, (2) la nutrición vegetal, (3) la diversidad vegetal y (4) la formación de suelo. A pesar de la importancia que tienen los HMA, no existen estudios de diversidad de HMA en SBI en México, tipo de selva que se distribuye únicamente en la península de Yucatán y que tiene gran importancia ecológica. Este trabajo contribuye al conocimiento de los factores relacionados con la diversidad y distribución de los HMA considerando la vegetación circundante, signos de perturbación antropogénica, y las características químicas del suelo (nutrientes, capacidad de intercambio catiónico, pH y materia orgánica).

4. OBJETIVO

Determinar los factores que influyen sobre la diversidad y distribución de los HMA en la selva baja inundable (SBI) en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (RBRL), Yucatán, México.

4.1. Objetivos particulares.

- Comparar la vegetación arbórea y herbácea de cuatro sitios de SBI de la RBRL
- Comparar las características químicas del suelo de cuatro sitios de SBI en la RBRL
- Cuantificar la riqueza, abundancia y diversidad de HMA en cuatro sitios de SBI de la RBRL.
- Evaluar el efecto de la vegetación y características químicas del suelo presentes en la SBI de la RBRL sobre la diversidad de HMA.

5. LITERATURA CITADA

Allen, E. B., Allen, M. F., Helm, D. J., Trappe, J. M., Molina, R., Rincon, E. (1995). Patterns and regulation of mycorrhizal plant and fungal diversity. *Plant and Soil*, 170(1), 47-62.

Arya A., Buch H., Mane V. (2012). Diversity of Arbuscular Mycorrhizal Fungal Spores Present in the Rhizospheric Soil of Four Different Grasses in Gujarat, India. *Proc. Natl. Acad. Sci., India, Sect. B Biol. Sci.* 83(2):265–270.

Augé, R. M. (2001). Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza*, 11(1), 3-42.

Barrera, M.A., Barrera A., López R. M. (1976). Nomenclatura Etnobotánica Maya. Colección Científica Instituto Nacional de Antropología e Historia. México. 536 p.

Bever, J. D., Schultz, P. A., Pringle, A., Morton, J. B. (2001). Arbuscular Mycorrhizal Fungi: More Diverse than Meets the Eye, and the Ecological Tale of Why The high diversity of ecologically distinct species of arbuscular mycorrhizal fungi within a single community has broad implications for plant ecology. *Bioscience*, 51(11), 923-931.

Bonfante, P., y Perotto, S. (1995). Tansley Review No. 82 Strategies of arbuscular mycorrhizal fungi when infecting host plants. *New Phytologist*, 3-21.

Brundrett M. C. (2009) Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. *Plant Soil* 320:37–77.

Brundrett M. C., Ashwath N. (2013). Glomeromycotan mycorrhizal fungi from tropical Australia III. Measuring diversity in natural and disturbed habitats. *Plant Soil* 370: 419-433.

Bucher, M. (2007). Functional biology of plant phosphate uptake at root and mycorrhiza interfaces. *New Phytologist*, 173(1), 11-26.

Camargo Ricalde, S. L. (2002). Dispersal, distribution and establishment of arbuscular mycorrhizal fungi: a review. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*.

Cardoso, I. M., y Kuyper, T. W. (2006). Mycorrhizas and tropical soil fertility. *Agriculture, ecosystems & environment*, 116(1), 72-84.

Chaudhry, M. S., Rahman, S. U., Ismaiel, M. S., Sarwar, G., Saeed, B. (2009). Coexistence of arbuscular mycorrhizae and dark septate endophytic fungi in an undisturbed and a disturbed site of an arid ecosystem. *Symbiosis*, 49(1), 19-28.

Chen, B. D., Li, X. L., Tao, H. Q., Christie, P., Wong, M. H. (2003). The role of arbuscular mycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc. *Chemosphere*, 50(6), 839-846.

Clark, R. B. (1997). Arbuscular mycorrhizal adaptation, spore germination, root colonization, and host plant growth and mineral acquisition at low pH. *Plant and Soil*, 192(1), 15-22.

Clark, R. B., Zeto, S. K. (1996). Mineral acquisition by mycorrhizal maize grown on acid and alkaline soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(10), 1495-1503.

CONANP, SEMARNAT. (2007). Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. México D.F.

Cordier, C., Pozo, M. J., Barea, J. M., Gianinazzi, S., Gianinazzi-Pearson, V. (1998). Cell defense responses associated with localized and systemic resistance to *Phytophthora parasitica* induced in tomato by an arbuscular mycorrhizal fungus. *Molecular plant-microbe interactions*, 11(10), 1017-1028.

Cornwell, W. K., Bedford, B. L., Chapin, C. T. (2001). Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in a phosphorus-poor wetland and mycorrhizal response to phosphorus fertilization. *American Journal of Botany*, 88(10), 1824-1829.

Corradi N., Lildhar L. (2012). Meiotic genes in the arbuscular mycorrhizal fungi What for? *Communicative & Integrative Biology* 5:2, 187–189.

D'Souza, J., y Rodrigues, B. F. (2013). Seasonal diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in mangroves of Goa, India. *International Journal of Biodiversity*, 2013.

Dodd, J. C., Boddington, C. L., Rodriguez, A., Gonzalez-Chavez, C., Mansur, I. (2000). Mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) from different genera: form, function and detection. *Plant and Soil*, 226(2), 131-151.

Duch G. J. (1989). Los bajos inundables (ak'alche') de la península de Yucatán, Universidad Autónoma de Chapingo, México.

Dumbrell, A. J., Ashton, P. D., Aziz, N., Feng, G., Nelson, M., Dytham, C., Helgason, T. (2011). Distinct seasonal assemblages of arbuscular mycorrhizal

fungi revealed by massively parallel pyrosequencing. *New Phytologist*, 190(3), 794-804.

Egerton-Warburton, L. M., Johnson, N. C., Allen, E. B. (2007). Mycorrhizal community dynamics following nitrogen fertilization: a cross-site test in five grasslands. *Ecological Monographs*, 77(4), 527-544.

Escamilla A., Quintal F., Medina F., Guzmán A., Pérez E., Calvo L. (2005). Relaciones suelo-planta en ecosistemas naturales de la península de Yucatán: comunidades dominadas por palmas. En: Bautista F., Palacio G. (Eds). Caracterización y manejo de los suelos de la península de Yucatán: implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán 282 p.

Finlay, R. D., y Rosling, A. (2006). Integrated nutrient cycles in boreal forest ecosystems—the role of mycorrhizal fungi. *Fungi in biogeochemical cycles*, 24, 28.

Fitter, A. H. (2005). Darkness visible: reflections on underground ecology. *Journal of Ecology*, 93(2), 231-243.

Flores Guido, J. S., Durán García, R., Ortiz Díaz, J. J. (2010). En: Durán, R., Méndez, M. (Eds) Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. México.

Garg, N., y Chandel, S. (2010). Arbuscular mycorrhizal networks: process and functions. A review. *Agronomy for sustainable development*, 30(3), 581-599.

Gerdemann, J. W., Trappe J. M. (1974). The endogonaceae in the Pacific Northwest. *Mycologia Mem.*, 5: 1076.

Gianinazzi, S., Gollotte, A., Binet, M., van Tuinen, D., Redecker, D., Wipf, D. (2010). Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. *Mycorrhiza* 20: 519-530.

Giovannetti, M., Sbrana, C., Avio, L., Citernesi, A. S., Logi, C. (1993). Differential hyphal morphogenesis in arbuscular mycorrhizal fungi during pre-infection stages. *New Phytologist*, 125(3), 587-593.

Halary, S., Malik, S. B., Lildhar, L., Slamovits, C. H., Hijri, M., Corradi, N. (2011). Conserved meiotic machinery in *Glomus* spp., a putatively ancient asexual fungal lineage. *Genome biology and evolution*, 3, 950-958.

Hartnett, D. C., Wilson, G. W. (1999). Mycorrhizae influence plant community structure and diversity in tallgrass prairie. *Ecology*, 80(4), 1187-1195.

Högberg P., Nordgren A., Buchmann N., Taylor A. F. S., Ekblad A., Högberg M. N., Nyberg G., Ottosson-Löfvenius M., Read D. J. (2001). Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature* 411: 789-792.

Jeffries, P., y Barea, J. M. (2001). Arbuscular mycorrhiza—a key component of sustainable plant-soil ecosystems. In *Fungal Associations* (pp. 95-113). Springer Berlin Heidelberg.

Johnson D., Leake J. R., Read D. J. (2006). Role of arbuscular mycorrhizal fungi in carbon and nutrient cycling in grassland. En: Gadd, G. M. (Ed.). *Fungi in biogeochemical cycles* (Vol. 24). Cambridge University Press.

Kernaghan, G. (2005). Mycorrhizal diversity: Cause and effect? *Pedobiologia*, 49(6), 511-520.

Marshner, H.; Dell, B. (1994). Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and soil* 159: 89-102.

