



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

**EVALUACIÓN DE LA INFECTIVIDAD DE LOS
HONGOS MICORRIZÓGENOS ARBUSCULARES EN UN
BOSQUE DE ENCINO EN LA CUENCA DEL RÍO
MAGDALENA Y SU USO COMO HERRAMIENTA EN LA
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**

TESIS

**PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA

BIOL. DIEGO OLIVERA MORALES

DIRECTORA DE TESIS: DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO

MÉXICO, D.F.

2009



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

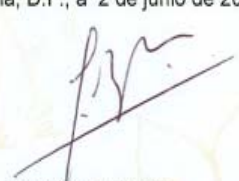
Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 09 de febrero de 2009, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL) del (la) alumno (a) OLIVERA MORALES DIEGO con número de cuenta 94150935 con la tesis titulada "EVALUACIÓN DE LA INFECTIVIDAD DE LOS HONGOS MICORRIZÓGENOS ARBUSCULARES EN UN BOSQUE DE ENCINO EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA Y SU USO COMO HERRAMIENTA EN LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA", realizada bajo la dirección del (la) DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO:

Presidente: M. EN C. MA. JULIA CARABIAS LILLO
Vocal: DR. HOMERO JULIO EUDES CAMPO ALVES
Secretario: DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO
Suplente: DR. FRANCISCO JAVIER ALVAREZ SANCHEZ
Suplente: DR. ALEJANDRO ALARCON

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 2 de junio de 2009.


Dr. Juan Núñez Farfán
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del (la) interesado (a)

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM por todo el apoyo brindado

Al Macroproyecto Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano, UNAM, SDE-PTID-02 y al Proyecto PAPIIT IN200906-3, por el respaldo financiero brindado para la elaboración de este trabajo.

A los miembros del Comité Tutoral por sus valiosas aportaciones y la ayuda brindada a lo largo de todo el desarrollo de este proyecto:

Dra. Silvia Castillo Argüero

Dra. Mayra Elena Gavito Pardo

Dr. Fco. Javier Álvarez Sánchez

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Silvia Castillo Argüero, directora de este trabajo, por su brillante asesoría, la paciencia que me tuvo y sobre todo por su amistad.

A los miembros del jurado por sus atinados comentarios que le dieron sentido a esta tesis: M. C. Julia Carabias Lillo, Dr. Julio Campo Alves, Dr. Javier Álvarez Sánchez y Dr. Alejandro Alarcón.

A Oswaldo y Yuriana por su invaluable ayuda en el campo y el laboratorio y más importante aún, por ser tan buenos amigos.

A Marco Antonio Romero, siempre dispuesto a ayudarme con los asuntos relacionados con la computadora. A la M. en C. Laura Hernandez por su ayuda en la identificación de las especies de HMA.

A toda la gente del Laboratorio de Ecología de la Facultad de Ciencias, especialmente a Irene Sánchez-Gallén, en todo momento aportaron ideas, resolvieron dudas y tuvieron palabras de aliento.

A los amigos de siempre (Jorge, Dulce, Ernesto, Juan Carlos, Liz, Gaby, Julio, Irene, Wendy) y a los recientes (Sonia, Pachi, Caro, Mary), muchos ayudaron en campo, la mayoría me hacen reír y a todos los quiero.

A Wolke por confiar, creer y apoyarme.

Finalmente, a mi familia: Luis Ángel (gracias por la sonrisa contagiosa); a mis hermanos, Lucia y Gil, siempre están en las buenas y en las malas y a Mamá porque siempre ha estado pendiente de mi.

CONTENIDO

RESUMEN	3
ABSTRACT	5
INTRODUCCIÓN	7
EL BOSQUE TEMPLADO	7
BOSQUE DE ENCINOS	8
Los encinares en México	9
Deforestación de bosques templados en México	11
RESTAURACIÓN ECOLÓGICA	13
LOS HONGOS MICORRIZÓGENOS ARBUSCULARES	15
Importancia en las comunidades vegetales	15
Micorrizas arbusculares en el bosque de encino	16
HMA y su papel en la restauración de ecosistemas	17
JUSTIFICACIÓN	20
ANTECEDENTES	21
OBJETIVOS	23
Objetivo general	23
Objetivos particulares	23
HIPÓTESIS	23
MÉTODOS	24
ZONA DE ESTUDIO	24
Ubicación geográfica	24
Clima	25
Vegetación	25
Importancia ecológica y problemas	26
CARACTERÍSTICAS MICRO-AMBIENTALES DE LA ZONA	28
Pendiente del terreno y profundidad del suelo	28
Temperatura y humedad	28
Intensidad lumínica	29
Análisis físico-químico del suelo	29
CARACTERÍSTICAS DE <i>Quercus rugosa</i> Neé.	29

DISEÑO DEL PROYECTO	31
Colectas de suelo y raíces	31
Extracción de esporas, montaje de preparaciones e identificación	31
Tinción de raíces y porcentajes de colonización	32
Germinación de semillas de <i>Quercus rugosa</i>	32
Dinámica de colonización	33
Estudio de crecimiento	34
Transplante a campo	35
ANÁLISIS DE DATOS	36
Colonización micorrízica	36
Análisis de crecimiento	36
RESULTADOS	38
CARACTERIZACIÓN MICROAMBIENTAL	38
Pendiente del terreno y profundidad del suelo	38
Características químicas del suelo	39
Incidencia de luz, temperatura y humedad	40
ESPECIES DE HMA IDENTIFICADOS	43
PORCENTAJE DE COLONIZACIÓN	45
DINÁMICA DE COLONIZACIÓN	45
SUPERVIVENCIA Y CRECIMIENTO EN CAMPO	47
ANÁLISIS DE CRECIMIENTO	50
DISCUSIÓN	51
CONCLUSIONES: IMPLICACIONES PARA LA PRÁCTICA DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA	57
LITERATURA CONSULTADA	58
APÉNDICE: TÉCNICAS DE LABORATORIO EMPLEADAS	74

RESUMEN

La Cuenca del Río Magdalena enfrenta un continuo proceso de degradación. Anualmente se pierden 240 ha de vegetación debido a los asentamientos irregulares, la contaminación y la tala ilegal. Para revertir los daños generados existen diversas estrategias de restauración ecológica, incluyendo una nueva alternativa como es el uso de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA).

La asociación de las plantas con los HMA le provee una mayor superficie de absorción de iones y agua a las especies vegetales y les ofrece una mayor tolerancia a diferentes factores de estrés como son: patógenos, altas temperaturas, sequía, acidez del suelo y metales tóxicos. La simbiosis también puede facilitar el establecimiento de plantas después de un disturbio o el trasplante de las plantas a campo. Debido a estas ventajas el desarrollo de plántulas de encinos previamente inoculadas con HMA será mayor en comparación con las plantas no inoculadas. El objetivo de este trabajo fue determinar el efecto de los HMA sobre el crecimiento y la supervivencia de plantas de *Quercus* sp. para plantear su uso futuro como una herramienta en las prácticas de restauración ecológica de ecosistemas.

Se realizó un análisis de crecimiento clásico de Hunt, comparando el crecimiento y supervivencia, con y sin inóculo micorrízico, de 400 plántulas de encino introducidas en parcelas experimentales. Los resultados fueron completados por una caracterización microambiental de la zona mediante análisis físico-químicos del suelo, así como el monitoreo de temperatura, humedad y calidad de luz.

La supervivencia de las plántulas previamente inoculadas fue mayor que en plántulas sin inoculo (86% y 75% respectivamente). Asimismo, las plántulas micorrizadas presentaron una mayor altura, un mayor crecimiento del diámetro del tallo y un mayor número de hojas.

Los resultados resaltan la importancia de la micorriza arbuscular en el desarrollo de plantas introducidas de *Quercus* sp. y respaldan su uso como herramienta en la restauración ecológica, aunque son necesarios más estudios para asegurar su éxito en las plantaciones de especies nativas introducidas.

ABSTRACT

The River basin of the Magdalena River faces a continuous process of degradation. Annually 240 ha of vegetation are lost due to irregular establishments, contamination and deforestation. There are diverse strategies of ecological restoration in order to revert this damage, including a new alternative as is the use of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF).

The association between plants and AMF provides a greater surface for the absorption of ions and water as well as a greater tolerance to different stress factors such as pathogens, high temperatures, drought, soil acidity and toxic metals. This symbiosis can also facilitate the establishment of plants after a disturbance or the transplant to field conditions. Due to these advantages the development of oak seedlings previously inoculated with AMF will be major in comparison to plants without the inoculum. The aim of this work was to determine the effect of AMF on the growth and survival of *Quercus* sp. seedlings in order to use the application as a tool in future practices of ecosystems restoration.

A classic growth analysis of Hunt was realized comparing growth and survival, with and without mycorrhizal inoculum in 400 oak seedlings introduced in experimental parcels. The results also included a micro-environmental characterization of the zone by physical-chemical soil analyses, and the monitoring of temperature, humidity and light quality.

The survival of previously inoculated seedlings was greater (86%) than in seedlings without inoculum (75%). Mycorrhizal seedlings also showed a greater growth in height, stem diameter, and the number of leaves.

The results highlight the importance of the arbuscular micorrhiza in the development of introduced *Quercus* sp. seedlings and endorse its use as a restoration tool, although more studies are necessary in order to determine their usefulness in native plantations.

I. INTRODUCCIÓN

EL BOSQUE TEMPLADO

Los bosques templados se encuentran en todos los continentes: en el continente europeo, la región oriental de Asia (en especial, China y Japón) y América del Norte. También se les encuentra en América del Sur, tanto en zonas templadas como templado-frías. Se presentan aproximadamente entre los 25 y 50° de latitud en ambos hemisferios, donde la temperatura media anual es de 23° C, y el promedio anual de precipitaciones de 1 000 mm (Ovington 1983; Röhrig 1991a y b).

La vegetación, aunque es predominantemente arbórea, presenta un sotobosque conformado por arbustos y plantas herbáceas. El bosque templado es muy variable, en algunos lugares predominan los árboles deciduos mientras que en otros, las coníferas son más comunes. También hay bosques mixtos con árboles de coníferas, especies deciduas de hoja ancha y siempre verdes de hoja ancha (Röhrig 1991 a y b). Las familias más importantes que conforman el estrato arbóreo son Pinaceae, Fagaceae, Juglandaceae, Aceraceae, Salicaceae y Betulaceae. La Rosaceae y la Ericaceae son las familias dominantes del estrato arbustivo, mientras que el estrato herbáceo está conformado de Caryophyllaceae, Ranunculaceae, Cruciferae, Umbelliferae, Labiatae y Compositae (Röhrig 1991 c).

La mayoría de las áreas de los bosques deciduos norteamericanos está compuesta por varias especies del género *Quercus* y/o haya (*Fagus grandifolia*), arce (*Hacer* sp.) y especies de nogal y tilo (*Tilia* sp.). Fragmentos de estos bosques se presentan en la zona montañosa de México y Guatemala, donde muchos de los géneros -e.g., *Fagus*, *Fraxinus*, *Juglans*, *Liquidambar*, *Quercus*- presentan las

mismas especies o especies relacionadas. Comúnmente, estos árboles están acompañados por un estrato bajo de arbustos perennes (Ovington 1983; Röhrig 1991 b).

Por su extensión, el alto grado de endemismo, la diversidad biológica, la estabilidad ecológica y su gran potencial productivo, se reconoce en México a los bosques templados como sobresalientes en términos económicos, ambientales y sociales. Algunos estudios señalan que los bosques templados fijan una cantidad importante de carbono y también son elementales como medio de contención y regulación de los caudales de agua, conservan la calidad de los suelos y los protegen ante la erosión. (Dixon *et. al* 1994; Almeida-Leñero *et. al* 2007).

Los bosques templados han sido usados de diversas maneras y aunque la mayoría de los sitios ha sido reemplazada por sistemas agrícolas, grandes áreas aún se conservan. De acuerdo con los propósitos de este trabajo se enfatizarán las características de los bosques templados dominados por encinares (*Quercus* sp.).

BOSQUE DE ENCINOS

El bosque de encino es un tipo de vegetación de regiones con un amplio intervalo de temperatura y humedad, que varían entre 10 y 26°C y 600-1 200 mm de precipitación, repartida de manera desigual a lo largo del año, con una estación seca de 4 a 8 meses de duración. Las especies del género *Quercus* se distinguen por su adaptación a diferentes condiciones del medio, como son: relieve, altitud, pendiente, tipo de roca, suelo y otros (Espejel *et al.* 1999), por esto, son elementos importantes en diversos tipos de vegetación (González-Rivera 1993; Nixon 1993).

Se pueden ubicar en laderas con una pendiente variada, entre 0 hasta 3 000 m de altitud, aunque generalmente se localizan entre 1 200 y 2 800 msnm. El suelo está conformado tanto de rocas ígneas, como sedimentarias y metamórficas. Generalmente, los encinos prefieren suelos con un buen drenaje y permanentemente húmedos. El pH es moderadamente ácido, generalmente entre 5.5 y 6.5. En cuanto a la textura, ésta presenta diferentes porcentajes de arcillas y arenas y su color puede ser de rojizo a amarillo, gris, café o negro (CONABIO 2006).

El estrato arbóreo presenta un dosel, que alcanza alturas desde 6 hasta 30 metros, dependiendo del sustrato y la humedad ambiental; donde dominan especies del género *Quercus*, aunque el bosque de encinos también puede asociarse con géneros como: *Pinus*, *Abies*, *Alnus*, *Arbutus*, *Buddleia*, *Cercocarpus*, *Crataegus*, *Cupressus*, *Fraxinus*, *Garrya*, *Juglans*, *Juniperus*, *Platanus*, *Populus*, *Prunus*, *Pseudotsuga* y *Salix* (Rzedowski 1978).

Los Encinares en México

Entre los diferentes tipos de vegetación de México, los encinares representan uno de los ecosistemas más importantes del país debido a su amplia distribución y diversidad de especies (Rzedowski 1978; Reyes y Gama-Castro 1995). Generalmente, son comunidades vegetales características de zonas montañosas, se localizan en la Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Sierra Madre del Sur y la Sierra de Chiapas, así como a lo largo del Eje Neovolcánico Transversal (Reyes y Gama-Castro 1995).

Los encinares, en conjunto con los bosques de coníferas, constituyen la mayor parte de la cubierta vegetal de áreas de clima templado y semi-húmedo, ocupando casi una quinta parte del territorio nacional (Rzedowski 1978 y 1991). Después de los matorrales desérticos, los bosques de coníferas y encinos ocupan la mayor extensión del territorio nacional con una distribución potencial original de poco más de 20% (Challenger 1998; SEMARNAT 2006). Acotando las cifras a los bosques de encino, la Semarnat reporta que en el año 2002 estos bosques ocupaban el 8% de la superficie del país (SEMARNAT 2006a)

A nivel mundial, México es el país que posee el mayor número de especies de encinos, contando con un registro aproximado de 140 especies pertenecientes al género *Quercus* (Zavala 2002). De éstas, 60% son endémicas de nuestro país (Mittermeier 1995). Si se toma en cuenta que la mayoría de los árboles son dominantes o co-dominantes en los bosques, podrá comprenderse la gran diversidad florística, fisonómica y ecológica de los encinares mexicanos (Rzedowski 1978).

Debido a su amplia distribución, se ubican entre los tipos de vegetación más alterados (Rzedowski 1981; Challenger 1998). De esta manera, la deforestación de los encinares alcanzó un máximo durante la primera mitad del siglo XX, por lo cual han sido eliminados de la mayoría de las planicies y pequeñas colinas o lomeríos. Generalmente, se aprovechan en la fabricación de muebles y postes o para proveer a la creciente población de material para construcción y carbón, aunque también se pueden obtener productos no maderables, como hongos y hierbas a los que se les

da diferentes usos como pueden ser alimento, forraje y medicina (Rzedowski 1981; Bonfil 1991; Luna-José *et al* 2003; Padilla 2007).

La importancia ecológica de las especies de encinos, radica en que algunas son consideradas como especies primarias; tal es el caso de *Quercus rugosa* que se ha sugerido como especie clave en la rehabilitación y restauración de bosques. Aunque la mayoría de las especies de encino no está considerada como especies pioneras, pueden reclutarse en etapas tempranas de la sucesión secundaria (CONAFOR 2008). Los encinos son importantes para la restauración y el mejoramiento de suelos y es evidente su relevancia en las interacciones bióticas, puesto que constituyen el hábitat y alimento de una innumerable cantidad de especies de plantas y animales (Figuroa y Olvera 2000). Además son muy importantes en el almacenamiento de carbono, en los ciclos del agua (son participantes activos en la infiltración) y el oxígeno en la biosfera debido a su amplia distribución geográfica, tanto a escala mundial como nacional (Mur 2003).