McGrady-Steed, J., Harris, P. M., Morin, P. J. (1997). Biodiversity regulates ecosystem predictability. *Nature*, 390(6656), 162-165.

Milcu, A., Allan, E., Roscher, C., Jenkins, T., Meyer, S. T., Flynn, D., Eisenhauer, N. (2013). Functionally and phylogenetically diverse plant communities key to soil biota. *Ecology*, 94(8), 1878-1885.

Moyersoen, B., Becker, P., Alexander, I. J. (2001). Are ectomycorrhizas more abundant than arbuscular mycorrhizas in tropical heath forests?. *New Phytologist*, 150(3), 591-599.

Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H. (1994). Declining biodiversity can. *Nature*, 368, 21.

Olmsted, I., Durán R. (1986). Aspectos ecológicos de la selva baja inundable de la reserva de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. *Biótica*: 151-179.

Olsson, P. A., y Wilhelmsson, P. (2000). The growth of external AM fungal mycelium in sand dunes and in experimental systems. *Plant and Soil*, 226(2), 161-169.

Palacio Aponte, A. G., Noriega Trejo, R., Zamora Crescencio, P. (2002). Caracterización físico-geográfica del paisaje conocido como "bajos inundables": El caso del Área Natural Protegida Balamkín, Campeche. *Investigaciones geográficas*, (49), 57-73.

Pawlowska, T. E. (2005). Genetic processes in arbuscular mycorrhizal fungi. *FEMS microbiology letters*, 251(2), 185-192.

Peterson, R. L., Massicotte, H. B., Melville, L. H. (2004). *Mycorrhizas: anatomy and cell biology*. CABI.

Ramos-Zapata, J. A., Campos-Navarrete, M. J., Parra-Tabla, V., Abdala-Roberts, L., Navarro-Alberto, J. (2010). Genetic variation in the response of the weed *Ruellia nudiflora* (Acanthaceae) to arbuscular mycorrhizal fungi. *Mycorrhiza*, 20(4), 275-280.

Read D. J., Perez-Moreno J. (2003). Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems – a journey towards relevance? *New Phytologist* 157: 475–492.

Ruiz-Lozano, J. M., Azcón, R., Gomez, M. (1995). Effects of arbuscular-mycorrhizal glomus species on drought tolerance: physiological and nutritional plant responses. *Applied and environmental microbiology*, 61(2), 456-460.

Sanders, I. R. (2011). Fungal sex: Meiosis machinery in ancient symbiotic fungi. *Current Biology*, 21(21), R896-R897.

Schenck, S. y Pérez, J. (1989). Manual para la identificación de hongos vesículo-arbusculares. INVAM, University of Florida, Gainesville, Florida. USA pp. 1-62

Schüßler A., Walker, C. (2011). 7 Evolution of the 'Plant-Symbiotic' Fungal Phylum, Glomeromycota. In *Evolution of Fungi and Fungal-Like Organisms* (pp. 163-185). Springer Berlin Heidelberg.

Schüßler, A., Schwarzott, D., Walker, C. (2001). A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycological research*, 105(12), 1413-1421.

1

Shukla A., Vyas D., Jha A. (2013). Soil depth: an overriding factor for distribution of arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 13(1), 23-33.

Simon, L., Bousquet, J., Lévesque, R. C., Lalonde, M. (1993). Origin and diversification of endomycorrhizal fungi and coincidence with vascular land plants. *Nature* 67-69.

Smith, S. E., y Smith, F. A. (2012). Fresh perspectives on the roles of arbuscular mycorrhizal fungi in plant nutrition and growth. *Mycologia*, 104(1), 1-13.

Smith, S.E. y Read, D. (2008). *Mycorrhizal Symbiosis* 3^a edición. Academic Press. Great Britain.

Staddon, P. L., Ostle, N., Dawson, L. A., Fitter, A. H. (2003). The speed of soil carbon throughput in an upland grassland is increased by liming. *Journal of Experimental Botany*, 54(386), 1461-1469.

Stanley, M. R., Koide, R. T., Shumway, D. L. (1993). Mycorrhizal symbiosis increases growth, reproduction and recruitment of *Abutilon theophrasti* Medic. in the field. *Oecologia*, 94(1), 30-35.

Stürmer S. L., Stürmer R., Pasqualini D. (2013). Taxonomic diversity and community structure of arbuscular mycorrhizal fungi (Phylum Glomeromycota) in three maritime sand dunes in Santa Catarina state, south Brazil. *Fungal Ecology* 6: 27-36.

Stürmer, S. L. (2012). A history of the taxonomy and systematics of arbuscular mycorrhizal fungi belonging to the phylum Glomeromycota. *Mycorrhiza*, 22(4), 247-258.

Stürmer, S. L., Siqueira, J. O. (2011). Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. *Mycorrhiza*, 21(4), 255-267.

Su, Y. Y., Sun, X., Guo, L. D. (2011). Seasonality and host preference of arbuscular mycorrhizal fungi of five plant species in the inner Mongolia steppe, China. *Brazilian Journal of Microbiology*, 42(1), 57-65.

Tchabi, A., Coyne, D., Hountondji, F., Lawouin, L., Wiemken, A., Oehl, F. (2008). Arbuscular mycorrhizal fungal communities in sub-Saharan Savannas of Benin, West Africa, as affected by agricultural land use intensity and ecological zone. *Mycorrhiza*, 18(4), 181-195.

Treseder, K. K., Allen, M. F. (2002). Direct nitrogen and phosphorus limitation of arbuscular mycorrhizal fungi: a model and field test. *New Phytologist*, 155(3), 507-515.

van Der Heijden, M. G., Bardgett, R. D., Van Straalen, N. M. (2008). The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 11(3), 296-310.

van der Heijden, M. G., Klironomos, J. N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Sanders, I. R. (1998). Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, 396(6706), 69-72.

van Der Heijden, M. G., Streitwolf-Engel, R., Riedl, R., Siegrist, S., Neudecker, A., Ineichen, K., Sanders, I. R. (2006). The mycorrhizal contribution to plant productivity, plant nutrition and soil structure in experimental grassland. *New Phytologist*, 172(4), 739-752.

Wall, D. H., y Moore, J. C. (1999). Interactions underground: soil biodiversity, mutualism, and ecosystem processes. *BioScience*, 49(2), 109-117.

Wetterauer D.G., Killorn R.J. (1996) Fallow- and flooded-soil syndromes: effects on crop production, *J. Prod. Agric.* 9, 39–41.

6. ARTÍCULO

DIVERSIDAD DE HONGOS MICORRÍMICOS ARBUSCULARES Y FACTORES QUE INFLUYEN EN SU DISTRIBUCIÓN EN LA SELVA BAJA INUNDABLE DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA RÍA LAGARTOS, YUCATÁN, MÉXICO.

[ARBUSCULAR MYCORRHIZAL FUNGI DIVERSITY AND FACTORS AFFECTING ITS DISTRIBUTION IN TROPICAL LOW FLOODING FOREST IN RESERVA DE LA BIOSFERA RIA LAGARTOS, YUCATAN, MEXICO]

Uriel R. J. Solís-Rodríguez¹, José A Ramos-Zapata^{1*}, Laura Hernández-Cuevas², Patricia Guadarrama³, Luis Salinas-Peba³

¹Departamento de Ecología Tropical, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán. Km 15.5 carretera Mérida-Xmatkuil, Apartado postal 4-116, Mérida, Yucatán, México.

²Laboratorio de Micorrizas, Centro de Investigaciones en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Tlaxcala. Ixtacuixtla, Tlaxcala, México.

³Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Puerto de abrigo s/n, C.P. 97356, Sisal, Yucatán, México

**Autor por correspondencia: aramos@uady.mx*

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue determinar los factores que influyen sobre la diversidad y distribución de los HMA en la selva baja inundable (SBI) en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (RBRL), Yucatán, México. Se seleccionaron cuatro sitios, dos en Rio Lagartos y dos en El Cuyo. En cada sitio se estimó la diversidad de HMA, se determinó la composición florística, signos de perturbación y se determinaron las características químicas del suelo (P, pH, materia orgánica (%), C (%) y CIC (Cmol(+)/Kg). En total se identificaron 29 especies de árboles pertenecientes a 15 familias siendo Fabaceae la mejor representada. La mayor diversidad de HMA se encuentra en El Cuyo, mientras que las concentraciones más altas de P, C y materia orgánica, así como el pH más alcalino y la mayor CIC se encuentran en Rio Lagartos. Se encontró una relación negativa entre la diversidad de HMA y las características químicas del suelo. Particularmente, la distribución de las especies *A. scrobiculata*, *A. kentinensis* y *Gigaspora sp.*, depende de las concentraciones de P y el pH del suelo. La diversidad de HMA parece estar más relacionada con las características químicas del suelo que con la vegetación circundante y los signos de perturbación presentes en la SBI de la RBRL.

Palabras clave: RBRL, diversidad de HMA, características químicas del suelo, vegetación, perturbación y.

INTRODUCCIÓN

Los hongos micorrícicos arbusculares (Glomeromycota) son simbioses obligados del 80% de las familias de plantas vasculares terrestres (Smith and Read 2008; Brundrett, 2009) con quienes forma la micorriza arbuscular. El estudio de la diversidad de estos hongos es fundamental ya que se consideran un grupo biológico clave en el ecosistema (Gianinazzi *et al.*, 2010) debido principalmente a los beneficios nutricionales que proveen a una gran diversidad de plantas (Mashner y Dell, 1994), por desempeñar un papel importante en los ciclos biogeoquímicos (Högberg *et al.*, 2001; Read y Pérez-Moreno, 2003) y contribuir a la formación y salud del suelo (Borie *et al.*, 2008; Jeffries *et al.*, 2003). De acuerdo con Montañaño *et al.* (2012), en México se han registrado cerca del 40% de las especies de hongos micorrícicos arbusculares (HMA) descritas en 10 diferentes tipos de vegetación pero ninguna en vegetación inundable.

La selva baja inundable (SBI) es un tipo de vegetación que en México se distribuye únicamente en la península de Yucatán, siendo el segundo tipo de vegetación con menor extensión territorial (0.10%) en el estado (Escamilla *et al.*, 2005). A la SBI se le conoce como Ak'alche en la terminología maya, refiriéndose a depresiones del terreno inundadas temporal o permanentemente y arboladas (Barrera *et al.*, 1976, Duch, 1989). La vegetación, constituida por árboles y arbustos de entre 5 y 6 metros de altura, se caracteriza por crecer en suelos arcillosos con drenaje deficiente (Olmsted y Durán, 1986).

En la SBI dominan Fabáceas como *Haematoxylum campechianum*, *Dalbergia glabra*, *Acacia riparia*, *Mimosa bahamensis*, *Acacia fernesiana*, *Lonchocarpus rugosus*, *Acacia pennatula*, además de otras especies como *Metopium brownei*, *Byrsonima crassifolia*, *Bursera simaruba* y *Croton flavens*, siendo *Haematoxylum campechianum* y *Dalbergia glabra* indicadoras de la SBI (Flores *et al.*, 2010; Palacio 2002).

La SBI se encuentra en forma de islas rodeadas por otros tipos de vegetación dependiendo de su ubicación (Tun-Dzul, 2008) y algunos parches de SBI colindan con actividades como la ganadería, agricultura, infraestructura carretera y asentamientos humanos, lo cual ha afectado considerablemente a la selva y las interacciones que en ella se establecen (v.g. micorriza arbuscular).

Muchas variables bióticas y abióticas pueden afectar la interacción que establecen los HMA con las plantas, Bever *et al.* (2001) sugiere que la identidad de la planta hospedera influye en la capacidad reproductiva afectando su distribución espacial. Los factores edáficos y la concentración de los nutrientes del suelo quizás sean los factores más empleados para explicar la distribución de los HMA principalmente el fósforo y nitrógeno, y en menor grado la materia orgánica (Kernaghan, 2005). Otro factor importante es la perturbación, que combina los factores abióticos directos que afectan a la comunidad de HMA con las consecuencias que estos tienen sobre la comunidad vegetal que los alberga (Tchabi *et al.*, 2008; Chaudhary *et al.*, 2009).

El estudio de la micorriza arbuscular en México ha tomado fuerza los últimos años (ver Motaño *et al.*, 2012) y los trabajos realizados hasta el momento nos permiten tener un modesto panorama acerca de la distribución de los HMA frente a presiones antropogénicas y cambio de uso de suelo principalmente (Guadarrama y Álvarez Sánchez, 1999; Violi *et al.*, 2008; Gonzales-Cortés *et al.*, 2012). Sin embargo, son pocos los trabajos que determinan la preferencia de hábitat de los HMA con respecto a las condiciones naturales los rodean.

En México no se han realizado estudios que determinen los factores bióticos y/o abióticos que se relacionan con la diversidad de HMA ni la preferencia de hábitat de las especies con relación a dichas variables. Conocer qué factores bióticos y abióticos se relacionan con la diversidad y distribución de los HMA (grupo

biológico clave en el ecosistema), es fundamental para considerar planes de restauración y conservación de comunidades vegetales vulnerables como la SBI. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es determinar los factores que influyen sobre la diversidad y distribución de los HMA en la selva baja inundable (SBI) en la Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (RBRL), Yucatán, México, considerando las características químicas del suelo y los atributos de la vegetación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La Reserva de la Biosfera Ría Lagartos (RBRL) se localiza al Este de la costa de la Península de Yucatán. En esta reserva se encuentran dos tipos de climas: el BSo(h')w(x')iw (el clima más seco de los áridos) correspondiente a la región de Río Lagartos y el Ax'(wo) iw (el más seco de los cálidos húmedos) correspondiente a la región de El Cuyo (INE, 1999).

Selección de los sitios

Se seleccionaron cuatro sitios dentro de la RBRL, dos sitios ubicados en la región de Río Lagartos y dos sitios ubicados en la región de El Cuyo. Uno de los sitios en El Cuyo se encuentra colindante a un potrero (CP), mientras que el otro está rodeado por vegetación natural (CC). Por otro lado, los sitios ubicados en Río Lagartos se encuentran divididos por la carretera Río Lagartos-San Felipe. Sin embargo, uno de los sitios seleccionados presentó indicios de pastoreo (excretas) (RP) y el otro no (RC).

Caracterización de la vegetación

En cada sitio se trazaron tres cuadros de 10m x 10m separados cada uno por 50m abarcando un área total de 1200 m². En cada cuadro se realizó el listado florístico, se midió el DAP de todos los árboles para calcular el área basal, y también se midió la cobertura de las herbáceas. Se calculó el índice de importancia relativa (V.I.) de los árboles, se calculó la abundancia, riqueza y diversidad de las especies arbóreas y herbáceas.

Caracterización del suelo

Dentro de cada cuadro se realizó una cuadrícula con 16 vértices y se seleccionaron 5 vértices al azar donde se colectó 1Kg de suelo (en total 60 muestras de suelo). Se tomaron 500gr. de cada una de las muestras para realizar los análisis de suelo. El análisis incluyó fósforo aprovechable (método de Olsen modificado), capacidad de intercambio catiónico (conductimetría directa), porcentaje de carbono (método de Walkley-Black), porcentaje de materia orgánica y pH.

Caracterización de la comunidad de HMA

Las esporas se aislaron de 100ml de suelo de cada una de las muestras obtenidas como se describió en el párrafo anterior. Las esporas fueron aisladas siguiendo el método de tamizado húmedo y decantación de Gerdermann y Nicolson (1963). Posteriormente se observaron con un microscopio óptico a 10X, 20X y 40X para ser identificadas con ayuda las descripciones del International Culture Collection of Arbuscular and Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi (INVAM) y las descripciones de la Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie (Janusz Blaszkowski). La identificación se realizó en el laboratorio de micorrizas de la Universidad Autónoma de Tlaxcala, México y las muestras fueron depositadas en el herbario de la UATlx.

Análisis estadísticos

El área basal de los árboles, la cobertura de las especies herbáceas, las características químicas del suelo y la abundancia y riqueza de los HMA fueron comparadas entre sitios con un ANOVA no paramétrico y una comparación múltiple de rangos de Dunn. La abundancia y riqueza de árboles y herbáceas se

analizó con un ANOVA simple y contraste de medias de Tukey. La diversidad de árboles, herbáceas y de HMA fue calculada con el índice de Shannon-Wiener y se comparó entre sitios con una prueba de t (PAST 2.16). Para comparar la composición taxonómica de la vegetación arbórea se realizó un análisis de similitud (distancia euclidiana). Para determinar si existe relación entre la abundancia, riqueza y diversidad de HMA con las variables químicas del suelo y las de vegetación se realizaron análisis de regresión. Para explorar la preferencia de hábitat de los HMA identificados con relación a las características químicas del suelo se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa SigmaPlot versión 11.0 (Systat, 2008) y los análisis de diversidad, similitud y correspondencia canónica se realizaron con el programa PAST versión 2.16 (Hammer y Harper, 2012).

RESULTADOS

Características de la vegetación

En total se identificaron 29 especies de árboles pertenecientes a 15 familias, la familia mejor representada fue Fabaceae (Cuadro 1). La especie *Haematoxylum campechianum* fue la que presentó mayor valor de importancia (V.I.) con excepción del sitio CC, en el cual fue *Erythroxylum confusum* (Cuadro 2).

Cuadro 1. Lista de especies arbóreas en cuatro sitios de SBI dentro de la RBRL.