Deforestación de bosques templados en México

La acelerada pérdida y degradación de selvas y bosques son de los problemas ambientales más severos del país, particularmente dramática es la situación de los bosques templados y las selvas del centro y sur de México, donde se concentra 80% del total de la deforestación. Si bien el asunto de la deforestación de las selvas mexicanas ha recibido bastante difusión a nivel nacional e internacional, es muy importante recalcar que los bosques templados del centro y sur del país están sujetos a cambios y degradación de similar grado que las selvas. Por tanto, merecen la misma atención y cuidado que las selvas tropicales, además de

desarrollar programas de conservación y restauración específicos para dichos bosques.

Según informes de la FAO (2007), México se encuentra entre los 10 países a nivel mundial con mayor pérdida de bosques. Entre los años 2000 y 2005, se perdieron 1 500 000 hectáreas de bosques, lo que se traduce en una tasa de deforestación anual de 1.1%. Recientes análisis estiman que en México se perdieron 29,765 km² de bosque entre 1976 y 1993, mientras que de 1993 a 2000 se perdieron 54,306 km². La tasa de deforestación aumentó del primer al segundo periodo, lo que corresponde a 175 mil hectáreas y 319 mil hectáreas anuales respectivamente (Velásquez *et al.* 2002).

Sin embargo, las tasas de deforestación nacional presentan diferencias significativas por región. Utilizando la regionalización, propuesta en el *Inventario Forestal de Gran Visión* (SARH 1992), que divide el país en cuatro grandes zonas (noroeste, noreste, centro y sureste) se observa que 80% de la deforestación total del país está concentrada en las regiones centro y sureste de México, donde alcanza entre 115 y 135 mil hectáreas por año para bosques y entre 288 y 428 mil hectáreas por año para selvas.

Para los bosques de encino, esta tendencia se mantiene como desfavorable, registrándose una pérdida de cobertura, en el periodo de 1976 a 1993, de 87 95 hectáreas por año, esto se traduce en una tasa de deforestación anual del 1.2%. (SEMARNAT 2006b)

Lo anterior contrasta con las limitadas prácticas de reforestación. Estimaciones de reforestaciones exitosas para el año 1990 datan alrededor de 132 mil hectáreas efectivamente reforestadas. Actualmente, la SEMARNAT está llevando a cabo importantes esfuerzos en actividades de reforestación, pero es necesario que los programas pasen de la fase de plantación de árboles a esquemas que aseguren una mayor supervivencia de las plántulas a mediano y largo plazo.

La necesidad de aumentar el éxito de las prácticas de reforestación toma mayor importancia, si tomamos en cuenta que la degradación de los bosques están asociados a múltiples impactos, como cambios microclimáticos, reducción de la recarga de acuíferos, erosión de suelos, azolve de presas y lagos y pérdida de la biodiversidad entre otros problemas. Revertir esta degradación hace necesaria la intervención humana a través de diferentes medios. Uno de los más utilizados es la investigación y elaboración de estrategias que tienen como meta la restauración de las condiciones originales del sistema.

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

El deterioro del ecosistema es resultado directo o indirecto de las actividades del hombre. La restauración surge como una rama de la ecología aplicada que busca revertir la pérdida de la biodiversidad y reestablecer el funcionamiento de los ecosistemas, y con ello los servicios ambientales que proporcionan (Daily *et al.* 1997, Gregory y Ingram 2000).

La dirección y los límites de esta recuperación se pueden establecer a través de una combinación de conocimientos sobre la estructura, la composición y el

funcionamiento preexistentes del ecosistema dañado, de estudios de ecosistemas intactos comparables, información sobre condiciones ambientales de la región y análisis de otras informaciones ecológicas, culturales e históricas del ecosistema de referencia (SER Internacional 2002).

Las intervenciones que se emplean en la restauración varían mucho de un proyecto a otro, dependiendo de la extensión y la duración de las perturbaciones, de las condiciones culturales que han transformado el paisaje, de las oportunidades y limitaciones actuales. En las situaciones menos complejas, la restauración implica eliminar o modificar una alteración específica para permitir que los procesos ecológicos se recuperen por sí solos. En circunstancias más complejas, la restauración también requiere preferentemente la reintroducción intencional de las especies autóctonas presentes antes de la perturbación, una alternativa que en ocasiones puede resultar ventajosa es el uso de especies exóticas (SER Internacional 2002) aunque no la mas adecuada, y que ha sido una práctica más utilizada en trabajos de rehabilitación de zonas deterioradas.

Igualmente se puede recurrir al empleo de herramientas biológicas como son los microorganismos del suelo, que ejercen una gran diversidad de funciones indispensables para el desarrollo de los ecosistemas y, por lo tanto, para el establecimiento y crecimiento de las plantas. La descomposición de compuestos orgánicos (Heredia 2003), la reducción de nitrógeno a amonio (Gilbert 2002) y la degradación de contaminantes (Anderson *et al.* 1995), son solamente algunas de dichas funciones.

Dentro de la microbiota del suelo se ubican los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) que, por la gran diversidad de procesos en los que se involucran, su importancia como herramienta potencial en la restauración de comunidades vegetales crece día con día (Gavito *et al.* 2008; Aguilar-Fernández *et al.* 2009).

LOS HONGOS MICORRIZÓGENOS ARBUSCULARES

Importancia en las comunidades vegetales

El término micorriza implica la asociación de un hongo con las raíces de la planta, ésta interacción es mutualista y se presenta entre el hongo y los órganos de las plantas superiores relacionados con la absorción de sustancias desde el suelo. Los hongos micorrizógenos son elementos importantes, involucrados en la absorción de nutrientes de la mayoría de las plantas terrestres. Esto se refleja en un incremento de la producción de biomasa y las tasas de supervivencia y reproducción (Fisher y Jayachandran 2002). A cambio, el hongo obtiene de la planta compuestos de carbono (Harley y Smith 1984). La asociación micorrízica es fundamental para la productividad y diversidad de los ecosistemas (van der Heijden *et al.* 1998 a y b), por lo que los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) juegan un papel ecológico trascendental.

Otra ventaja de la asociación con HMA es la protección que pueden proveer a las plantas; la defensa radica en los distintos mecanismos como: a) una mejora en el estatus nutricional de la planta para compensar los daños causados por patógenos; b) competencia entre el hongo micorrízico y el patógeno por los fotosintatos de la planta hospedera y los espacios colonizables en el tejido vegetal; c) cambios en la anatomía y arquitectura radical; d) modificaciones en la población microbiológica de

la rizósfera (Linderman 2000) y e) la activación de mecanismos de defensa en la planta hospedera.

La micorriza arbuscular influye también en la estabilización de agregados del suelo. Estudios previos han demostrado que los HMA y las raíces finas están involucradas en la formación de agregados estables en agua mediante la glomalina, proteína secretada por los HMA (Miller y Jastrow 1992).

Finalmente, tienen un papel importante en la composición vegetal, productividad, diversidad y sustentabilidad en diferentes ecosistemas (van der Heijden *et al.* 1998a). Debido a esta gran variedad de funciones, es válido considerar que la pérdida o perturbación de esta interacción puede tener serias consecuencias en términos de degradación, salud y productividad de cualquier comunidad vegetal (Gavito *et al.* 2008; Aguilar-Fernández *et al.* 2009).

Micorrizas arbusculares en el bosque de encino

Muchas especies de árboles de los bosques templados son altamente dependientes a los hongos ectomicorrizógenos (HEM) (Mikola 1970) y la mayoría de las plantas herbáceas están asociadas con HMA (Smith *et al.* 1998). Pero desde etapas juveniles algunas especies de encinos se asocian con HMA (Henry 1933; Grand 1969; Filer 1975; Williams y Aldon 1976; Rothwell *et al.* 1983), generalmente en combinación con ectomicorrizas. Este tipo de asociación se conoce como “dual”, si los dos tipos de hongo coinciden en tiempo y lugar, es decir, en el mismo segmento de raíz; o “simbiosis sucesional”, si existe un recambio de un tipo de hongo micorrizógeno a otro a lo largo del tiempo.

Posiblemente, esta asociación de los encinos con los HMA en etapas tempranas de su desarrollo aumenta las posibilidades de supervivencia de las plántulas. Un ejemplo de lo anterior, se refleja en los trabajos realizados por Egerton-Warburton y Allen (2001), que demuestran la colonización de raíces de *Quercus agrifolia* por HMA la cual no había sido registrada previamente.

A pesar de las escasas investigaciones acerca de la eficacia de los HMA, solos o en combinación con HEM, el papel de ambos tipos de hongos se ha vuelto extremadamente importante en el establecimiento y supervivencia de plántulas de *Q. agrifolia*. Plántulas de encino de un año de edad están asociadas comúnmente con HEM y HMA. El descubrimiento de hifas, vesículas y ectomicorrizas en *Q. agrifolia* corrobora los primeros estudios de micorrización en la familia Fagaceae (Henry 1933; Grand 1969; Williams y Aldon 1976) y la micorriza dual en general (Cázares y Trappe 1993).

HMA y su papel en la restauración de ecosistemas

Originalmente, el uso de las micorrizas se restringía sólo a la agricultura o la explotación forestal, pero varios investigadores han sugerido que existe una relación entre el tiempo de recuperación de un ecosistema perturbado y la abundancia de propágulos infectivos de hongos micorrízicos (Bentivenga y Hetrick 1991; Noyd *et al.* 1995). Es por eso que en la actualidad se está reconociendo su importancia en programas de restauración y con ello, su uso para la recuperación de ecosistemas deteriorados.

Se mencionó anteriormente que la recuperación de un ambiente degradado está determinada por varios factores, entre ellos la biota edáfica (Haselwandter 1997; Requena *et al.* 2001; Wardle 2002) y, de particular interés para nosotros, los hongos formadores de micorrizas. Debido a esto, se ha sugerido que mediante la inoculación con HMA se puede obtener una mayor supervivencia y crecimiento en plantas que han sido transplantadas para la recuperación de zonas perturbadas (Azcón y Barea 1997; Cuenca *et al.* 1998; Requena *et al.* 2001; Cuenca *et al.* 2002). Reeves *et al.* (1979) y Allen (1991) afirman que la recuperación de un ecosistema dañado podría acelerarse mediante la inoculación previa con HMA o a través de la manipulación de poblaciones nativas de estos hongos. Es así como los HMA han resultado ser una alternativa atractiva para aumentar el éxito de los proyectos de restauración en sistemas forestales.

En sistemas tropicales perturbados se confirmó la viabilidad del uso de los HMA para la restauración, ya que los HMA favorecen la supervivencia y crecimiento de las especies nativas transplantadas en campo (Pouyú-Rojas y Siqueira 2000). Existen trabajos representativos como los de Cuenca *et al.* (1998 y 2004), Siqueira *et al.* (1998) y Allen *et al.* (2003) que demostraron que la pre-inoculación con HMA aumenta el crecimiento y la toma de nutrientes de las plántulas.

En el trabajo realizado por Cuenca y colaboradores (1998) dentro de La Gran Sabana venezolana, se encontró que una combinación de HMA y fertilizantes aumenta la cobertura, biomasa y absorción de nutrientes de las plantas introducidas. Siqueira *et al.* (1998) y Allen *et al.* (2003) también observaron que el uso de inóculo micorrízico aumenta el crecimiento y supervivencia de las plántulas.

Finalmente, existen trabajos aquí en México, donde el uso de los HMA en trabajos de restauración ecológica es muy evidente. Al respecto, se pueden citar los trabajos de Quiroz (2006) quien confirma que la presencia de HMA aumenta el crecimiento de especies pioneras dentro de la selva; el trabajo de Álvarez-Sánchez *et al.* (2007) quienes aseguran que la inoculación con HMA, previa al transplante a sitios perturbados, de plántulas de *Piper auritum* aumenta el crecimiento de esta especie y además sostienen que la supervivencia de *P. auritum* y *Rollinia jimenezii* aumenta en presencia de hongos micorrizógenos arbusculares, ambos trabajos fueron realizados en Los Tuxtlas, Veracruz. Un trabajo más donde se han utilizado a los HMA para la restauración de zonas perturbadas de matorral xerófilo es el realizado por Monroy-Ata y colaboradores (2007), quienes obtuvieron mayor supervivencia en plántulas de *Prosopis laevigata* y *Acacia farnesiana* cuando fueron inoculadas con HMA.

Es preciso recalcar que estos trabajos de restauración utilizando HMA, se han realizado en zonas tropicales y semiáridas, sin embargo, en zonas templadas, y concretamente, en bosques de pino, encino y oyamel, los trabajos existentes están enfocados a las ectomicorrizas, ya que las especies dominantes en estos ecosistemas se asocian principalmente a hongos ectomicorrizógenos.

JUSTIFICACIÓN

El uso de los encinares del país (Challenger 1998), el cambio del uso de suelo, así como la urbanización (Granados *et al.* 1999; Hernández *et. al* 2000) han propiciado una disminución y desaparición de estas comunidades vegetales. Por lo anterior, es necesario llevar a cabo investigaciones sobre las especies características de los encinares que permitan un mejor aprovechamiento, conservación y, de ser necesario, la recuperación del ecosistema.

Basados en esta necesidad de mejorar el aprovechamiento e incrementar la recuperación de los bosques de encino y, de acuerdo con el objetivo general del Macroproyecto “Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano en la Cuenca del Río Magdalena”, pretendemos que este trabajo ayude a recabar información básica sobre los HMA de la región, componente biológico importante para el buen desarrollo de la vegetación. La información obtenida acerca de los HMA de la zona y los resultados del estudio de crecimiento y supervivencia de plántulas de *Quercus rugosa*, pueden ser utilizados como base de futuras acciones de restauración de un bosque que en estos momentos se encuentra bajo enorme presión antropogénica.

En este trabajo en particular, debido a las ventajas que obtienen las plantas, consideramos a los HMA como una herramienta biológica útil para la restauración, y hacemos un esfuerzo por determinar su efecto sobre la supervivencia y crecimiento de *Quercus rugosa*. Este efecto se puede estimar experimentalmente a partir de plántulas germinadas y crecidas en invernaderos y viveros, y su posterior trasplante a los sitios de interés (Fischer *et al.* 1994); Lovera y Cuenca 1996).

ANTECEDENTES

La información que se tiene sobre los encinos en México es poca, pero de gran importancia. Sin embargo, hace falta investigación ecológica básica, ya que existen sólo unos cuantos estudios enfocados a regeneración y manejo de algunas especies, que resultan ser altamente relevantes para el diseño de estrategias de manejo y programas de restauración. Al respecto destacan los trabajos realizados por Zavala y García-Moya (1997); Bonfil y Soberón (1999); López-Barrera y González-Espinoza (2000); Peña y Bonfil (2003).

Además, existen trabajos sobre la respuesta de las plántulas de *Quercus* sp. a ciertas condiciones ambientales: 1) Lathrop y Osborne (1990) observaron susceptibilidad de algunas especies de este género a la sequía; 2) Quintana-Ascencio *et al.* (1992) y Thadani y Ashton (1995) indicaron que una moderada exposición a la radiación solar favorece la supervivencia de las plántulas, lo cual reafirmó el trabajo de Callaway (1992) con plántulas de *Quercus douglasii*; 3) Gottschalk (1985) aseguró que las plántulas de encino requieren más del 10% de luz solar total para un mayor crecimiento; 4) complementando lo anterior, Crow (1992) y Quintana-Ascencio *et al.* (1992) obtuvieron bajos resultados en pruebas de crecimiento en plántulas de encino ubicadas en el interior del bosque de dosel cerrado y; por último, pruebas realizadas por Bonfil (1998) demostraron que *Q. rugosa* se comportó como una especie no tolerante a la sombra bajo el dosel del bosque.

Se enfatizan los trabajos enfocados a determinar y delimitar los requerimientos para el establecimiento y crecimiento de las diferentes especies de encino, generando

conocimiento acerca del efecto del tamaño de la semilla, las reservas en los cotiledones y la herbivoría sobre el crecimiento y supervivencia (Bonfil 1998) y el efecto del fuego sobre la regeneración de dos especies de encino (Peña-Ramírez y Bonfil 2003). Otra aportación de Bonfil es la demostración que la introducción de plántulas es más eficiente para la restauración de sitios perturbados que la siembra directa de bellotas.