Familia	Especie	Sitio			
		RC	RP	CC	CP
Acanthaceae	<i>Bravaisia berlandieriana</i> (Nees) T.F. Daniel.				X
Agavaceae	<i>Agave angustifolia</i> Haw. var. <i>Angustifolia</i>	X			
Arecaceae	<i>Sabal yapa</i> C. Wright. ex Becc.				X
Bignoniaceae	<i>Crescentia cujete</i> L.			X	
Boraginaceae	<i>Cordia sebestena</i> L.				X
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.		X		
Ebenaceae	<i>Diospyros anisandra</i> Blake.		X	X	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum confusum</i> Britton.			X	
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus aconitifolius</i> (Mill.) I.M. Johnst.	X			
	<i>Croton arboreus</i> Millsp.		X		
	<i>Jatropha gaumeri</i> Greenm.	X			
Fabaceae	<i>Acacia cornigera</i> (L.) Willd.			X	X
	<i>Acacia pennatula</i> (Schltdl. Cham.)	X			
	<i>Caesalpinia yucatanensis</i> (Britton Rose) Greenm.	X	X		X
	<i>Diphysa carthagenensis</i> Jacq.			X	
	<i>Erythrina standleyana</i> Krukoff.	X	X		
	<i>Haematoxylum campechianum</i> L.	X	X	X	X
	<i>Havardia albicans</i> (Kunth) Britton Rose.			X	
	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	X			
	<i>Pithecellobium winzerlingii</i> Britton Rose.		X		
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.				X
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus acuminatus</i> Vahl	X			
Polygonaceae	<i>Coccoloba cozumelensis</i> Hemsl.				X
	<i>Gymnopodium floribundum</i> Rolfe.		X		
	<i>Plumeria alba</i> L.		X		
Rubiaceae	<i>Randia longiloba</i> Hemsl.	X	X		
	<i>Randia obcordata</i> S. Watson.			X	
	<i>Randia truncata</i> Greenm. C.H. Thomps.				X
Theophrastaceae	<i>Bonellia sak-lol</i> (Carnevali, Hernández-Aguilar Tapia-Muñoz)			X	

Cuadro 2 Valores de importancia de las especies arbóreas encontradas en cuatro sitios de SBI de la RBRL.

Sitio	Especie	Variables estructurales de la vegetación			
		Frecuencia relativa	Densidad relativa	Dominancia relativa	V.I.
RC	<i>Haematoxylum campechianum</i>	18.75	47.22	38.95	104.92
	<i>Jatropha gaumeri</i>	18.75	16.67	9.84	45.26
	<i>Caesalpinia yucatanensis</i>	12.50	11.11	10.51	34.12
	<i>Pithecellobium dulce</i>	12.50	5.56	7.41	25.47
	<i>Erythrina standleyana</i>	6.25	5.56	6.73	18.53
	<i>Randia longiloba</i>	6.25	2.78	8.14	17.17
	<i>Cnidoscolus aconitifolius</i>	6.25	2.78	6.73	15.75
	<i>Phyllanthus acuminatus</i>	6.25	2.78	4.97	14.00
	<i>Acacia pennatula</i>	6.25	2.78	4.30	13.33
	<i>Agave angustifolia</i>	6.25	2.78	2.42	11.45
RP	<i>Haematoxylum campechianum</i>	14.29	37.70	35.27	87.26
	<i>Pithecellobium winzerlingii</i>	14.29	11.48	12.21	37.97
	<i>Croton arboreus</i>	14.29	16.39	5.63	36.31
	<i>Randia longiloba</i>	9.52	13.11	7.76	30.40
	<i>Erythrina standleyana</i>	14.29	8.20	6.47	28.96
	<i>Bursera simaruba</i>	14.29	4.92	7.76	26.97
	<i>Caesalpinia yucatanense</i>	4.76	3.28	9.07	17.11
	<i>Diospyros anisandra</i>	4.76	1.64	6.04	12.44
	<i>Gymnopodium floribundum</i>	4.76	1.64	4.89	11.30
	<i>Plumeria alba</i>	4.76	1.64	4.89	11.30
CC	<i>Erythroxylum confusum</i>	13.64	48.81	7.29	69.74
	<i>Haematoxylum campechianum</i>	13.64	15.48	18.08	47.19
	<i>Acacia cornígera</i>	4.55	3.57	32.11	40.23
	<i>Havardia albicans</i>	4.55	2.38	23.50	30.43
	<i>Diospyros anisandra</i>	13.64	9.52	3.79	26.95
	<i>Diphysa carthagenensis</i>	13.64	5.95	1.78	21.37
	<i>Bonellia sak-lol</i>	13.64	5.95	0.96	20.55
	<i>Randia obcordata</i>	9.09	4.76	2.48	16.33
	<i>Crescentia cujete</i>	9.09	2.38	4.58	16.05
	<i>Cordia sebestena</i>	4.55	1.19	5.43	11.16
CP	<i>Haematoxylum campechianum</i>	23.08	51.11	6.00	80.18
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	23.08	31.11	15.80	69.98
	<i>Sabal yapa</i>	7.69	2.22	34.37	44.28
	<i>Caesalpinia yucatanensis</i>	7.69	2.22	18.02	27.94
	<i>Cordia sebestena</i>	7.69	2.22	17.17	27.09
	<i>Coccoloba cozumelensis</i>	7.69	2.22	5.64	15.56
	<i>Randia truncata</i>	7.69	4.44	1.62	13.75
	<i>Acacia cornígera</i>	7.69	2.22	1.02	10.94
	<i>Bravaisia berlandieriana</i>	7.69	2.22	0.37	10.28

Las Fabáceas *Caesalpinia yucatanensis*, *Pithecellobium dulce*, *Acacia cornígera* y *Havardia albicans* también presentaron valores de importancia elevados. La mayor abundancia de arboles se encontró en el sitio CC (28.0 ± 15.71), la riqueza fue igual de alta en los sitios CC y RP (7.0 ± 2.0), y la mayor diversidad de arboles se

encontró en el sitio RC (1.79) pero en ninguno de estos tres parámetros se encontraron diferencias significativas entre sitios ($p > 0.05$). Con relación al área basal de los árboles, el sitio CP presentó los valores más altos (Figura 3) ($H = 31.196$, $p < 0.001$). Con respecto a las herbáceas, la abundancia ($F = 1.735$, $p > 0.05$), riqueza ($F = 0.635$, $p > 0.05$) y la cobertura vegetal ($H = 4.326$, $p > 0.05$) no fueron distintas entre sitios pero se encontraron diferencias significativas con respecto a la diversidad ($p < 0.05$), siendo el sitio RP el que presentó el valor más alto.

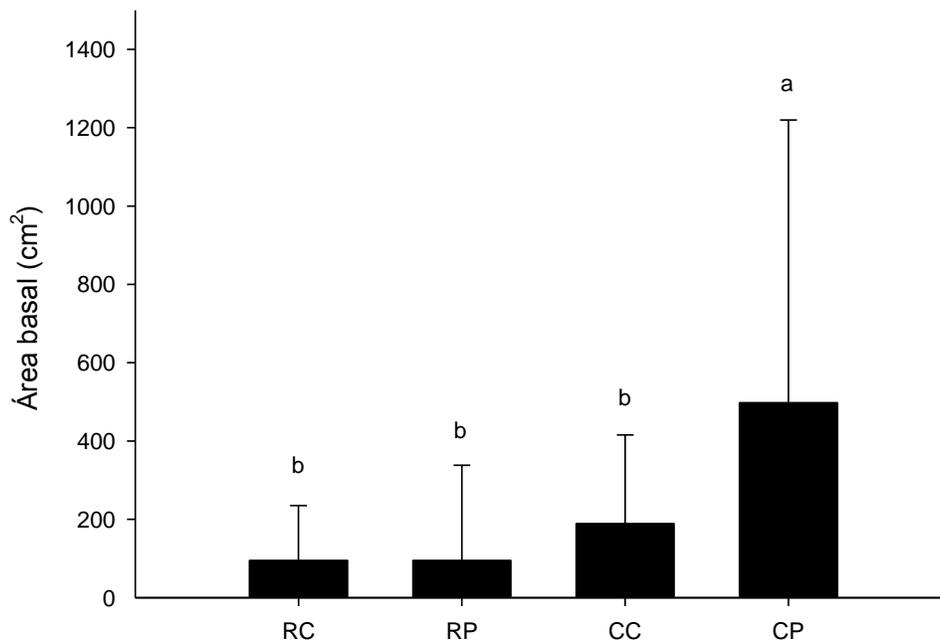


Figura 3. Área basal de arboles (*Mdn* + 75th percentil) en cuatro sitios de SBI de la RBRL.

A pesar de que la diversidad de árboles fue similar entre sitios, la composición de especies no lo fue, de acuerdo con el análisis de similitud los sitios CC y CP son más similares entre sí en cuanto a su composición taxonómica que los sitios RC y RP y únicamente el 10.34% de las especies arbóreas se encuentran tanto en Río Lagartos como en El Cuyo (cuadro 3).

Cuadro 3. Análisis de similitud (Jaccard) de la composición taxonómica de arboles en cuatro sitios de SBI en la RBRL.

	RC	RP	CC	CP
RC	1			
RP	0.18	1		
CC	0.05	0.12	1	
CP	0.11	0.06	0.18	1

Características químicas del suelo

Todas las variables químicas del suelo fueron estadísticamente distintas entre sitios ($p < 0.05$). Los sitios RC y RP presentan los valores más altos de fósforo, carbono y materia orgánica. El valor de pH más alcalino y la mayor CIC se encontraron en el sitio RP (Cuadro 4).

Cuadro 4. Análisis de las características químicas del suelo ($\mu \pm D.E.$) en cuatro sitios de SBI de la RBRL. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los sitios seleccionados.

Sitio	Variables químicas del suelo				
	P(mg/Kg)	%C	%MO	pH	CIC Cmol(+)/Kg
RC	45.96 \pm 18.55 ^a	20.90 \pm 9.95 ^a	36.03 \pm 17.16 ^a	7.76 \pm 0.33 ^a	22.24 \pm 8.76 ^{ab}
RP	47.67 \pm 15.26 ^a	22.16 \pm 10.48 ^a	39.24 \pm 17.54 ^a	7.96 \pm 0.14 ^a	33.91 \pm 19.7 ^a
CC	5.07 \pm 7.97 ^b	13.96 \pm 4.67 ^{ab}	24.07 \pm 8.06 ^b	7.16 \pm 0.42 ^b	24.98 \pm 4.04 ^{ab}
CP	8.70 \pm 8.41 ^b	11.0 \pm 2.41 ^b	18.97 \pm 4.16 ^b	7.83 \pm 0.37 ^{ac}	20.2 \pm 1.76 ^b

Diversidad de HMA y factores que influyen en su distribución en la RBRL

En total se identificaron 11 especies de HMA, además dos individuos a nivel de género y dos morfotipos sin identificar (Cuadro 5). Se encontró una mayor abundancia de especies pertenecientes a la familia Glomeraceae y Claroideoglomeraceae en los sitios CC y CP, mientras que las familias Acaulosporaceae y Gigasporaceae se encuentran mejor representadas en los sitios RC y RP (Figura 4).

Cuadro 5. Especies de hongos micorrícicos arbusculares en cuatro sitios de la SBI de la RBRL.

Familia	Género	Especie	SITIO			
			RC	RP	CC	CP
Acaulosporaceae	Acaulospora	<i>Acaulospora kentinensis</i> (C.G. Wu Y.S. Liu) Kaonongbua, J.B. Morton Bever	X	X		
		<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	X	X	X	
Gigasporaceae	Gigaspora	<i>Gigaspora sp.*</i>	X	X		
Glomeraceae	Funneliformis	<i>Funneliformis geosporum</i> (T.H. Nicolson Gerd.) C. Walker A. Schüßler	X	X	X	X
		<i>Funneliformis constrictum</i> (Trappe) C. Walker A. Schüßler	X	X	X	X
		<i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson Gerd.) C. Walker A. Schüßler				X
	Glomus	<i>Glomus microcarpum</i> Tul. C. Tul.			X	X
		<i>Glomus spinuliferum</i> Sieverd. Oehl, in Oehl, Wiemken Sieverding			X	X
		<i>Glomus microaggregatum</i> Koske, Gemma P.D. Olexia			X	X
		<i>Glomus sp.*</i>			X	
	Rhizophagus	<i>Rhizophagus fasciculatus</i> (Thaxt.) C. Walker A. Schüßler			X	
	Claroideoglomeraceae		X		X	X
	Claroideogloimus	<i>Claroideogloimus claroideum</i> (N. C. Schenck G. S. Sm.) C. Walker A. Schüßler			X	X
<i>Claroideogloimus luteum</i> (L.J. Kenn., J.C. Stutz J.B. Morton) C. Walker A. Schüßler						

La mayor abundancia, riqueza y diversidad de HMA ($p < 0.05$) se encontró en los sitios seleccionados en El Cuyo CC y CP, pero la diversidad de HMA fue estadísticamente mayor en el sitio CC (Figura 5). En los análisis de regresión se omitió la concentración de carbono en el suelo debido a que resultó altamente correlacionada (correlación de Pearson) con la cantidad de materia orgánica ($r = 0.996$).

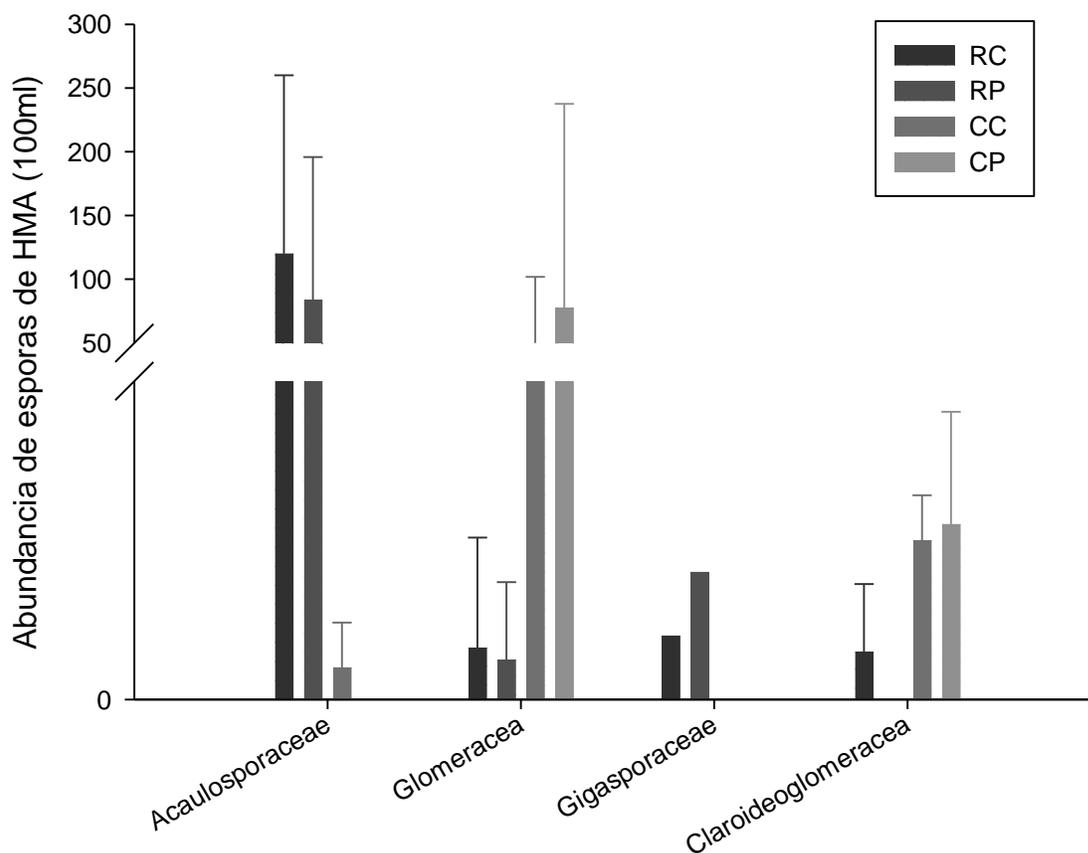


Figura 4. Abundancia de esporas de tres familias de HMA en cuatro sitios de SBI de la RBRL

La diversidad de HMA resultó relacionada en forma negativa con la concentración de fósforo, materia orgánica, pH y la capacidad de intercambio catiónico del suelo ($p < 0.05$), pero no se encontró relación significativa con los atributos de la vegetación analizadas (área basal de los árboles, cobertura de las herbáceas, diversidad de árboles y diversidad de herbáceas) (Cuadro 6).