OBJETIVOS

Objetivo general

Describir la comunidad de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en la cuenca del Río Magdalena, Ciudad de México y analizar el efecto de la inoculación con HMA sobre el crecimiento y supervivencia de plántulas de *Quercus rugosa* como base conceptual en la consideración de su uso como herramienta en la restauración ecológica de encinares perturbados.

Objetivos particulares

1. Conocer la riqueza y abundancia de especies de HMA en el encinar.
2. Evaluar el estado micorrízico de plantas de diferentes estadios de desarrollo (plántulas, juveniles y adultos) de *Quercus* sp.
3. Evaluar la tasa de supervivencia y crecimiento de las plántulas de *Quercus rugosa* inoculados con HMA en invernadero y en campo.
4. Obtener evidencia práctica de las ventajas del uso de los HMA en programas de restauración ecológica.

IV. HIPÓTESIS

El crecimiento y la supervivencia en invernadero y campo, de plántulas de *Quercus rugosa* micorrizadas serán mayores en comparación con plántulas no inoculadas, ya que está ligado a la presencia de HMA y a las ventajas en la absorción de nutrientes y tolerancia al estrés que confieren a las plantas.

MÉTODOS

ZONA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra en la zona templada subhúmeda (Toledo y Ordoñez 1998), que corresponde al bosque de pino y encino, dentro de la región montañosa de Mesoamérica. Se caracteriza por presentar en los estratos arbustivo y herbáceo elementos tanto holárticos, principalmente arbóreos, así como neotropicales (Rzedowski 1978). Para la cuenca del río Magdalena, se distinguen las siguientes comunidades: *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, Bosque de pino-encino y *Quercus* sp. (Nava 2003).

Ubicación Geográfica

La cuenca del río Magdalena (CRM) (19° 13' 53" y 19° 18' 12" N y 99° 14' 50" y 99° 20' 30" O) se localiza al límite suroccidental del Distrito Federal dentro de la cuenca de México (Figura 1). Forma parte de la vertiente occidental de la sierra de las Cruces, dentro del eje volcánico trans-mexicano (Ontiveros 1980; Álvarez 2000). Abarca un intervalo altitudinal de 2570 m al noreste, donde está limitada por la zona urbana, hasta los 3850 m al suroeste (Ávila-Akerberg 2002). Forma parte de las delegaciones Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa (Ávila-Akerberg 2002) y recibe diversos nombres, siendo el más común "Los Dínamos". Los Dínamos están delimitados al norte con el área urbana de la delegación Magdalena Contreras; al este, sureste y la porción del sur-sureste colindan con la parte boscosa de la zona montañosa del Ajusco de la jurisdicción de Tlalpan. Al oeste se localiza la delegación Álvaro Obregón, que en buena parte abarca el Parque Nacional del Desierto de Los Leones, y en el límite extremo del suroeste se ubica el Estado de México.

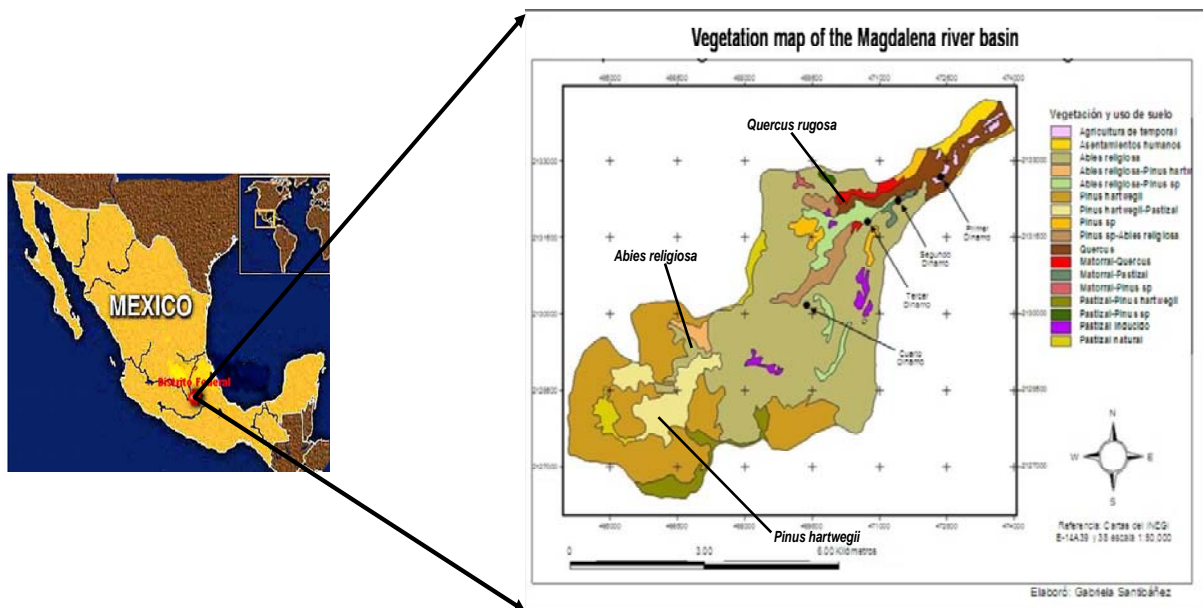


Figura 1. Ubicación de la cuenca del Río Magdalena, dentro del Distrito Federal, México (Santibañez-Andrade y Martínez Orea, 2008. datos no publicados)

Clima

Los tipos y subtipos de clima según Köppen, modificado por García (1988) presentes en el bosque templado de la zona de los Dínamos, de acuerdo al gradiente altitudinal son tres y corresponden a: 1) la parte urbana y hasta el Primer Dinamo, aquí se presenta el templado subhúmedo con lluvias en verano; 2) desde el Cuarto Dinamo a una altitud de 2900 m y hasta 3500 m aproximadamente, es semifrío subhúmedo con lluvias en verano; y 3) alrededor de los 3700 msnm el clima es semifrío húmedo con abundantes lluvias en verano.

Vegetación

El territorio de la CRM presenta una serie de pisos altitudinales de vegetación, que se inicia en la zona de lomeríos. La cubierta vegetal de esta zona la constituyen *Quercus* sp., arbustivos y arborescentes, en su mayoría caducifolios, leguminosas y cactáceas.

A estas comunidades de lomeríos les siguen, en orden altitudinal progresivo, las diversas especies de coníferas como son *Quercus*, *Abies* y *Pinus*. En general, se pueden distinguir los siguientes tipos de vegetación (Rzedowski 1981): 1) bosque de coníferas (Bosques de *Abies*, de *Pinus*, de *Pinus-Abies* y de *Cupressus*); 2) bosque de *Quercus*; 3) bosque mixto de *Pinus-Quercus*; 4) matorral inerme (vegetación secundaria producto de los disturbios); 5) pastizal y 6) bosque de galería.

Importancia ecológica y problemas

La CRM es un área con una alta heterogeneidad ambiental y una gran riqueza específica. Se encuentra dentro de la “Zona Protectora Forestal los Bosques de la Cañada de Contreras”, decretada en 1932. Actualmente, es una de las principales áreas de excedente hídrico en el Distrito Federal (Mazari 2000). Además existe una buena representación de la vegetación templada del país y gran diversidad florística. Ávila-Akerberg (2002) estima la presencia de 526 especies de plantas fanerógamas, pertenecientes a 92 familias y 274 géneros, lo que equivale a 2.3% del total de la estimación para la flora del país o al 25% de las plantas vasculares en la Cuenca de México.

A pesar de su importancia ecológica, la CRM enfrenta un continuo proceso de degradación de sus recursos naturales. El área contigua a la zona urbana se encuentra seriamente amenazada y ha ido perdiendo, de manera constante, los ecosistemas que facilitan la recarga y su lugar ha sido ocupado por asentamientos humanos irregulares. De hecho, se estima una pérdida anual de 240 ha de vegetación, donde los principales factores son la influencia de los intereses inmobiliarios, la presencia de asentamientos irregulares (que ocupan cerca de 3 208

ha), el crecimiento de los poblados rurales, la atomización de parcelas agrícolas, los conflictos de tenencia de la tierra y la pobreza de sus pobladores (CORENADER 2003). De manera directa, los componentes estructurales bióticos y los procesos del ecosistema en la región se ven afectados por la tala ilegal, la incidencia de incendios, la falta de manejo técnico, la apertura de terrenos al cultivo, la ganadería no controlada y la contaminación de aire, suelo y agua, lo cual resulta en enfermedades del bosque que ocasionan pérdida de los servicios ecosistémicos y finalmente en el deterioro de los ecosistemas.

El presente trabajo se llevó a cabo en un encinar ubicado en la zona conocida como Segundo Dinamo, dentro de la CRM (N 19° 17' 0.98" y O 99° 19' 27.42"; Figura 2).

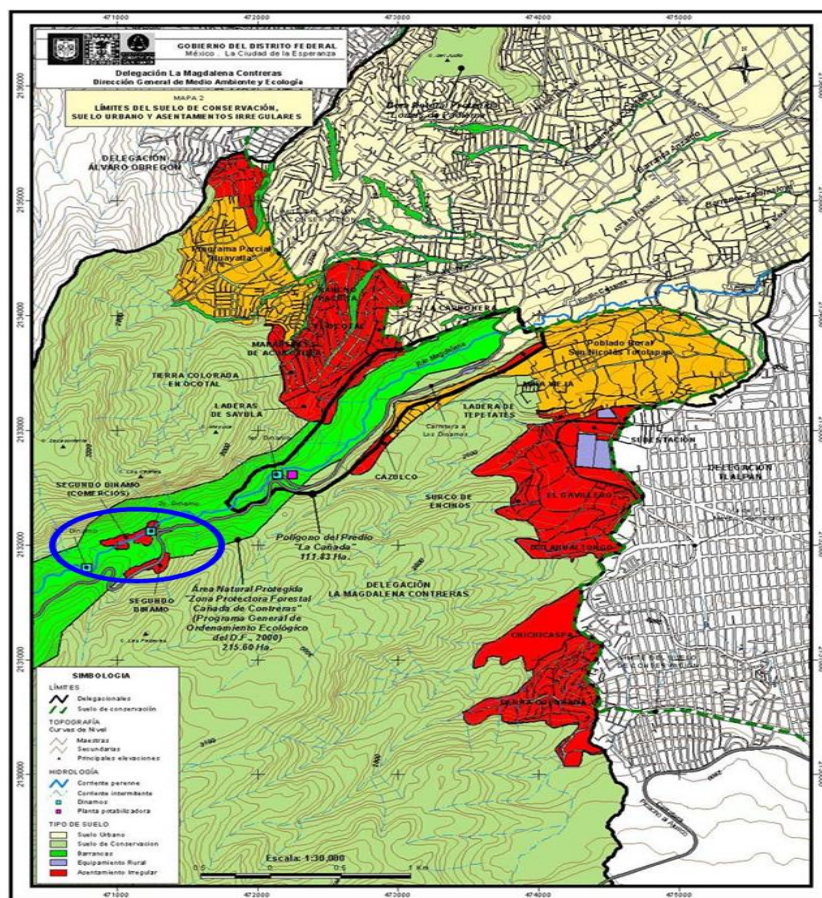


Figura 2. Mapa de ubicación de la zona de estudio, dentro del círculo azul se encuentra el área conocida como segundo dinamo. El encinar trabajado se ubica dentro del segundo dinamo (Tomado de <http://www.mcontreras.df.gob.mx>)

CARACTERÍSTICAS MICRO-AMBIENTALES DE LA ZONA

Se determinaron las condiciones micro-ambientales de los cuadros de siembra delimitados dentro de las sub-parcelas establecidas en el encinar considerado como sitio de estudio. El establecimiento de las sub-parcelas y los cuadros de siembra se describe a detalle en la sección titulada “Transplante a campo”.

Para realizar ésta descripción micro-ambiental las características que se midieron en campo son las siguientes: pendiente, profundidad y características físico-químicas del suelo; temperatura; humedad e incidencia lumínica.

Pendiente del terreno y profundidad del suelo

Se estimó la profundidad del suelo y la inclinación del terreno (pendiente) dentro de los cuadros de siembra. La profundidad del suelo se midió utilizando una varilla de acero de 50 cm de largo, la cual se introdujo en 10 puntos al azar, marcando en la varilla el lugar máximo de penetración y, después con una cinta métrica, se midió la “distancia” penetrada por la varilla, con estos datos se obtuvo la profundidad promedio por sub-parcela. La pendiente fue medida con un clisímetro.

Temperatura y humedad

Para hacer el seguimiento de las variaciones de temperatura y humedad, se colocaron dos medidores de temperatura y humedad ambientales (HOBOS) en las subparcelas establecidas, mediante estos aparatos se pudo registrar la variación diaria de la temperatura y humedad, con esos datos se obtuvo la temperatura promedio mensual de la parcela.

Intensidad lumínica

Con la finalidad de conocer las variaciones en incidencia de luz dentro de los cuadros de trabajo, se midió la intensidad de luz solar en nueve puntos diferentes dentro de cada cuadro, esta medición se repitió cada mes, para obtener la variación lumínica mensual por cuadro de siembra y por parcela. Se utilizó un fluxómetro.

Análisis físico-químico del suelo

Se colectaron muestras de suelo y se realizó un análisis químico del suelo, dicho análisis fue hecho por personal del Laboratorio Central Universitario del Departamento de Suelos de la Universidad Autónoma Chapingo. Se determinaron los siguientes parámetros edáficos:

pH: con potenciómetro, relación suelo:CaCl₂ (1:2)

Materia orgánica del suelo (MOS): Walkley y Black

Nitrógeno total (N-total): arrastre de vapor:Kjeldahl

N (N-): Extraído con cloruro de potasio 2N y determinado por arrastre de vapor.

Fósforo disponible (P-disponible): solución Bray P-1

CARACTERÍSTICAS DE *Quercus rugosa* Née.

Es un árbol perennifolio o caducifolio, que alcanza de 3 hasta 30 m de altura, con un diámetro a la altura del pecho (DAP) de 30 a 50 cm, aunque también se presentan individuos hasta 1.2 m de DAP. Pertenece al subgénero *Leucobalanus* (encino blanco). Posee una copa amplia y redondeada que proporciona una sombra densa. La hoja es ovada a elíptica obovada o casi suborbicular, de 8 a 15 cm de largo, por

3 a 8 cm de ancho, que aumenta de grosor y rigidez al madurar, además es notablemente cóncava por el envés, muy rugosa, con un haz lustroso y glabro y un envés de color ámbar o rojizo (CONAFOR 2008).

Su sistema radical es profundo; la corteza presenta fisuras profundas color café oscuro. Es una planta monoica que florece de marzo a junio. Los amentos masculinos son de 3 a 7 cm de largo con muchas flores, tomentosos, periantosésiles; flores femeninas de 5 a 30, distribuidas a lo largo de un pedúnculo largo, delgado y pubescente. La polinización es por viento (anemócora). Fructifica de octubre a febrero; el fruto es anual solitario o en grupos de 2 a 5 largo-ovoides, midiendo de 8 hasta 30 mm de largo y de 8 a 12 mm de diámetro. Una tercera parte o la mitad de su largo incluida en la cúpula hemisférica y con escamas café pubescentes. La semilla es una bellota ovoide, con frecuencia angosta y puntiaguda, que está envuelta por una cubierta rígida (CONAFOR 2008).

Quercus rugosa prospera en laderas de cerros, barrancas y cañadas húmedas, en terrenos planos y en lugares secos o muy húmedos. Se desarrolla en climas templados fríos y semi-fríos con temperatura media anual de 12 a 13°C y precipitación de 1 540 a 1 619 mm anuales. Está presente en un intervalo de altitud que va de los 1 100 hasta los 3 000 m, en suelos someros o profundos, en pocas ocasiones rocosos y pedregosos. Se extiende desde el oeste de Texas y sur de Arizona hasta Chiapas. Está ampliamente distribuido en las regiones montañosas de Sonora, Chihuahua, Coahuila, Veracruz a Chiapas, es particularmente abundante en el centro del país, donde cubre extensas áreas de bosque (CONAFOR 2008).

DISEÑO DEL PROYECTO

Colectas de suelo y raíces

Para la colecta de suelos se establecieron dos franjas de muestreo de 100 m de largo y aproximadamente 20 m de ancho, la extensión del largo de las franjas de muestreo fue definida por el gradiente altitudinal de la zona de estudio. Dentro de las franjas de muestreo, se tomaron cinco muestras de suelo de un kilogramo cada 10 m, siguiendo el gradiente de altitud, las cuales se mezclaron para obtener una muestra compuesta de cinco kilos de contenido. Se obtuvieron diez muestras compuestas en cada franja para obtener un total de 20 muestras compuestas.

Las muestras de suelo se utilizaron para identificar los morfotipos de las esporas de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), presentes en cada parcela, y para obtener el inóculo micorrízico necesario para elaborar el sustrato del tratamiento de inoculación. Dentro de las mismas franjas, se tomaron muestras de raíces finas provenientes de 23 individuos diferentes (plántulas, juveniles y adultos de encino). Estas muestras de raíz fueron tomadas con el objetivo de determinar, en el laboratorio, el porcentaje de colonización *in situ* de los encinos presentes en la zona de estudio.

Extracción de esporas, montaje de preparaciones e identificación

La extracción de esporas se hizo siguiendo la técnica de Brundrett *et al.* (1996), la cual se describe a detalle en el apéndice 1.

Las esporas obtenidas, después de un tratamiento de limpieza que consistió en: 1) sumergirlas durante un minuto en una solución de Tween 80 (dos gotas de Tween 80 en 50 ml de agua); 2) sumergirlas en una solución de cloro al 5% durante cinco

minutos y 3) enjuagarlas con agua destilada; fueron colocadas, montadas, en portaobjetos de vidrio y fijadas con PVLG, la técnica de montaje se describe en el apéndice 1.

La identificación de las esporas se realizó mediante la observación en el microscopio estereoscópico y en el microscopio óptico para identificar características morfológicas distintivas de cada género presente. Ésta identificación se realizó con ayuda de la M. en C. Laura Hernández de la Universidad Autónoma de Tlaxcala.

Tinción de raíces y porcentajes de colonización

Para cuantificar la colonización de las raíces de encinos presentes en la zona de estudio se colectaron en campo muestras de las raíces más finas. Dichas raíces fueron colocadas en bolsas de papel y llevadas al laboratorio para ser sometidas al proceso para clareo y tinción siguiendo el método propuesto por Phillips y Hayman (1970) y modificado por Janos (1984) (ver apéndice 1).

Los segmentos de raíz teñidos se observaron con el microscopio óptico para determinar la presencia de colonización con HMA. El porcentaje de colonización se obtuvo a partir del número de campos observados, 60 por laminilla montada (ver sección de análisis de datos).

Germinación de semillas de *Quercus rugosa*

Se tomaron 500 semillas de *Q. rugosa*. Para facilitar la germinación se hizo una escarificación mecánica, la cual consiste en eliminar una parte de la testa para

facilitar la emergencia de la radícula. Posteriormente, las semillas fueron colocadas en charolas de germinación con un sustrato de suelo proveniente de la zona de estudio, esterilizado a vapor dos veces, cubiertas con una capa de arena también esterilizada, y se mantuvieron bajo condiciones relativamente estables dentro del invernadero de la Facultad de Ciencias, UNAM.

Para esterilizar tanto el suelo como la arena, se pusieron en bolsas de polipapel y fueron introducidas en autoclave sin presión durante una hora, se dejaron reposar 24 horas y se volvieron a poner en autoclave una hora más.

Las plántulas obtenidas fueron mantenidas en el sustrato hasta alcanzar una altura mínima de 8 cm para ser transplantadas a sus respectivos tratamientos con y sin inoculación con HMA. Previo a este transplante, se cosecharon 10 plántulas y de cada una se midió el área foliar y peso seco total y por estructura (raíz, tallo y hojas), esta fue la cosecha inicial.

Dinámica de colonización

Puesto que las perturbaciones microambientales afectan tanto a las plantas como a la microbiota edáfica, entre ellos los hongos micorrizógenos arbusculares (Gavito *et. al* 2008), se decidió evaluar la dinámica de colonización del inóculo micorrízico como una medida indirecta del grado de perturbación del sitio de estudio. Para lograr esta medida de velocidad se hizo lo siguiente:

- 1) De acuerdo con la técnica previamente descrita, se escarificaron 150 semillas de *Q. rugosa* para su posterior germinación en el sustrato estéril.

- 2) Una vez que las plántulas cumplieron cuatro semanas de edad, fueron transplantadas a suelo no esterilizado para ser colonizadas.
- 3) Se colectaron raíces de cinco plántulas para su posterior tinción y observación al microscopio óptico.
- 4) Se registraron los datos y los porcentajes de colonización.

Se debe mencionar que para fines prácticos, la prueba de velocidad de colonización fue hecha únicamente en el invernadero de la Facultad de Ciencias.

Estudio de crecimiento

El diseño experimental fue completamente al azar e incluyó dos tratamientos: inoculación con hongos micorrizógenos arbusculares (+m) y sin inóculo micorrízico (-m). En este trabajo se reportan los resultados correspondientes al primer año de estudio (agosto de 2006-agosto de 2007), los dos primeros meses de medición se hicieron en invernadero y a partir del tercer mes, el trabajo fue hecho en campo.

Las plántulas obtenidas se transplantaron a bolsas de 2 kg con un sustrato de suelo-arena en proporción 3:1, el suelo utilizado fue el que se obtuvo de las muestras compuestas. El tratamiento con el inóculo se preparó mediante el uso de suelo colectado sin esterilizar, al suelo se le agregó una cantidad de arena estéril para obtener una mezcla suelo-arena 3:1. El uso de la arena permitió que las macetas tuvieran un buen drenado. Como el suelo fue utilizado sin separación de raíces y otros elementos, podemos considerar que el inóculo micorrízico usado consistió en las esporas, micelio y raíces colonizadas.

Para obtener los tratamientos sin inóculo, se esterilizó la mitad de la mezcla de suelo-arena 3:1, elaborada para el tratamiento con inóculo. La esterilización fue hecha de la misma forma en que se esterilizó el sustrato para la germinación de semillas. Las plántulas de ambos tratamientos, con y sin inóculo micorrízico, permanecieron en el invernadero dos meses. Durante este periodo se midió mensualmente el diámetro a la base del tallo, la altura y se contó el número de hojas para todas las plántulas.

Transplante a campo

Se cercó una parcela de 100×50 m para delimitar la zona de transplante. A su vez, esta parcela fue dividida en dos subparcelas de 50×50 m, que fueron cercadas con el propósito de evitar el paso a personas ajenas al proyecto y el paso de algunos herbívoros como las vacas y los caballos. Dentro de las subparcelas se trazaron cuatro cuadros de siembra de 10×10 m, lo que dio un total de ocho cuadros. Dentro de cada uno se transplantaron cada dos metros las plántulas de cada tratamiento de manera alternada, es decir, una con inóculo y otra sin inóculo (Fig. 3). Los cuadros fueron establecidos en las cuatro esquinas de cada subparcela.

Una vez transplantadas las plántulas, cada mes se hizo el seguimiento de la altura, diámetro a la base del tallo y número de hojas. Al mismo tiempo se midieron las variables microambientales temperatura, luz, humedad, profundidad del suelo y pendiente dentro de los mismos cuadros de siembra. Diez meses después del transplante a campo, se cosecharon 20 plantas de cada tratamiento y se les midió el área foliar y el peso seco por estructura y total (la cosecha final).

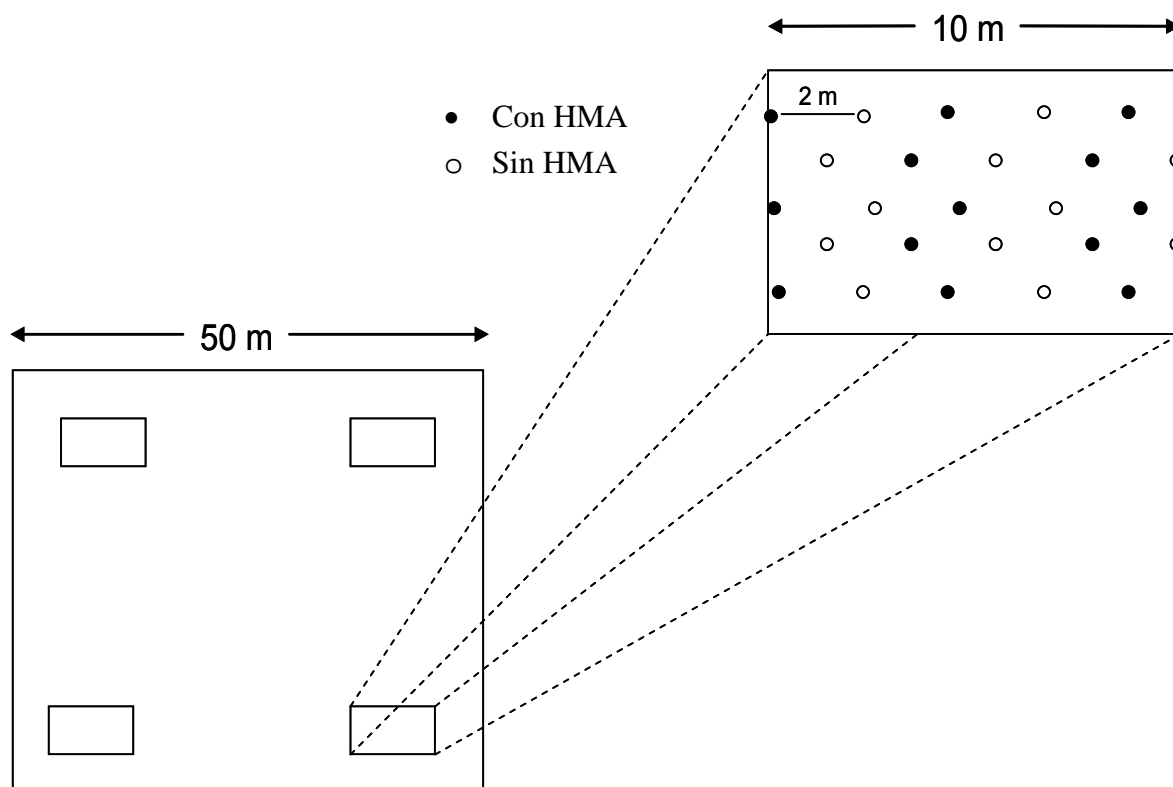


Figura 3. Esquema del transplante a campo de las plántulas de *Quercus rugosa* dentro de las subparcelas de 50x50 m; la distancia entre plántulas fue de 2 metros.

ANÁLISIS DE DATOS

Colonización micorrízica

Para obtener los porcentajes de colonización se aplicó la siguiente fórmula:

$$\% \text{ colonización} = \left[\frac{\# \text{ de campos colonizados}}{\# \text{ total de campos observados}} \right] \times 100$$

Dónde el número de total de campos fue igual a 60 por individuo. También se obtuvo el porcentaje total promedio de colonización obtenido en condiciones de campo

Análisis de crecimiento

Con los datos obtenidos de la primera y segunda cosecha, se realizó un análisis de crecimiento clásico de Hunt (1982), utilizando las siguientes variables:

peso seco de la raíz (R) (g),

peso seco del tallo (T) (g),

peso seco de hojas (H) (g),

peso seco total (PST) (g),

proporción raíz/vástago ($R/V=R/T$),

área foliar (AF) (cm^2),

proporción de área foliar (PAF) (cm^2/g) $\text{PAF} = \text{AF}/\text{PST}$,

área foliar específica (AFE) (cm^2/g) $\text{AFE} = \text{AF}/\text{H}$,

tasa relativa de crecimiento (TRC) ($\text{g g}^{-1}\text{día}^{-1}$)

$$\text{TRC} = (\ln \text{PST}_2 - \ln \text{PST}_1) / (T_2 - T_1), \text{ y la}$$

tasa neta de asimilación TNA ($\text{g cm}^2 \text{día}^{-1}$)

$$\text{TNA} = (\text{PST}_2 - \text{PST}_1 / T_2 - T_1) (\log \text{AF}_2 - \log \text{AF}_1 / \text{AF}_2 - \text{AF}_1);$$

donde: PST_1 = peso seco total al tiempo 1. PST_2 = peso seco total al tiempo 2; T_1 = tiempo 1, T_2 = tiempo 2; AF_1 = área foliar al tiempo 1, AF_2 = área foliar al tiempo 2.

Con los datos obtenidos se hizo un análisis de varianza (ANOVA) para comprobar si el efecto de los tratamientos sobre el crecimiento de las plántulas de cada especie era significativo; como la altura de las plantas no era la misma al momento de introducirlas a campo, se decidió aplicar el ANOVA tomando como covariable la altura. Para lo anterior se utilizó el paquete estadístico *statistica/w 5.1* (Stat Soft. 1998). Antes de aplicar el ANOVA, en caso de ser necesario, los datos fueron transformados para aproximarlos a la normalidad estadística, lo cual se obtuvo mediante el cálculo del logaritmo natural, raíz cuadrada e inverso de los datos. Posterior a la aplicación de ANOVA y sólo en caso de obtener diferencias significativas, se aplicó una prueba de comparación de medias de Tukey ($\alpha=0.05$), mediante el mismo programa estadístico.

RESULTADOS

CARACTERIZACIÓN MICROAMBIENTAL

Pendiente del terreno y profundidad del suelo

La pendiente promedio fue de 24.5° para la subparcela 1 mientras que para la subparcela 2 fue de 17° (Tabla 1). La profundidad del suelo fue homogénea entre sitios, con valores entre 17 y 24 cm y puede ser un factor no significativo para el desarrollo de las plántulas (Figura 4).

Tabla 1. Valores de pendiente para cada subparcelas de encino estudiadas.

Cuadro	Pendiente (°)	
	Subparcela 1	Subparcela 2
SD	15	35
ID	20	20
SI	35	5
II	28	8

Donde SD= superior derecho; ID= inferior derecho; SI= superior izquierdo; II= inferior izquierdo.

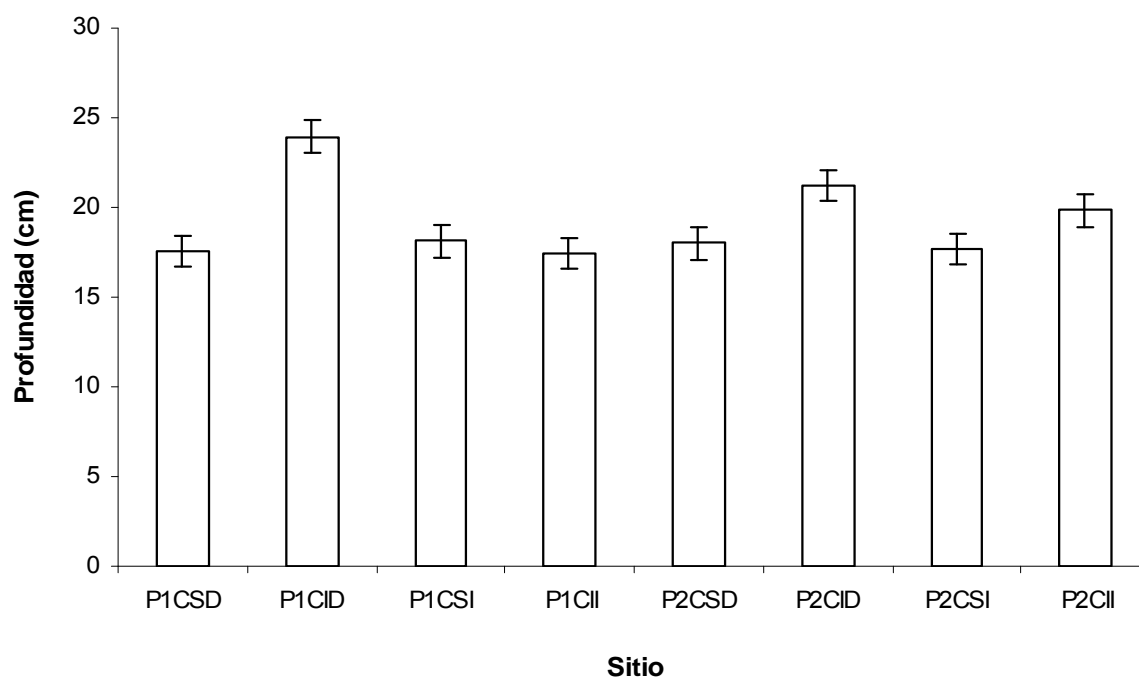


Figura 4. Valores promedio \pm EE por sitio para la profundidad del suelo dentro de la parcela de encino estudiada. Donde P1= subparcela 1; P2=subparcela 2; CSD= cuadro superior derecho; CID= cuadro inferior derecho; CSI= cuadro superior izquierdo; CII= cuadro inferior izquierdo).

Características químicas del suelo

Los datos obtenidos indican que los suelos de la zona de estudio son suelos ligeramente ácidos, pH de 5.5 en promedio, con un contenido de materia orgánica alto, alrededor del 17%; y la capacidad de intercambio catiónico es baja ($47.44 \text{ cmol}(+)\text{kg}^{-1}$), y la concentración de P total es baja, 38 mg g^{-1} de suelo. En la tabla 2 se presentan los datos por subparcela.