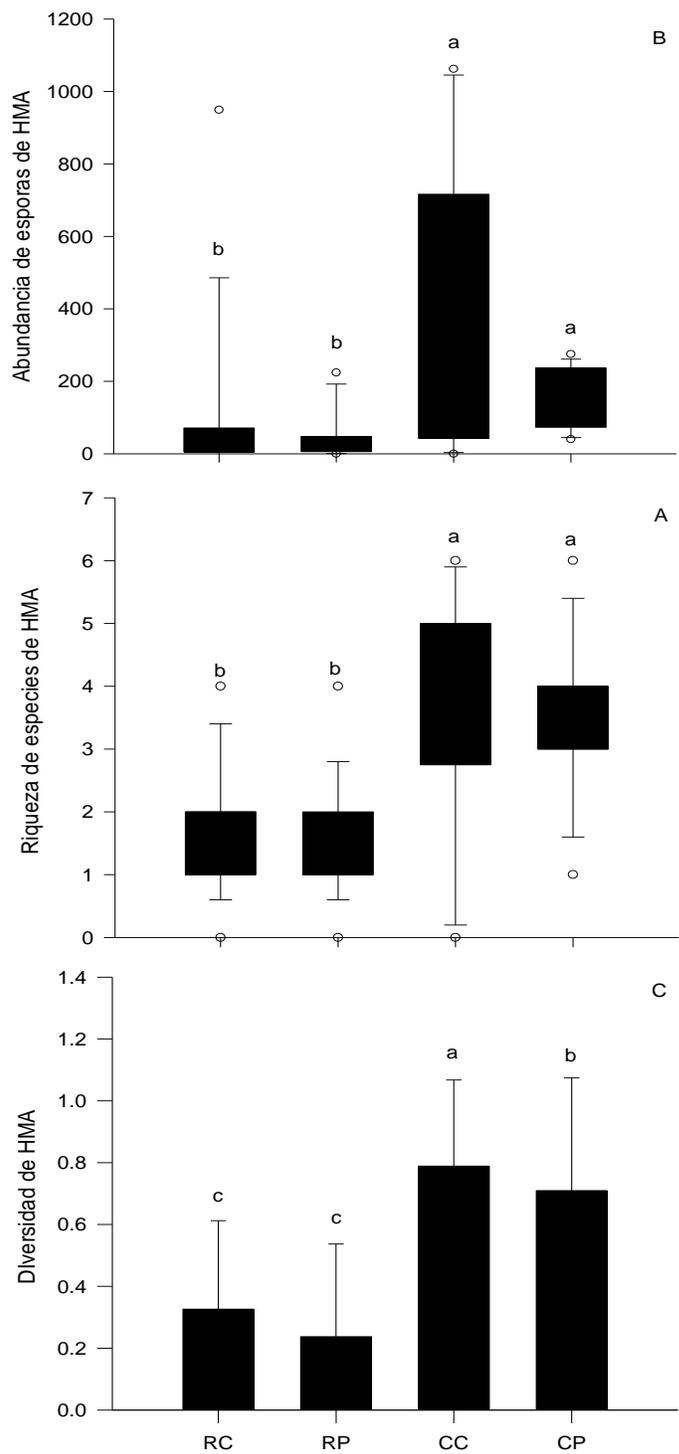


Figura 5. A. Abundancia de HMA (*Mdn* + 75th percentil) en cuatro sitios de SBI en la RBRL ($H = 19.191$, $p < 0.001$). B. Riqueza de HMA (*Mdn* + 75th percentil) en cuatro sitios de SBI en la RBRL ($H = 23.050$, $p < 0.001$). C. Diversidad de HMA ($\mu \pm \sigma$) en cuatro sitios de SBI en la RBRL ($P < 0.05$).

Cuadro 6. Relación entre las variables de vegetación y suelo con la diversidad de HMA encontrada en cuatros sitios de SBI en la RBRL.

Variabes	R²	F	P
<i>Vegetación</i>			
Área basal (cm2)	0.03	0.40	0.54
Cobertura vegetal de herbáceas (cm2)	0.27	3.71	0.08
Diversidad de arboles	0.06	0.69	0.42
Diversidad de herbáceas	0.08	0.77	0.40
<i>Suelo</i>			
P	0.13	7.95	<0.01
Materia Orgánica	0.13	8.09	<0.01
pH	0.12	6.80	<0.05
CIC	0.08	4.380	<0.05

Debido a que no se encontró una relación significativa entre las variables de la vegetación y la diversidad de HMA (Cuadro 6), éstas no fueron incluidas en el análisis de correlación canónica (CCA) para determinar la preferencia de hábitat de los HMA de la SBI en la RBRL. De acuerdo con el CCA, el eje 1 y 2 juntos explican el 98.09% de la variación de los datos. El eje 1, el cual explica el 71.17% de la variación, comprende la abundancia de las especies *A. scrobiculata*, *A. kentinensis* y *Gigaspora sp.*, así como las variables químicas del suelo (pH, P, MO y CIC) y los sitios de Rio Lagartos (RC y RP). El análisis indica que las especies *A. scrobiculata*, *A. kentinensis* y *Gigaspora sp.* se encuentran estrechamente relacionadas con las condiciones de pH y fósforo presentes en los sitios de Rio Lagartos (Figura 6).

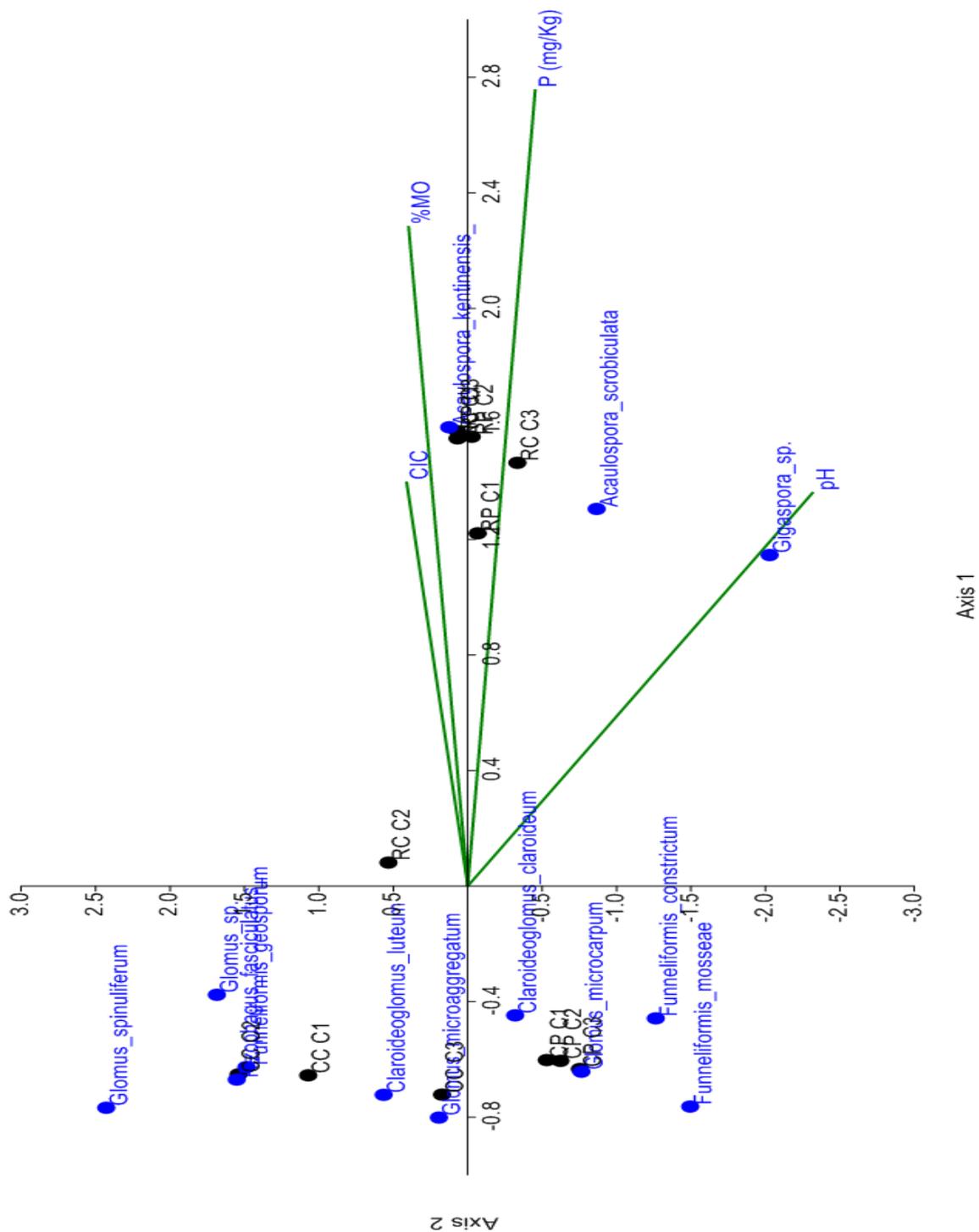


Figura 6. Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para las abundancias de los HMA encontrados en los cuatro sitios de SBI analizados dentro de la RBRL con relación a las características químicas del suelo identificadas en cada sitio (P, %MO, pH y CIC). Los puntos azules indican a las especies de HMA, los puntos negros representan los sitios y las flechas verdes las representan las características químicas del suelo.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos con relación a la composición taxonómica de la vegetación de la SBI coinciden con los resultados de Palacio (2002) en la península de Yucatán, donde *Haematoxylum campechianum* es la especie característica y la familia Fabaceae es la mejor representada. No existen estudios realizados en la SBI del norte del estado de Yucatán, sin embargo el 48.26% de las especies arbóreas encontradas aquí han sido registradas previamente en la SBI ubicada en el sur de la península de Yucatán (CICY, 2010; Tun-Dzul, *et al.*, 2008). La baja densidad de árboles encontrada en la SBI de la RBRL, respecto a otros estudios en SBI al sur de la península puede deberse a las características climáticas de la región, ya que, la precipitación en el norte del estado de Yucatán es mucho menor que en el sur y se ha reportado que la densidad arbórea se relaciona fuertemente con los regímenes pluviales (Ter Steege *et al.*, 2003). Por otro lado, en la SBI de la RBRL el área basal de los árboles resultó mayor en la región de El Cuyo donde la precipitación pluvial es mayor que en la de Rio Lagartos, lo cual coincide con los resultados obtenidos por Da Silva *et al.* (2002) quienes sugieren que la cantidad de lluvia también se relaciona positivamente con el área basal.

En cuanto a la cobertura vegetal de las herbáceas, ésta fue similar entre sitios, estos resultados no son los esperados debido a que la selección de los sitios se realizó con base en signos de perturbación (ganadería y colindancia con caminos de asfalto) y se esperaba que la cobertura de herbáceas fuera mayor en sitios perturbados debido a que se ha reconocido que la perturbación permite la colonización de especies herbáceas (Baker, 1974; Di Tomaso, 2000; Renne y Tracy, 2007). Tampoco se encontraron diferencias significativas entre los sitios para la abundancia, riqueza y diversidad de los árboles. Estos resultados sugieren que los signos de perturbación determinados en los sitios seleccionados no

influyen en las características de la vegetación (abundancia y diversidad) de la SBI en la RBRL.

Las características químicas del suelo (P, MO, pH y CIC), por otro lado, cambian con respecto a los sitios seleccionados pero no de acuerdo con los signos de perturbación sino con relación a la localidad (Río Lagartos-El Cuyo). Los altos valores de fósforo y carbono en el suelo de los sitios RP y RC (Rio Lagartos) pueden estar relacionados con el porcentaje de materia orgánica, la cual es más elevada en los sitios de Rio Lagartos que en el Cuyo. En cuanto al valor del pH, de acuerdo con Islam *et al.* (1980) los niveles tolerables para que las plantas adquieran los nutrientes del suelo se encuentra entre 4 y 8. El pH del suelo de la SBI en la RBRL se encuentra dentro del rango tolerable pero el sitio CC (7.16 ± 0.42) se encuentra más cerca del pH óptimo para la disponibilidad del fósforo (6.5) (Hopkins y Ellsworth, 2005), un nutriente esencial para el crecimiento de las plantas (ver Schachtman *et al.*, 1998).

Con respecto a la abundancia y riqueza de HMA, estas son elevadas en los sitios de El Cuyo, donde el fósforo se encuentra en concentraciones bajas en el suelo y los valores de la CIC también son bajos. Estos resultados son confirmados por los análisis de regresión los cuales indican que los HMA se relacionan significativamente pero en forma negativa con las características químicas del suelo (Figura 3). La relación inversa entre la abundancia de HMA y las concentraciones de fósforo en el suelo han sido previamente reportadas (Menge *et al.*, 1978; Olsson *et al.*, 1997; Cornwell *et al.*, 2001; Egerton-Warburton *et al.*, 2007). Esta relación inversa puede deberse a la relación que existe entre las concentraciones de fósforo y la colonización micorrícica, al respecto Cornwell *et al.* (2001) sugieren que se debe a que las plantas tienen la capacidad de controlar la colonización de HMA dependiendo las concentraciones de este nutriente en el suelo.

Por otro lado, la mayor diversidad de HMA en el sitio CC (sin actividad ganadera y/o colindancia con carreteras de asfalto) coincide con varios estudios donde la diversidad de HMA es mayor en sitios sin evidencia de perturbación (Picone, 2000; Oehl *et al.*, 2010; Brundrett y Ashwath, 2013). Además, Cornwell *et al.* (2001) obtienen en condiciones controladas una considerable reducción de la colonización micorrícica con la adición combinada de P y N, aunque no se realizaron mediciones de N en nuestros sitios de estudio, la evidencia de actividad ganadera y pastoreo identificadas en los sitios CP y RP podría resultar en un aporte mayor de N, este aporte de N en el sitio CP podría reducir la diversidad de HMA comparada con el sitio CC, ya que se sugiere que la disminución de la colonización micorrícica afecta negativamente la producción de sus esporas (Dodd *et al.*, 2000).

La única especie perteneciente a la familia Gigasporaceae se encuentra en los sitios RC y RP, donde se determinaron signos de perturbación. Estos resultados coinciden con los resultados obtenidos por Stover *et al.* (2012) quienes encuentran una alta abundancia de esporas pertenecientes a la familia Gigasporaceae en sitios con signos de perturbación y no obtienen registros en sitios sin evidencia de perturbación. Por otro lado, la familia Glomeraceae es más abundante en El Cuyo que en Rio Lagartos pero es igual de abundante tanto en sitios con signos de perturbación (CP) como en sitios sin evidencia de perturbación (CC), lo cual coincide con lo reportado por Cuenca *et al.* (1998) quienes encuentran especies de *Glomus* independientemente del grado de perturbación. La familia Acaulosporaceae es mucho más abundante en Rio Lagartos que en El Cuyo pero, al igual que Glomeraceae, se encuentran tanto en sitios con signos de perturbación como sitios no perturbados, lo cual coincide con los resultados de Stürmer y Siqueira (2011) quienes reportan que las familias Glomeraceae y Acaulosporaceae son abundantes independientemente del uso del suelo.

En general nuestros resultados muestran una relación significativa entre la diversidad de HMA y las características químicas del suelo, además, el CCA sugiere que son las especies *A. scrobiculata*, *A. kentinensis* y *Gigaspora sp.* las que pueden estar influyendo en mayor medida a esta tendencia. Estas especies parecen estrechamente relacionadas con las condiciones de pH y concentraciones de fósforo en el suelo (Figura 4). Nuestros resultados también indican que las especies de la familia Glomeraceae son tolerantes a diferentes concentraciones de fósforo y pH encontrándose en todos los sitios analizados (RC, RP, CC y CP), pero siendo marcadamente menos abundantes en los sitios de Rio Lagartos (RC y RP) mientras que la única especie de Gigasporaceae se encuentra en los sitios de Rio Lagartos. Estos resultados coinciden con lo reportado por Treseder y Allen (2002), quienes sugieren que miembros de la familia Gigasporaceae y Glomeraceae ocupan diferentes nichos respecto las condiciones nutricionales del suelo.

Finalmente, este estudio indica que los HMA tienen una distribución espacial heterogénea en la SBI de la RBRL y aunque la diversidad de HMA es mayor en el único sitio sin evidencia de perturbación, ésta no se encuentra relacionada con las variables de vegetación analizadas, sino con las características químicas del suelo. Sin embargo, es necesario contemplar variables como la identidad de las especies vegetales y su influencia en la distribución de los HMA para poder tener un panorama más preciso de los factores que influyen en la diversidad y distribución de los HMA.

BIBLIOGRAFÍA

Baker H. G., (1974). The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 1-24.

Barrera, M.A., Barrera A., López R. M. (1976). *Nomenclatura Etnobotánica Maya*. Colección Científica Instituto Nacional de Antropología e Historia. México. 536 p.

Bever, J. D., Schultz, P. A., Pringle, A., Morton, J. B. (2001). Arbuscular Mycorrhizal Fungi: More Diverse than Meets the Eye, and the Ecological Tale of Why The high diversity of ecologically distinct species of arbuscular mycorrhizal fungi within a single community has broad implications for plant ecology. *Bioscience*, 51(11), 923-931.

Borie F., Rubio R., Morales A. (2008). Arbuscular mycorrhizal fungi and soil aggregation. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 8 (2): 9-18.

Brundrett M. C. (2009) Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. *Plant Soil* 320:37–77.

Brundrett M. C., Ashwath N. (2013). Glomeromycotan mycorrhizal fungi from tropical Australia III. Measuring diversity in natural and disturbed habitats. *Plant Soil* 370: 419-433.

Chapin III, F. S. (1980). The mineral nutrition of wild plants. *Annual review of ecology and systematics*, 233-260.

Chaudhry, M. S., Rahman, S. U., Ismaiel, M. S., Sarwar, G., Saeed, B. (2009). Coexistence of arbuscular mycorrhizae and dark septate endophytic fungi in an undisturbed and a disturbed site of an arid ecosystem. *Symbiosis*, 49(1), 19-28.

Clark, R. B., Zeto, S. K. (1996). Mineral acquisition by mycorrhizal maize grown on acid and alkaline soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(10), 1495-1503.

Cornwell, W. K., Bedford, B. L., Chapin, C. T. (2001). Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in a phosphorus-poor wetland and mycorrhizal response to phosphorus fertilization. *American Journal of Botany*, 88(10), 1824-1829.

Cuenca, G., De Andrade, Z., Escalante, G. (1998). Diversity of Glomalean spores from natural, disturbed and revegetated communities growing on nutrient-poor tropical soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(6), 711-719.

Da Silva, R. P., dos Santos, J., Tribuzy, E. S., Chambers, J. Q., Nakamura, S., Higuchi, N. (2002). Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 166(1), 295-301.

Di Tomaso J. M. (2000). Invasive weeds in rangelands: Species, impacts, and management. *Weed Science*, 48:255-265

Dodd, J. C., Boddington, C. L., Rodriguez, A., Gonzalez-Chavez, C., Mansur, I. (2000). Mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) from different genera: form, function and detection. *Plant and Soil*, 226(2), 131-151.