Tabla 2. Valores promedio de las características químicas del suelo en ambas subparcelas de encino estudiadas dentro de la Cuenca del Río Magdalena.

Subparcela	pH	Materia orgánica (%)	Nitrógeno total (mg Kg^{-1})	N (mg Kg^{-1})	Fósforo (mg Kg^{-1})	Capacidad de intercambio catiónico (cmol Kg^{-1})
1	5.58	16.40	0.82	73.47	47.30	48.71
2	5.37	17.55	0.87	62.33	29.33	42.17

Incidencia de luz, temperatura y humedad

Los datos promedio de incidencia lumínica por cuadro de transplante mostraron poca variación, destaca el cuadro inferior izquierdo de la parcela uno (P1CII) como el más iluminado (Figura 5), esto coincide con lo observado en campo ya que este es el sitio con dosel menos cerrado.

Al obtener la variación lumínica por mes, se obtuvo variación en el tiempo, destaca el periodo de abril a julio de 2007, donde se nota que en los cuadros superior izquierdo (SI) de la subparcela uno y los cuatro cuadros de la subparcela dos, la intensidad lumínica registrada es la más baja (Tabla 3).

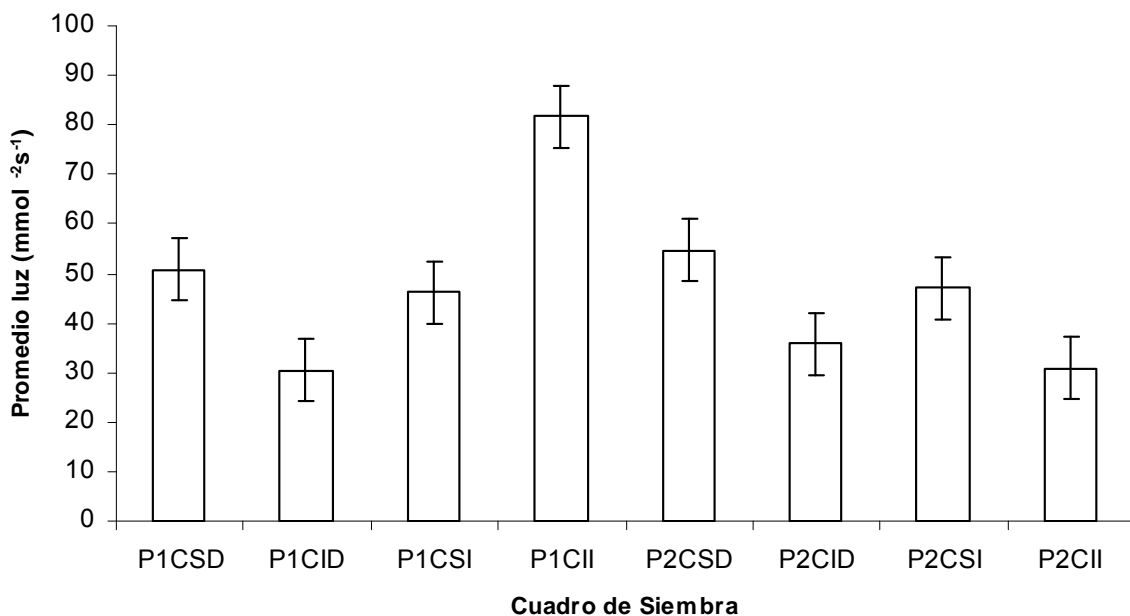


Figura 5. Valores promedio \pm EE de incidencia de luz por sitio de noviembre de 2006 (mes 1) a mayo de 2007 (mes 7). (P1= subparcela 1; P2=subparcela 2; CSD= cuadro superior derecho; CID= cuadro inferior derecho; CSI= cuadro superior izquierdo; CII= cuadro inferior izquierdo).

Tabla 3. Valores promedio de incidencia de luz ($\text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) por subparcela dentro del encinar estudiado.

Mes	Incidencia lumínica ($\text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)							
	Subparcela 1				Subparcela 1			
	Cuadro							
	SD	ID	SI	II	SD	ID	SI	II
Noviembre-06	66.1	28.1	24.4	54.5	43.0	44.1	88.5	24.2
Diciembre-06	44.4	114.4	41.3	33.3	61.3	89.1	45.4	44.5
Enero-07	146.4	67.3	48.8	170.3	71.5	67.3	95.9	79.0
Febrero-07	36.1	14.4	52.0	38.6	39.9	58.4	84.1	50.8
Marzo-07	39.1	14.7	175.2	108.2	71.3	10.8	59.0	13.0
Abril-07	58.3	39.6	14.3	198.9	5.9	4.1	4.7	3.0
Mayo-07	86.2	6.5	13.7	68.2	21.0	4.5	8.4	5.7
Junio-07	6.2	3.3	19.9	51.8	11.4	6.0	12.4	5.9
Julio-07	6.2	3.3	19.9	51.8	11.4	6.0	12.4	5.9
Agosto-07	18.21	12.5	52.3	41.4	208.7	67.1	59.3	76.5

Donde P1=sub parcela 1; P2=subparcela 2; CSD= cuadro superior derecho; CID= cuadro inferior derecho; CSI= cuadro superior izquierdo; CII= cuadro inferior izquierdo.

Los datos de temperatura del aire (Figura 6a) mostraron un ligero aumento durante un periodo del año que inicia en diciembre de 2006 y termina en abril del siguiente año, este aumento de temperatura coincide con el periodo más seco del año, que se presenta durante el mismo intervalo de tiempo (Figura 7). Con respecto a la temperatura del suelo (Figura 6b), de forma general, ésta se mantuvo constante aunque destaca un aumento de aproximadamente 3°C durante el mes de mayo de 2007 (Figura 6b).

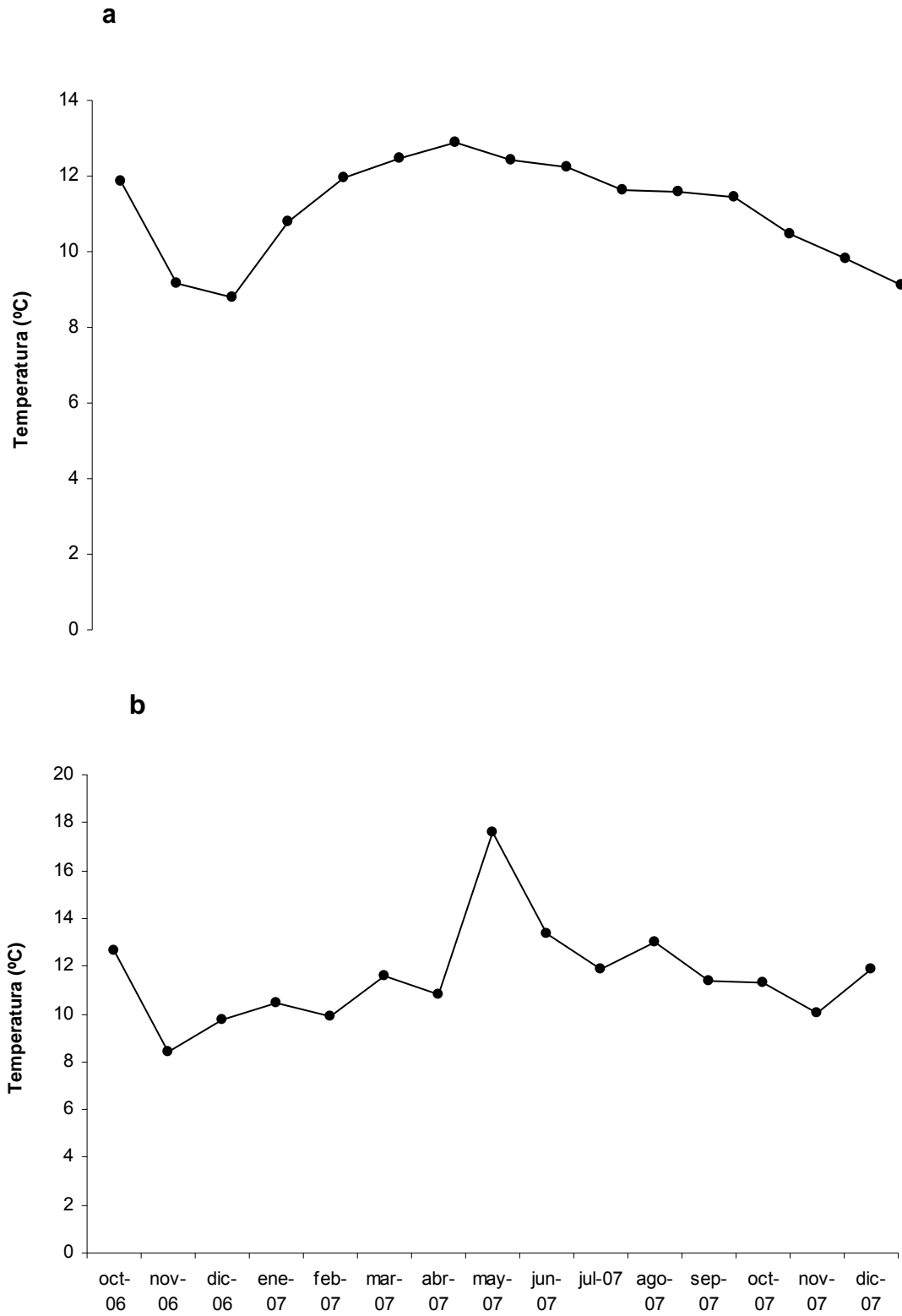


Figura 6. Valores promedio de temperatura dentro de las parcelas de encino de la Cuenca del Río Magdalena; a) temperatura aérea y b) temperatura del suelo.

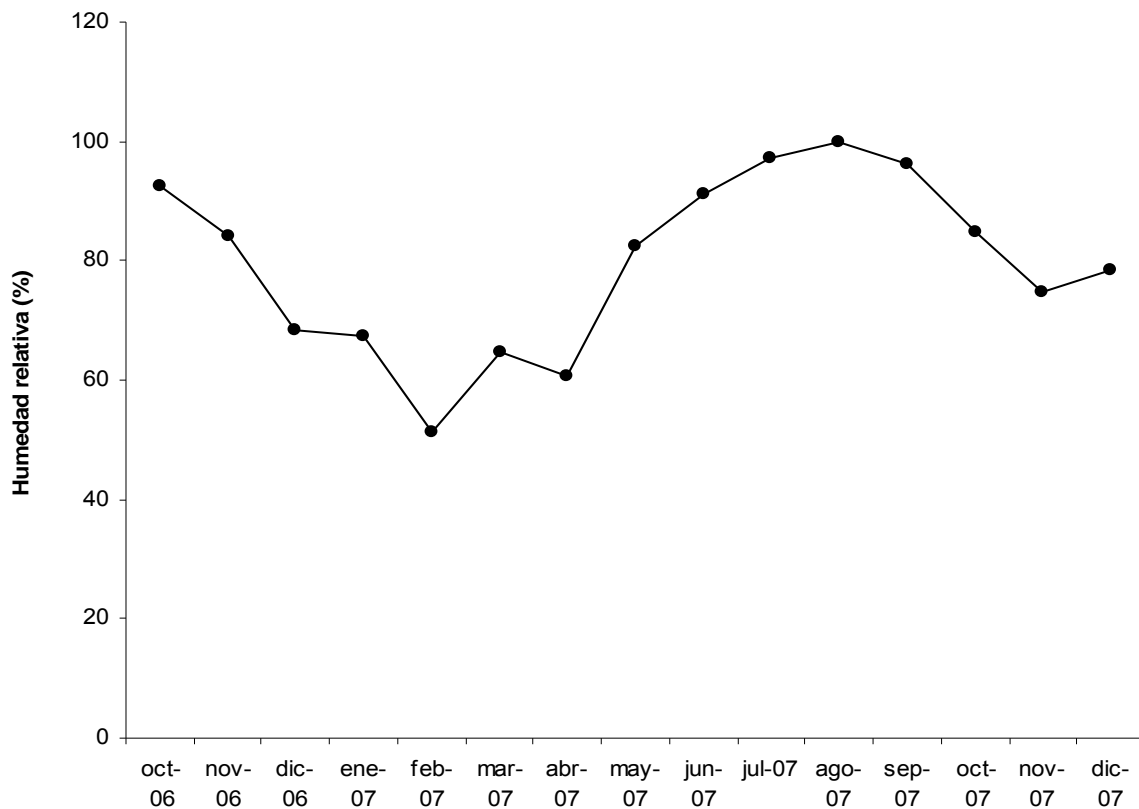


Figura 7. Valores promedio mensuales de humedad relativa dentro de las parcelas de encino en la cuenca del Río Magdalena

ESPECIES DE HMA IDENTIFICADOS

Se identificaron diez especies de hongos micorrizógenos arbusculares dentro de la zona de estudiada. En la tabla 4 se anotó, desde nivel de orden, la clasificación sistemática de las especies halladas dentro de la parcela, así mismo la figura 8 muestra algunas de las fotos tomadas a esporas de *Acaulospora spinosa*, *Glomus microaggregatum*, *G. mosseae* y *Pacispora scintillans*, cuatro de las especies identificadas y enlistadas en la tabla 4.

Tabla 4. Lista de especies de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) halladas e identificadas dentro de los encinares de la Cuenca del Río Magdalena.

Orden	Familia	Género	Especie	Autor
Diversisporales	Acaulosporaceae	<i>Acaulospora</i>	<i>Acaulospora laevis</i>	Gerdemann y Trappe (1974)
			<i>A. mexicana</i>	Spain y Schenk (1984)
			<i>A. mellea</i>	
	Pacisporaceae	<i>Pacispora</i>	<i>Pacispora scintillans</i>	Walker y Trappe (1981)
				Walker, Vestberg y Schuessler (2007)
Glomerales	Gigasporaceae	<i>Scutellospora</i>	<i>Scutellospora dipurpurascens</i>	Morton y Koske (1988)
			<i>Gigaspora</i> sp.	
	Glomeraceae	<i>Glomus</i>	<i>Glomus fulvum</i>	(Berk. y Broome) Trappe y Gerd. (1974)
			<i>G. microaggregatum</i>	Koske, Gemma y Olexia (1986)
	Glomus Grupo A		<i>G. mosseae</i>	(Nicol. y Gerd.) Gerd. y Trappe (1974)

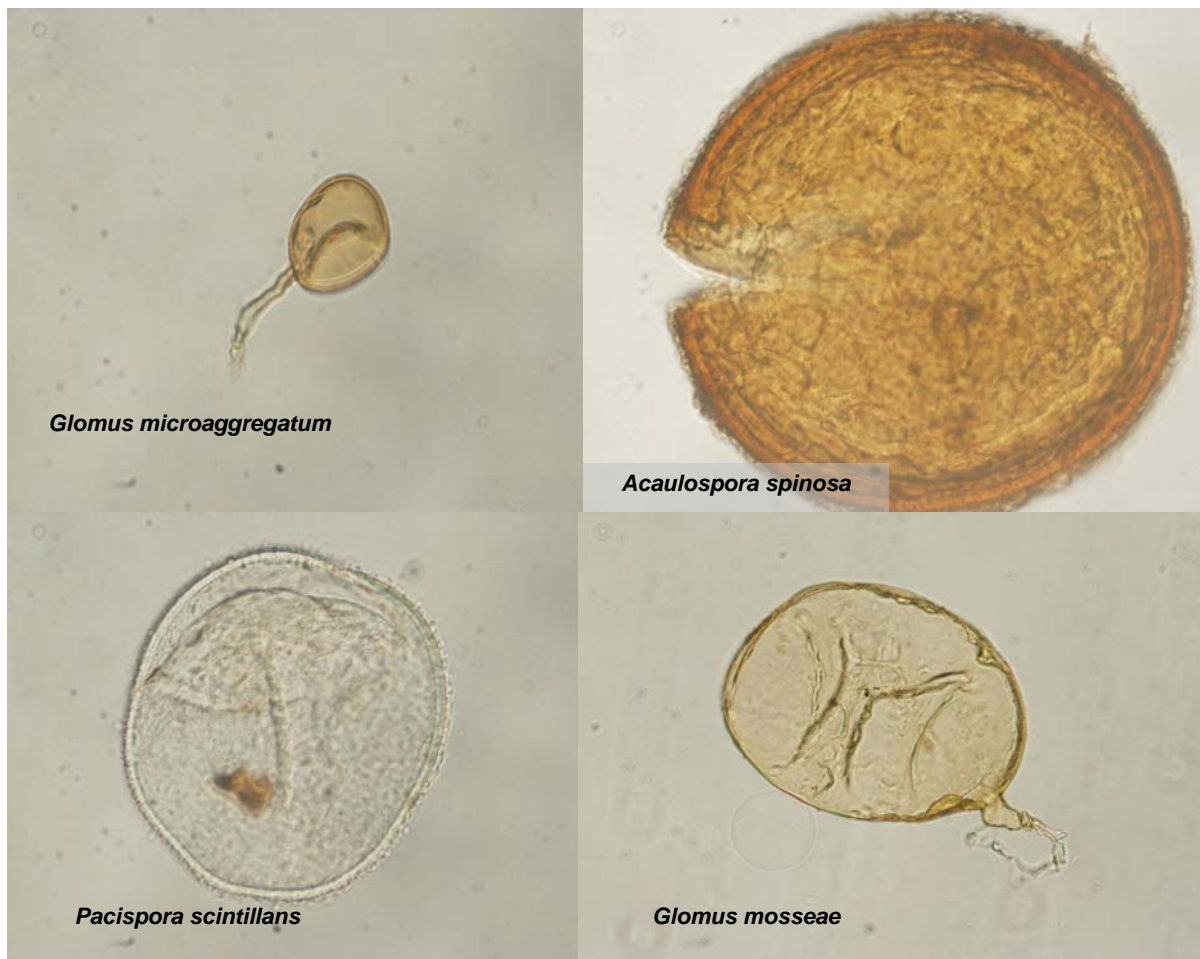


Figura 8. Fotos de algunas de las esporas de hongos micorrizógenos arbusculares que forman parte del inoculo micorrizico de la zona de estudio.

PORCENTAJE DE COLONIZACIÓN

Las pruebas de micorrización *in situ* mostraron que la colonización promedio fue relativamente alta. En la figura 9a se puede observar el porcentaje de colonización por individuo, donde el valor más bajo fue de cerca de 35% y el más alto fue superior a 70%. En promedio, el porcentaje de colonización fue de 55% (Figura 9b).

DINÁMICA DE COLONIZACIÓN

En cuanto a la dinámica de colonización, después de cinco semanas de seguimiento en el invernadero, el porcentaje promedio de colonización observado fue de 43% (figura 10). Como la tendencia indicaba que este porcentaje aumentaría y debido a que el porcentaje promedio de colonización *in situ* fue de 55%, se decidió detener la prueba después de seis semanas ya que el porcentaje obtenido estaba cerca de lo observado en condiciones naturales (Figura 9 a y b).

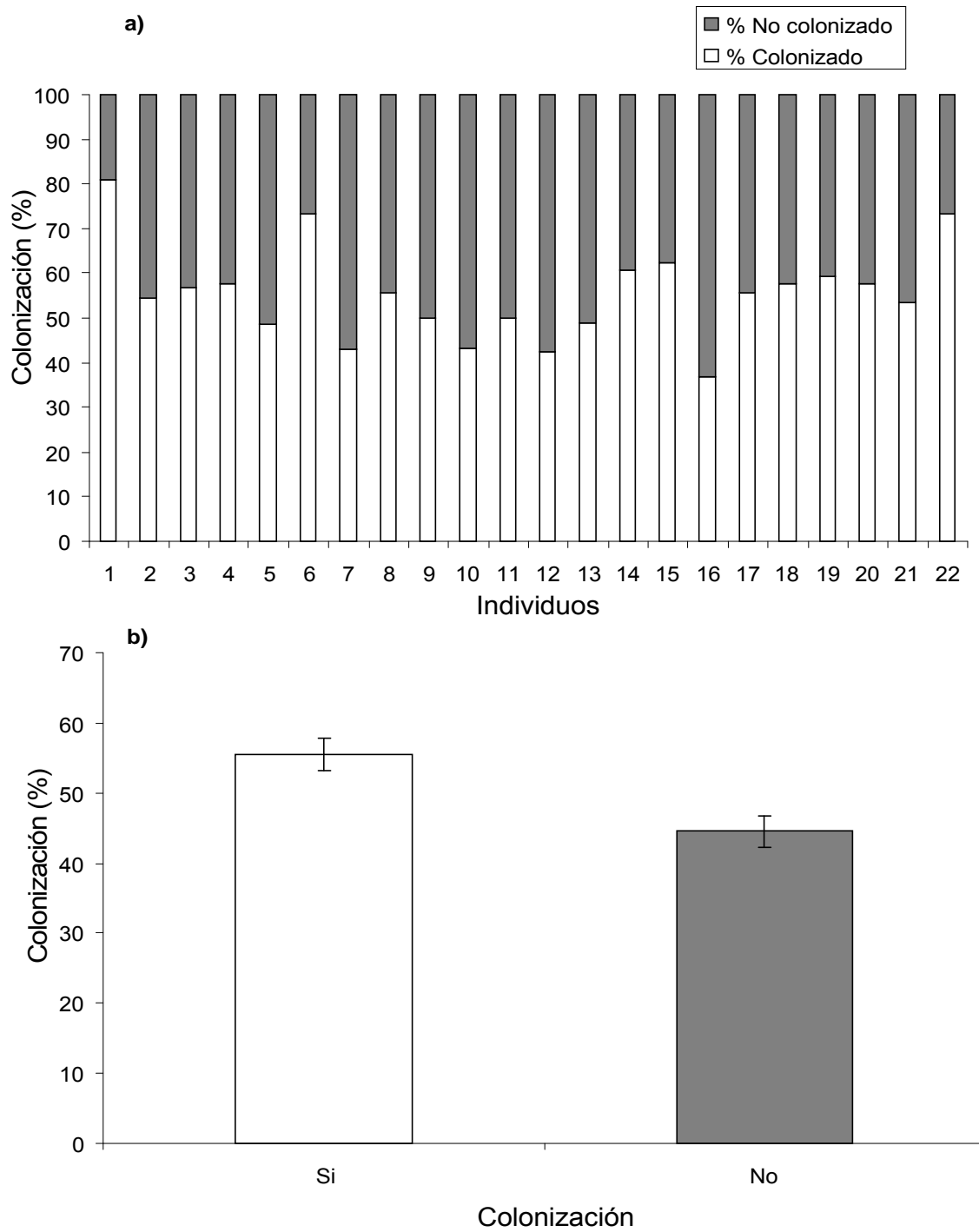


Figura 9. Porcentajes de colonización +/- EE de raíces por HMA por individuo (a) y promedio (b) de las plantas de encino de la Cuenca del Río Magdalena, México.

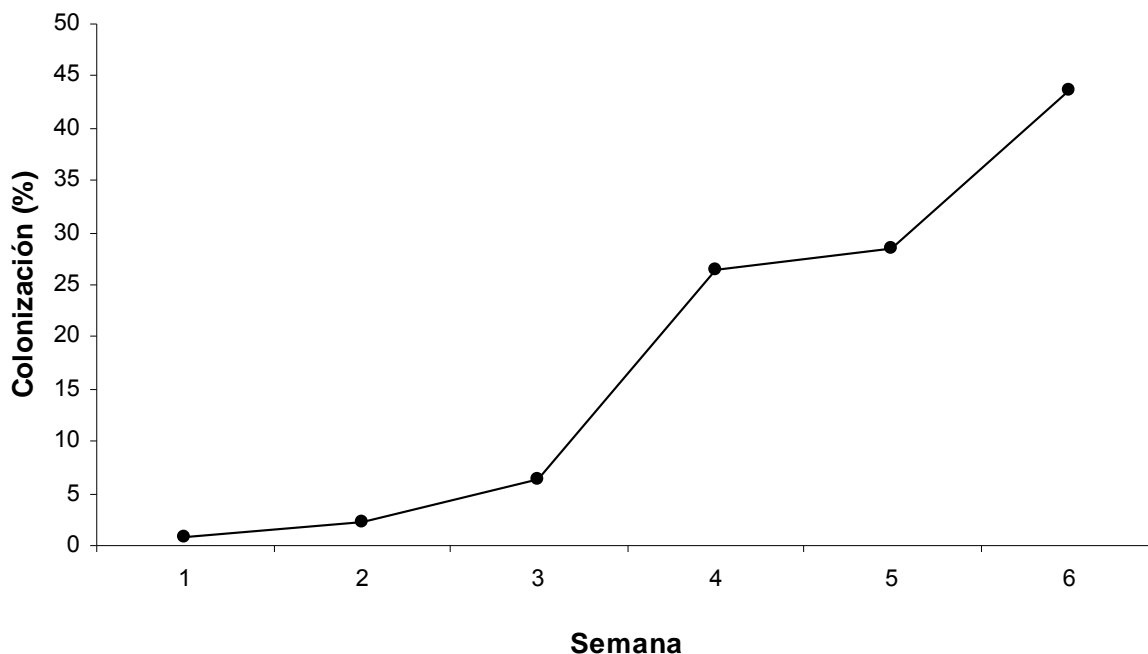


Figura 10. Velocidad de colonización de HMA en plántulas de encino, los porcentajes de colonización se tomaron una vez por semana.

SUPERVIVENCIA Y CRECIMIENTO EN CAMPO

La supervivencia fue alta para ambos tratamientos (con o sin HMA) después de un año de seguimiento del experimento (agosto de 2006 - agosto de 2007). Sin embargo, a partir de diciembre de 2006 y hasta el término del trabajo, la supervivencia fue mayor cuando las plantas fueron inoculadas con los HMA. El porcentaje de supervivencia final para plántulas no micorrizadas fue de 75%, mientras que para las plántulas inoculadas el porcentaje de supervivencia fue de 86% (Figura 11).

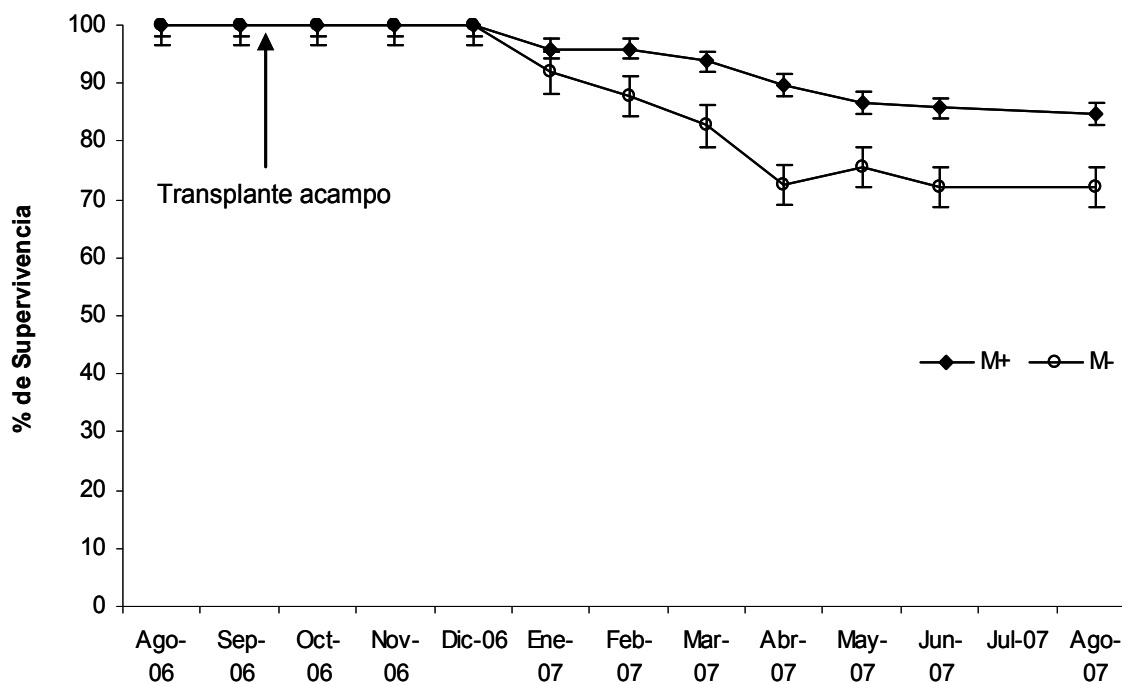


Figura 11. Porcentaje promedio \pm EE de supervivencia de las plántulas de *Quercus rugosa* en invernadero y campo, durante el período comprendido entre agosto 2006 a agosto 2007. Los dos primeros meses corresponden a la estancia de las plántulas en el invernadero de la Facultad de Ciencias, UNAM, los restantes meses se refieren a la supervivencia en campo, en la Cuenca del Río Magdalena.

El crecimiento de las plantas en el campo con y sin inoculación de HMA fue medido a lo largo de un año, registrando un aumento en el número de hojas, diámetro del tallo a la base (DAB) y altura (figuras 12, 13 y 14, respectivamente). El número de hojas no presentó diferencias significativas entre los tratamientos, el promedio fue de 6 hojas por plántula para cada tratamiento. Los valores promedio de altura y DAB fueron ligeramente mayores en presencia de HMA pero el análisis estadístico no mostró diferencias significativas. Al final del estudio, mientras que la altura de las plantas inoculadas fue de 15 cm, las plantas testigo (sin inóculo) alcanzaron 14 cm. El DAB presentó el mismo patrón que la altura, presentando un promedio de 2.5 mm de las plantas micorrizadas y de 2.0 mm en plantas testigo.

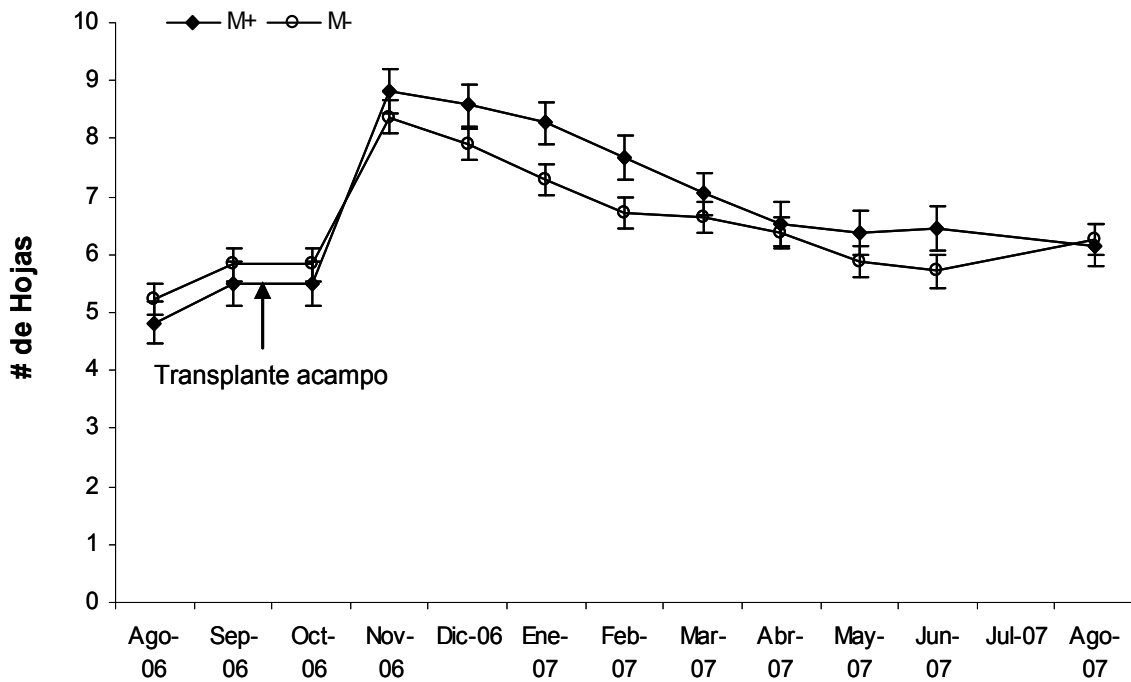


Figura 12. Valores promedio \pm EE para el número de hojas por planta durante el periodo de agosto de 2006 a agosto de 2007. Los primeros dos puntos son datos medidos en invernadero, los restantes once corresponden al monitoreo en campo.