Duch G. J. (1989). Los bajos inundables (ak'alche') de la península de Yucatán, Universidad Autónoma de Chapingo, México.

Egerton-Warburton, L. M., Johnson, N. C., Allen, E. B. (2007). Mycorrhizal community dynamics following nitrogen fertilization: a cross-site test in five grasslands. *Ecological Monographs*, 77(4), 527-544.

Escamilla A., Quintal F., Medina F., Guzmán A., Pérez E., Calvo L. (2005). Relaciones suelo-planta en ecosistemas naturales de la península de Yucatán: comunidades dominadas por palmas. En: Bautista F., Palacio G. (Eds). Caracterización y manejo de los suelos de la península de Yucatán: implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán 282 p.

Flores Guido, J. S., Durán García, R., Ortiz Díaz, J. J. (2010). En: Durán, R., Méndez, M. (Eds) Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. México.

Gerdemann, J. H.; Nicolson, T. H. (1963). Spores of mycorrhizal *Endogone* extracted from soil by wet sieving and decanting. *Trans. Br. Mycol. Soc.*, 46: 235-244.

Gianinazzi, S., Gollotte, A., Binet, M., van Tuinen, D., Redecker, D., Wipf, D. (2010). Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. *Mycorrhiza* 20: 519-530.

González-Cortés, J. C., Vega-Fraga, M., Varela-Fregoso, L., Martínez-Trujillo, M., Carreón-Abud, Y., Gavito, M. E. (2012). Arbuscular mycorrhizal fungal (AMF) communities and land use change: the conversion of temperate forests to avocado plantations and maize fields in central Mexico. *Fungal Ecology*, 5(1), 16-23.

Guadarrama, P., Álvarez-Sánchez, F. J. (1999). Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain forest, Veracruz, Mexico. *Mycorrhiza*, 8(5), 267-270.

Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electronica* 4(1):9pp.

Herbario CICY. (2010 en adelante). Flora de la Península de Yucatán. <http://www.cicy.mx/sitios/flora%20digital/>

Högberg P., Nordgren A., Buchmann N., Taylor A. F. S., Ekblad A., Högberg M. N., Nyberg G., Ottosson-Löfvenius M., Read D. J. (2001). Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. *Nature* 411: 789-792.

Hopkins, B., Ellsworth, J. (2005, March). Phosphorus availability with alkaline/calcareous soil. In *Western Nutrient Management Conference* (Vol. 6, pp. 88-93).

Instituto Nacional de Ecología (INE). (1999). Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Ría Lagartos. México D.F.

Islam, A. K. M. S., Edwards, D. G., Asher, C. J. (1980). pH optima for crop growth. *Plant and Soil*, 54(3), 339-357.

Jeffries P., Gianinazzi S., Perotto S., Turnau K., Barea J.M. (2003). The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biol Fertil Soils* 37:1–16.

Kernaghan, G. (2005). Mycorrhizal diversity: Cause and effect? *Pedobiologia*, 49(6), 511-520.

Marshner, H.; Dell, B. (1994). Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and soil* 159: 89-102.

Menge, J. A., Steirle, D., Bagyaraj, D. J., Johnson, E. L. V., Leonard, R. T. (1978). Phosphorus concentrations in plants responsible for inhibition of mycorrhizal infection. *New Phytologist*, 80(3), 575-578.

Montaño N. M., Alarcón A., Camargo-Ricalde S. L., Hernández-Cuevas L. V., Álvarez-Sánchez J., González-Chávez M. A., Gavito M. E., Sánchez-Gallen I., Ramos-Zapata J., Guadarrama P., Maldonado-Mendoza I. E., Castillo-Argüero S., García-Sánchez R., Trejo D., Ferrera-Cerrato R. (2012). Research on arbuscular mycorrhizae in Mexico: an historical synthesis and future prospects. *Symbiosis*, 57(3):111-126.

Oehl, F., Laczko, E., Bogenrieder, A., Stahr, K., Bösch, R., van der Heijden, M., Sieverding, E. (2010). Soil type and land use intensity determine the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(5), 724-738.

Olmsted, I., Durán R. (1986). Aspectos ecológicos de la selva baja inundable de la reserva de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. *Biótica*: 151-179.

Olsson, P. A., Baath, E., Jakobsen, I. (1997). Phosphorus effects on the mycelium and storage structures of an arbuscular mycorrhizal fungus as studied in the soil and roots by analysis of Fatty Acid signatures. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(9), 3531-3538.

Palacio Aponte, A. G., Noriega Trejo, R., Zamora Crescencio, P. (2002). Caracterización físico-geográfica del paisaje conocido como "bajos inundables": El caso del Área Natural Protegida Balamkín, Campeche. *Investigaciones geográficas*, (49), 57-73.

Picone, C. (2000). Diversity and Abundance of Arbuscular–Mycorrhizal Fungus Spores in Tropical Forest and Pasture1. *Biotropica*, 32(4a), 734-750.

Read D. J., Perez-Moreno J. (2003). Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems – a journey towards relevance? *New Phytologist* 157: 475–492.

Renne, I. J., Tracy, B. F. (2007). Disturbance persistence in managed grasslands: shifts in aboveground community structure and the weed seed bank. *Plant Ecology*, 190(1), 71-80.

Richardson, A. E., Barea, J. M., McNeill, A. M., Prigent-Combaret, C. (2009). Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganisms. *Plant and soil*, 321(1-2), 305-339.

Schachtman, D. P., Reid, R. J., Ayling, S. M. (1998). Phosphorus uptake by plants: from soil to cell. *Plant Physiology*, 116(2), 447-453.

Smith, S.E. y Read, D. (2008). *Mycorrhizal Symbiosis* 3^a edición. Academic Press. Great Britain.

Stover H.J., Thorn R. G., Bowles J. M., Bernards M. A., Jacobs C. R. (2012). Arbuscular mycorrhizal fungi and vascular plant species abundance and community structure in tallgrass prairies with varying agricultural disturbance histories. *Applied Soil Ecology* 60: 61– 70.

Stürmer, S. L., Siqueira, J. O. (2011). Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. *Mycorrhiza*, 21(4), 255-267.

Tchabi, A., Coyne, D., Hountondji, F., Lawouin, L., Wiemken, A., Oehl, F. (2008). Arbuscular mycorrhizal fungal communities in sub-Saharan Savannas of Benin, West Africa, as affected by agricultural land use intensity and ecological zone. *Mycorrhiza*, 18(4), 181-195.

Ter Steege, H., Pitman, N., Sabatier, D., Castellanos, H., Van Der Hout, P., Daly, D. C., Morawetz, W. (2003). A spatial model of tree α -diversity and tree density for the Amazon. *Biodiversity Conservation*, 12(11), 2255-2277.

Treseder, K. K., Allen, M. F. (2002). Direct nitrogen and phosphorus limitation of arbuscular mycorrhizal fungi: a model and field test. *New Phytologist*, 155(3), 507-515.

Tun-Dzul, F. J., Vester, H., García, R. D., Schmook, B. (2008). Estructura arbórea y variabilidad temporal del NDVI En los “bajos inundables” de la península de Yucatán, México *Polibotánica*, (25), 69-90.

Violi, H. A., Barrientos-Priego, A. F., Wright, S. F., Escamilla-Prado, E., Morton, J. B., Menge, J. A., Lovatt, C. J. (2008). Disturbance changes arbuscular mycorrhizal fungal phenology and soil glomalin concentrations but not fungal spore composition in montane rainforests in Veracruz and Chiapas, Mexico. *Forest ecology and management*, 254(2), 276-290.

7. CONCLUSIONES

La composición vegetal encontrada en la SBI de la RBRL concuerda con lo esperado en este tipo de vegetación. La abundancia, riqueza y diversidad de especies arbóreas, al igual que la cobertura de las especies herbáceas es similar entre los sitios analizados pero el área basal de los arboles es mayor en El Cuyo que en Rio Lagartos.

Las características químicas del suelo en la SBI difieren con respecto a los sitios seleccionados encontrándose una mayor concentración de fósforo y materia orgánica en Rio Lagartos que en El Cuyo, mientras que el pH y la capacidad de intercambio catiónico no presentan un patrón claro con respecto a los sitios analizados.

Los HMA son más abundantes, presentan mayor riqueza y son más diversos en El Cuyo que en Rio Lagartos pero la mayor diversidad de HMA se encuentra en el único sitio sin evidencia de perturbación de SBI.

La distribución de los HMA en la SBI de la RBRL tienen una distribución espacial heterogénea y aunque la diversidad de HMA es mayor en el único sitio sin evidencia de perturbación, ésta no se encuentra relacionada con las variables de vegetación ni perturbación analizadas, sino con las características químicas del suelo, en especial las especies *A. scrobiculata*, *A. kentinensis* y *Gigaspora sp.*, las cuales se relacionan fuertemente con las concentraciones de fósforo y pH del suelo.