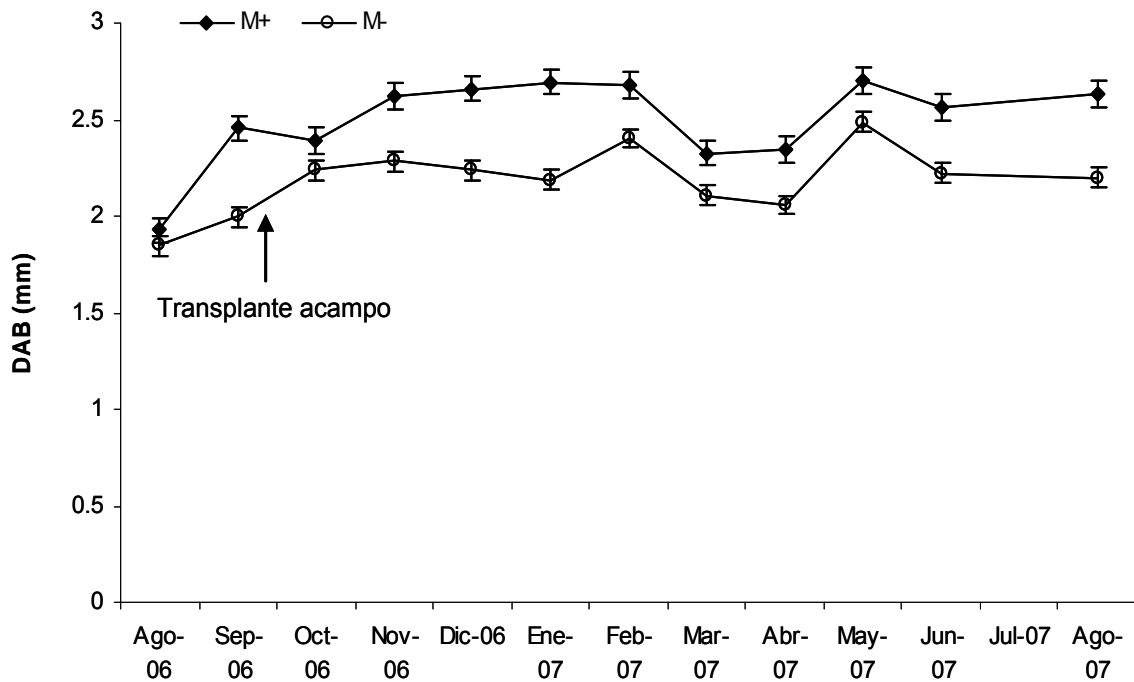


Figura 13. Valores promedio \pm EE del diámetro del tallo a la base (DAB) de las plantas durante el periodo de agosto de 2006 a agosto de 2007. Los primeros dos puntos son datos medidos en invernadero, los restantes once corresponden al monitoreo en campo.

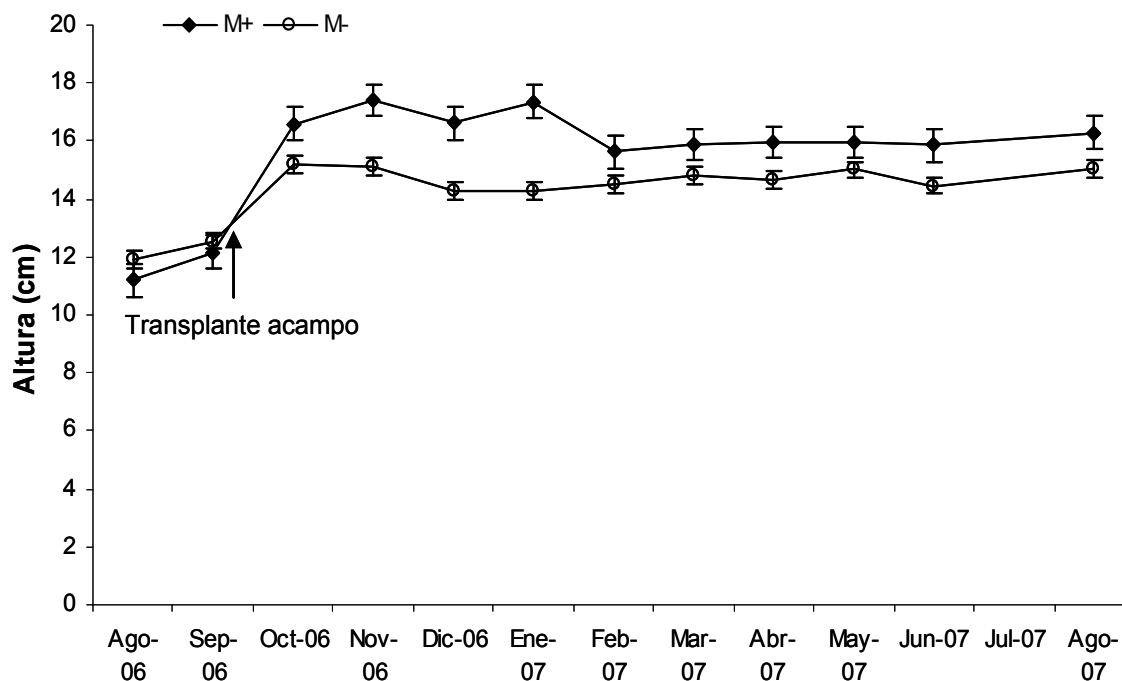


Figura 14. Valores promedio \pm EE de la altura de las plantas durante el periodo de agosto de 2006 a agosto de 2007. Los primeros dos puntos son datos medidos en invernadero, los restantes once corresponden al monitoreo en campo.

ANÁLISIS DE CRECIMIENTO

El análisis de crecimiento clásico de Hunt y el ANOVA aplicados, con y sin la altura como co-variable, no mostraron diferencias significativas relacionadas con la presencia de inóculo micorrízico para ninguna de las variables propuestas: Peso seco de la raíz, peso seco del tallo, peso seco de hojas, peso seco total, proporción raíz/vástago, área foliar, proporción de área foliar, área foliar específica, tasa relativa de crecimiento y tasa neta de asimilación (datos no presentados).

DISCUSIÓN

Las 10 especies de HMA identificadas en este estudio, hacen que la riqueza de especies sea calificado como moderadamente alta si consideramos: (1) lo reportado por Öpik *et al.* (2006), hacen una revisión acerca de la presencia de HMA en diferentes ecosistemas, encontrando que el número de especies promedio de HMA por planta hospedera difiere según el tipo de hábitat, presentando una mayor riqueza en el bosque tropical (18.2 taxa de HMA por planta), seguido por pastizales (8.3), bosque templado (5.6) y hábitats bajo influencia humana (5.2); y (2) el trabajo de Douhan *et al.* (2005), quien determinó ocho especies de HMA en un sistema de encino y pastizal de California.

Es importante tener una amplia variedad de especies de HMA, ya que una gran cantidad de plantas que provean de microambientes diversos para los HMA, es esencial para el mantenimiento de la diversidad de HMA y que a su vez, una población mas heterogénea de HMA influirá en las poblaciones vegetales (Bever *et al.* 2001). Por tanto, podemos considerar la riqueza de especies de HMA como un indicador indirecto del nivel de perturbación de la zona de trabajo. De acuerdo a lo anterior, suponemos que entre mayor cantidad de esporas y diversidad de hongos, menor es el disturbio o el efecto de éste en el suelo. Además de la riqueza de especies, los resultados de porcentaje y dinámica de colonización también pueden indicar de forma indirecta la salud de la población. Considerando el número de especies encontradas en este estudio y los altos valores de colonización, podemos decir que la población de HMA está saludable. Sin embargo, ésta afirmación sería más sólida si contáramos con un listado de las especies presentes, pero desafortunadamente este tipo de trabajos aún no se ha realizado para la zona de la

Magdalena Contreras. También cabe mencionar que todas las especies descritas en este trabajo ya han sido reportadas para otras localidades del país. Varela y Trejo (2001) elaboraron un listado de 44 especies de HMA, en el cual siete de las diez especies halladas en el encinar de la Cuenca del Río Magdalena, fueron mencionadas en dicho reporte.

El análisis de varianza no mostró diferencias de crecimiento entre las plántulas inoculadas y las plantas testigo, lo cual puede tener dos explicaciones. Por un lado está el hecho de que los individuos de *Quercus* son de crecimiento lento y, por lo tanto, el posible efecto sobre el crecimiento que pueden tener los HMA no es notorio, debido a que el tiempo que duró el trabajo experimental fue muy corto en relación al tiempo que tardan en crecer las plántulas de encino. La otra explicación de tal comportamiento se puede atribuir a que la presencia de HMA no se expresa en el crecimiento sino en algún otro aspecto del desarrollo de los individuos, como puede ser el establecimiento y la supervivencia o la tolerancia ante condiciones de estrés.

No obstante, la dinámica de colonización fue relativamente rápida, lo que puede ser funcionalmente importante durante las primeras etapas de establecimiento de las plántulas. Una rápida colonización de los HMA en edades tempranas de las plantas, como es el caso observado en este estudio, podría auxiliar a la planta en situaciones de estrés, como la sequía, ayudando a disminuir la pérdida de agua; soportar la presión por competencia con otras plantas y la depredación y el efecto de algunos patógenos. (Ramos-Zapata y Guadarrama 2004)

Ligado a lo anterior, las altas tasas de supervivencia de las plantas observados para ambos tratamientos sugieren que las condiciones microambientales no fueron desfavorables para el establecimiento de las mismas. De esa manera, el grado de presión (perturbación) antropocéntrica a la que está sometida la zona, no limita el desarrollo de las plantas. En este mismo sentido, al tener una mayor tasa de supervivencia de las plántulas inoculadas, se perfilaba la posibilidad de que la presencia de HMA sea un factor determinante para aumentar las probabilidades de establecimiento de los individuos; sin embargo el análisis estadístico mostró que la diferencia entre ambos tratamientos, con y sin HMA, no fue significativa.

Pero el hecho de tener mayor tasa de supervivencia en presencia de HMA y el que el error estándar calculado no se traslapo entre los tratamientos, nos indican que tal vez hizo falta tiempo en la prueba aplicada o que podrían hacer falta pruebas más consistentes para corroborar este aparente aumento de supervivencia. En caso de resultar cierto, entonces será recomendable el uso sistemático de HMA para aumentar el éxito en las prácticas de reintroducción de especies vegetales a bosques templados perturbados.

Asimismo se debe considerar que, además de la presencia de los HMA, la supervivencia puede verse aumentada por la presencia de otras plantas, que pudieron haber actuado como nodrizas para las plantas de encino introducidas o para los propios HMA. Esto último explicaría, al menos en parte, los altos porcentajes de colonización para los encinos. En cuanto al crecimiento y supervivencia, estas nodrizas en forma de árboles, arbustos y pastos, influyen en las condiciones microclimáticas de la zona de estudio, disminuyendo la exposición a

los rayos del sol, lo que produce una menor temperatura y mayor disponibilidad de agua para las plantas. Bonfil (1998) asegura que la presencia de nodrizas es altamente importante y aumenta las posibilidades de supervivencia de las plántulas de encino.

Respecto a la colonización micorrízica, si las plantas nodriza presentes son susceptibles a la colonización por HMA o HEM, esto también podría aumentar las posibilidades de que las plántulas reintroducidas formen asociaciones simbióticas que pueden resultar benéficas. Smith *et al.* (1998) determinaron que la colonización por HMA de especies vegetales primordialmente ectomicorrízicas, como las pináceas, puede aumentar por la presencia mayoritaria de plantas que generalmente son hospederas de HMA.

La presencia de HMA en las plántulas de *Q. rugosa*, se une a los resultados que indican la presencia e importancia de los HMA en otras especies de encino como *Q. agrifolia* (Egerton-Warburton y Allen 2001) y a los hallados dentro de especies pertenecientes a la familia Fagaceae (Henry 1933; Grand 1969; Williams y Aldon 1976). Sería conveniente identificar las estructuras fúngicas de las raíces, ya que la presencia de arbusculos, que funcionan como sitios de transferencia de carbono y nutrientes (Giovanetti *et al.* 1994), indica que el mutualismo entre las raíces y los HMA es funcional, lo que se demostró en otras especies arbóreas como eucaliptos (Chen *et al.* 2000) y como lo consideran Egerton-Warburton y Allen (2001) para *Q. agrifolia*. Por otra parte, la presencia únicamente de hifas y/o esporas sin éstos arbusculos, puede indicar que *Quercus* sp. es susceptible a ser colonizado, pero que la simbiosis no le produce ningún beneficio nutricional, al menos durante las

primeras etapas de vida de la planta, es decir, durante la fase de plántula. De esa manera, la simbiosis no es funcional para los encinos y podría convertirse en un gasto energético extra.

La presencia de las diferentes estructuras fúngicas puede definir, en parte, la eficiencia de la colonización, lo que se mide por la presencia de arbuscúlos, que son las estructuras de intercambio de nutrientes entre ambos simbioses. En este estudio no se identificaron las diversas estructuras de colonización, pero es posible que la ausencia del efecto de la colonización en el crecimiento de los encinos se deba a la inactivación de la simbiosis, es decir que se presentan hifas y esporas dentro y fuera de las raíces, pero aún no se cuenta con arbuscúlos que faciliten el intercambio nutrimental (Barragán 2003), además el microambiente y las características de las plántulas también influyen (Silvertown 1981, Sylvia 1998).

Un punto más que podría discutirse es la influencia de las condiciones físicas y químicas del suelo, desafortunadamente los resultados de la caracterización físico-química y química del suelo sólo se hizo con fines descriptivos de la zona de trabajo y no fueron relacionados en ningún momento, mediante una prueba de laboratorio y el análisis estadístico correspondiente, con la presencia de HMA en el encinar estudiado ni con los porcentajes de colonización micorrízica.

Sólo como recordatorio de la importancia de factores como pH y concentración de nutrientes mencionamos lo siguiente: (1) si el estatus nutricional del suelo, concentración de N, P y otros nutrientes, es el adecuado para el desarrollo de las plantas, en este caso de *Quercus rugosa*, la asociación con HMA será de menor

importancia e incluso puede convertirse en un gasto de recursos (Lovelock *et al.* 2003; Mangan *et al.* 2004); (2) la profundidad del suelo es relevante para el desarrollo y éxito de la micorriza arbuscular, se sabe que la profundidad del suelo puede influir en el desarrollo de colonización micorrízica; la mayoría de las esporas de HMA se encuentran en los primeros 20 cm de suelo (Redhead 1977), después conforme aumenta la profundidad, disminuye exponencialmente tanto el número de esporas como la colonización; (3) las variaciones microambientales, incluyendo la humedad y temperatura también influyen en el ciclo de vida de las plantas hospederas y de los hongos micorrízicos y (4) el nivel de colonización micorrízica depende entre otros factores de las propiedades químicas del suelo (Newman *et al.* 1981), por lo que se han detectado altos niveles de colonización bajo un amplio rango de pH de suelo (Read *et al.* 1976; Robson y Abbott, 1989); concentración de P (Jeffries *et al.* 1988) y salinidad (Gerdemann 1968).

Es evidente que hacen falta más estudios para esclarecer el papel de los HMA dentro de ecosistemas templados como los bosques de encino. Se ha demostrado el papel altamente importante que tienen estos hongos dentro de ecosistemas tropicales de México lo cual aumenta la perspectiva de que estos hongos podrían desempeñar un papel similar en la recuperación y restauración de los bosques de encino.

CONCLUSIONES: IMPLICACIONES PARA LA PRÁCTICA DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

- Hay una mayor supervivencia asociada a la presencia de HMA, es recomendable usar HMA sistemáticamente para aumentar el éxito en las prácticas de reintroducción de especies.
- Velocidad de colonización por HMA es funcionalmente importante en las primeras etapas del establecimiento de los encinos. Por lo que este trabajo representa una base de cómo implementar prácticas de restauración en encinares.
- El efecto favorable de los HMA no se observó claramente en el crecimiento de las plántulas durante el periodo de estudio por lo que se sugiere un mayor tiempo de monitoreo.

LITERATURA CONSULTADA

- Abbott LK y AD Robson. 1982. **Infectivity of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in agricultural soils.** Australian Journal of Agricultural Research 33: 1049-1059.
- Aguilar-Fernández M, VJ Jaramillo, L Varela-Fregoso y ME Gavito. 2009. **Short-term consequences of slash-and-burn practices on the arbuscular mycorrhizal fungi of a tropical dry forest.** Mycorrhiza 19:179–186.
- Alfonso-Corrado C. 2004. **Ecología, manejo y conservación de *Quercus potosina* y *Q. eduardii* (Fagaceae) en Sierra Fría, Aguascalientes.** Tesis de Doctorado. UNAM-Instituto de Ecología, México. 109 p.
- Allen MF. 1991. **The ecology of mycorrhizae.** Cambridge University Press, Cambridge.
- Allen EB, HA Violi, MF Allen y A Gómez-Pompa. 2003. **Restoration of tropical seasonal forest in Quintana Roo.** En: A Gómez-Pompa, MF Allen, SL Fedick y J Jiménez-Osornio (eds.). The lowland Maya area: three milenio at the human-wildland interface. Haworth Press, Binghamton, Nueva York. 587-598.
- Almeida-Leñero L, M Nava, A Ramos, M Espinosa, MJ Ordoñez y J Jujnovsky. 2007. **Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, D.F.** Gaceta ecológica 84-85: 53-64.
- Álvarez KE. 2000. **Geografía de la Educación Ambiental: Algunas propuestas de trabajo en el Bosque de los Dinamos, área de conservación ecológica de la Delegación Magdalena Contreras.** Tesis de Licenciatura. Facultad de Filosofía y Letras, UNAM. México, D. F. 127 p.

- Álvarez-Sánchez FJ, P Guadarrama, I Sánchez-Gallén y D Olivera. 2007. **Restauración de ambientes deteriorados derivados de la selva tropical húmeda: El uso de los hongos micorrizógenos arbusculares.** Boletín de la Sociedad Botánica de México 80 (Suplemento): 59-68.
- Anderson TA, EA Gothrie y BT Walton. 1995. **Bioremediation in the rizhosphere (plants roots and associated microbes clean contaminated soil).** Environmental Science Technology 27:2630-2636.
- Ávila-Akerberg VD. 2002. **La vegetación de la cuenca alta del río Magdalena: un enfoque florístico, fitosociológico y estructural.** Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 92 p.
- Azcón-Aguilar C y JM Barea. 1992. Interaction between mycorrhizal fungi and other rhizosphere organisms. En: MF Allen (ed.) **Mycorrhizal functioning: an integrative plant-fungal process.** Chapman y Hall, Nueva York. 163-198.
- Azcón R y M Barea. 1997. **Mycorrhizal dependency of a representative plant species in mediterranean shrublands (*Lavandula spica* L.) as key factor to its use for revegetation strategies in desertification-threatened areas.** Applied Soil Ecology 7: 83-92.
- Barragám VEA. 2003. **Inoculación micorrizica de *Prosopis laevigata* L. (mezquite) en condiciones de invernadero y su efecto al transplante a condiciones de campo.** Tesis de Licenciatura. FES Zaragoza, UNAM. México
- Bentivenga SP y BAD Hetrick. 1991. **Relationship between mycorrhizal activity, burning, and plant productivity in tallgrass prairie.** Canadian Journal of Botany 69: 2597–2602.

- Bever JD, PA Schultz, A Pringle y JB Morton. 2001. **Arbuscular mycorrhizal fungi: more diverse than meets the eye, and the ecological tale of why.** *Bioscience* 51: 923–931.
- Bonfil C. 1991. **Los encinos y la Ciudad.** Boletín Oikos del Centro de Ecología, UNAM, México.
- Bonfil C. 1998. **The effects of seed size, cotyledon reserves, and herbivory on seedlings survival and growth in *Quercus rugosa* and *Quercus lauriana* (Fagaceae).** *American Journal of Botany* 85 (1): 79-87.
- Bonfil C y J Soberón. 1999. ***Quercus rugosa* seedlings dynamics in relation to its re-introduction in a disturbed Mexican landscape.** *Applied Vegetation Science* 2: 189-200.
- Brundrett M, N Bougher, B Dell, T Grove y N Malajczuk. 1996. **Working with Mycorrhizas in Forestry and Agriculture.** ACIAR Monograph, Canberra. 374 p.
- Callaway RM. 1992. **Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California.** *Ecology* 73: 2118-2128.
- Cázares E y JM Trappe. 1993. **Vesicular endophytes in roots of the Pinaceae.** *Mycorrhiza* 2: 153–156
- Challenger A. 1998. **Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro.** Conabio, Instituto de Biología-UNAM, Agrupación Sierra Madre S. C. 847 pp.
- Chen YL, MC Brundrett y B Dell. 2000. **Effects of ectomycorrhizas and vesicular-arbuscular mycorrhizas, alone or in competition, on root colonization and growth of *Eucalyptus globulus* and *E. urophylla*.** *New Phytologist* 146:545–556.

- CONABIO. 2006. **Capital Natural y Bienestar Social**. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 71 p.
- CONAFOR. 2008. **Sistema Nacional de Información Forestal**.
http://148.223.105.188:2222/snif_portal/secciones/usos/UsosPDF.php?especi eURL=Quercusrugosa
- CORENADER. 2003. **El Suelo de Conservación del Distrito Federal**. Secretaria del Medio Ambiente del Distrito Federal.
<http://www.sma.df.gob.mx/sma/corenader>.
- Crow TR. 1992. **Population dynamics and growth patterns for a cohort of northern red oak (*Quercus rubra*) seedlings**. *Oecologia* 91: 192-200.
- Cuenca G, Z de Andrade y G Escalante. 1998. **Arbuscular mycorrhizae in the rehabilitation of fragile degraded tropical lands**. *Biology and Fertility of Soils* 26: 107-111.
- Cuenca G, Z de Andrade, M Lovera, L Fajardo, E Meneses, M Márquez y R Machuca. 2002. **El uso de arbustos nativos micorrizados para la rehabilitación de áreas degradadas de La Gran Sabana, Estado Bolívar, Venezuela**. *Interciencia* 27 (4): 165-172.
- Cuenca G, Z de Andrade, M Lovera, L Fajardo y E Meneses. 2004. **The effect of two arbuscular mycorrhizal inocula of contrasting richness and the same mycorrhizal potential on the growth and survival of wild plant species from La Gran Sabana, Venezuela**. *Canadian Journal of Botany* 82: 582-589.
- Daily GC. 1997. **Introduction: What are ecosystem services?** En: GC Daily (ed.). *Nature's Services: Societal dependence on Natural Ecosystems*. Island Press. Washington DC, Estados Unidos. Pp. 1-10

- Dixon RK, S Brown, RA Houghton, AM Solomon, MC Trexler y J Wisniewski. 1994. **Carbon pools and flux of global forest ecosystems**. Science 263: 185-190.
- Douhan GW, C Petersen, CS Bledsoe y DM Rizzo. 2005. **Contrasting root associated fungi of three common oak-woodland plant species based on molecular identification: host specificity or non-specific amplification?** Mycorrhiza 15: 365–372.
- Egerton-Warburton L y MF Allen. 2001. **Endo- and ectomycorrhizas in *Quercus Agrifolia* Née. (Fagaceae): patterns of root colonization and effects on seedling growth**. Mycorrhiza 11: 283-290
- Espejel ML, N Santacruz y M Sánchez. 1999. **El uso de los encinos en la región de la Malinche, Estado de Tlaxcala, México**. Boletín de la Sociedad Botánica de México 64: 35-39.
- FAO. 2007. **Situación de los Bosques del Mundo 2007**. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma. 143 pp.
- Figueroa BL y M Olvera. 2000. **Regeneration patterns in relation to canopy species composition and site variables in mixed oaks forest in the Sierra Manantlán Biosphere Reserve, Mexico**. Ecological Research 15: 249-261.
- Filer TH. 1975. **Mycorrhizae and soil microflora in a green tree reservoir**. Forest Science 21: p. 36–39
- Fischer CR, DP Janos, DA Perry y RG Linderman. 1994. **Mycorrhiza inoculum potentials in tropical secondary succession**. Biotropica 26: 369–377.

- Fisher JB y K Jayachandran. 2002. **Arbuscular mycorrhizal fungi enhance seedling growth in two endangered plant species from South Florida.** International Journal of Plant Sciences 163: 559–566
- García E. 1988. **Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana).** Offset Larios, México D.F.
- Gavito ME, D Pérez-Castillo, CF González-Monterrubio, T Vieyra-Hernández y M Martínez-Trujillo. 2008. **High compatibility between arbuscular mycorrhizal fungal communities and seedlings of different land use types in a tropical dry ecosystem.** Mycorrhiza 19:47–60.
- Gerdemann JW. 1968. **Vesicular-arbuscular mycorrhizae and plant growth.** Annual Review of Phytopathology. 6: 397-418.
- Gilbert GS. 2002. **Interacciones entre microorganismos y plantas.** En: MR Guariguata y GH Catan (eds). Ecología y conservación de bosques neotropicales. Libro Universitario Regional (EULAC-GTZ), Cartago, Costa Rica. 691 p.
- Giovanetti M, C Sbrana y C Logi. 1994. **Early processes involved in host recognition by arbuscular mycorrhizal fungi.** New Phytologist 127:703–709
- González-Rivera R. 1993. **La diversidad de los encinos mexicanos.** Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural Volumen Especial (XLIV): 125-142.
- Gottschalk KW. 1985. **Effects of shading on growth and development of red oak, black oak, black cherry and red Maple seedlings. Height, diameter and root/shoot ratio.** Proceedings of the Fifth Central

Hardwood Forest Conference. Society of American Foresters. Washington D.C. Pp 189-195.

- Granados D, GL López y JL Gama. 1999. **Fragmentación del hábitat y fragmentación de áreas naturales protegidas.** Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 5 (1): 5-14.
- Grand LF. 1969. **A beaded endotrophic mycorrhiza of northern and southern red oak.** Mycologia 61: 408–409
- Gregory PJ y JSI Ingram. 2000. **Global change and food and forestry production: future scientific challenges.** Agriculture, Ecosystems and Environment 82: 3-14.
- Harley JL y SE Smith. 1984. **Mycorrhizal symbiosis.** Academic Press. Londres. 484 p.
- Haselwandter K. 1997. **Soil micro-organisms, mycorrhiza and restoration ecology.** En: KM Urbanska, NR Webb y PJ Edwards (eds). Restoration ecology and sustainable development. Cambridge University Press. Pp. 65-80.
- Henry LK. 1933. **Mycorrhizas of trees and shrubs.** Botanical Gazette 94: 791-800
- Heredia AG. 2003. **Los hongos microscópicos en la descomposición de las hojas.** En: J Álvarez-Sánchez y E Naranjo-García (eds). Ecología del suelo en la selva tropical húmeda de México. Instituto de Ecología AC, Instituto de Biología y Facultad de Ciencias, UNAM. Xalapa. 316 pp.
- Hernández G, LR Sánchez, T Carmona, MR Pineda y R Cuevas. 2000. **Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán.** Madera y Bosques 6 (2): 13-28.

- Hunt R. 1982. **Plant growth curves. The functional approach to plant growth analysis.** E. Arnold. Londres. 248 p.
- Janos DP. 1984. **Methods for vesicular-arbuscular mycorrhiza research in the lowland wet tropics.** En: E Medina, HA Mooney y C Vázquez-Yanes (eds). Physiological ecology of plants of the wet tropics. Task for Vegetation Science 12. Dr. W. Junk Publ. La Haya. Pp. 173-187.
- Jasper DA. 1994. **Management of mycorrhizas in revegetation.** En: AD Robson, LK Abbott y N Malajczuk (eds). Management of mycorrhizas in agricultura, horticultura and forestry. Kluwer Academia Publisher. Pp 211-219.
- Jeffries P, T Spyropoulos y E Vardavarkis. 1988. **Vesicular-arbuscular mycorrhizal status of various crops in different agricultural soils of northern Greece.** Biology and Fertility of Soils 5: 333-337.
- Lathrop EW y C Osborne. 1990. **From acorn to tree: ecology of the engelmann oak.** Freemontia 18: 30-35.
- Linderman RG. 1992. **Vesicular-arbuscular mycorrhizal and soil microbial interactions.** En: GJ Bethlenfalvay y RG Linderman (eds). Mycorrhizae in sustainable agriculture. ASA Spec Publ. Madison. Pp 45-70.
- Linderman RG. 2000. **Effects of mycorrhizas on plant tolerance to diseases.** En: Y Kapulnik y DD Douds Jr. (eds). Mycorrhizas: Physiology and Function. Kluwer Academic Publishers. Pp 345-365.
- López-Barrera F y M González-Espinoza. 2000. **Influence of litter on emergence and early growth of Quercus rugosa: a laboratory study.** New Forests 21: 59-70.

- Lovelock CE, K Andersen y JB Morton. 2003. **Arbuscular mycorrhizal communities in tropical forests are affected by host tree species and environment.** *Oecologia* 135: 268–279.
- Lovera M y G Cuenca. 1996. **Arbuscular mycorrhizal infection in Cyperaceae and Gramineae from natural, disturbed and restored savannas in La Gran Sabana, Venezuela.** *Mycorrhiza* 6: 111-118.
- Luna-José AL, L Montalvo-Espinosa y B Rendón-Aguilar. 2003. **Los usos no leñosos de los encinos en México.** *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 72: 107-117
- Mangan SA, AH Eom, GH Adler, JB Yavitt y EA Herre. 2004. **Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi across a fragmented forest in Panama: insular spore communities differ from mainland communities.** *Oecologia* 141: 687–700.
- Marschener H. 1998. **Role of root growth, arbuscular mycorrhiza and root exudates for the efficiency in nutrient acquisition.** *Field Crops Research* 56: 203-207.
- Mazari M. 2000. **Dualidad Población-Agua: Inicio del Tercer Milenio.** El Colegio Nacional, México D. F.
- Mikola P. 1970. **Mycorrhizal inoculation in afforestation.** *International Review of Forest Research* 3: 123-196.
- Miller RM y JD Jastrow. 1992. **The application of VA mycorrhizae to ecosystem restoration and reclamation.** En: MF Allen (ed). *Mycorrhizal functioning an integrative plant-fungal process.* Chapman and Hall. Pp. 438-461.

- Monroy-Ata A, J Estevez-Torres, R García-Sánchez y R Ríos-Gómez. 2007. **Establecimiento de plantas mediante el uso de micorrizas y de islas de recursos en un matorral xerófilo deteriorado.** Boletín de la Sociedad Botánica de México 80 (Suplemento), 49-57.
- Morita A y S Konishi. 1989. **Relationship between vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and soil phosphorus concentration in tea fields.** Soil Sci. Plant Nutr. 35: 139-143.
- Mur P. 2003. **Patrones de distribución geográfica de especies del género *Quercus* y de algunos de sus insectos formadores de agallas en el estado de Michoacán, México.** Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 58 pp.
- Nava M. 2003. **Los bosques de la cuenca alta del río Magdalena, D.F., México. Un estudio de vegetación y fitodiversidad.** Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM. 64 pp.
- Newman EI, AJ Heap y RA Lawley. 1981. **Abundance of mycorrhizas and root-surface micro-organisms of *Plantago lanceolata* in relation to soil and vegetation: A multivariate approach.** New Phytologist 89: 95-108.
- Nixon KC. 1993. **The genus *Quercus* in Mexico.** En: TP Ramamoorthy, R Bye, A Lot y JE Fa (eds). Biological Diversity of Mexico: origins and distribution. Oxford University Press. Oxford. pp. 439-458.
- Noyd RK, FL Pflieger y MP Russelle. 1995. **Interactions between native prairie grasses and indigenous arbuscular mycorrhizal fungi: implications for reclamation of taconite iron ore tailing.** New Phytologist 129: 651–660.

- Ontiveros A. 1980. **Análisis Físico y Algunos Aspectos Socioeconómicos de La Cuenca del Río Magdalena**. Tesis de Licenciatura. Facultad de Filosofía y Letras, UNAM. México. 103 pp.
- Öpik M, M Moora, J Liira y M Zobel. 2006. **Composition of root-colonizing arbuscular mycorrhizal fungal communities in different ecosystems around the globe**. *Journal of Ecology* 94: 778–790.
- Ovington JD. 1983. **Introduction**. En: JD Ovington (ed) *Ecosystems of the World 10. Temperate Broad-Leaved Evergreen Forests*. Elsevier Science Publishing Company Inc. New York
- Padilla EG. 2007. **Estudio ecológico y etnobotánico de la vegetación del municipio de San Pablo Etlá, Oaxaca**. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Interdisciplinaria para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional, Oaxaca, México. 162 pp
- Peña-Ramírez V y C Bonfil. 2003. **Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (*Quercus liebmanii* Oersted y *Quercus magnoliifolia* Née) en la región de La Montaña, Guerrero**. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 72: 5–20 pp.
- Perry DA y MP Amaranthus. 1990. **The plant-soil bootstrap: microorganisms and reclamation of degraded ecosystems**. En: JJ Berger (ed). *Environmental Restoration*. Island Press. pp. 94-102.
- Phillips JM y DS Hayman. 1970. **Improved procedures for clearing and staining parasitic an vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection**. *Transactions of the British Mycological Society* 55: 158-161.

- Pouyú-Rojas E y JÔ Siqueira. 2000. **Micorriza arbuscular e fertilização do solo no desenvolvimento pós-transplante de mudas de sete espécies florestais**. Pesquisa Agropecuária Brasileira. Brasília 35: 103-114.
- Quintana-Ascencio PF, M González-Espinosa y N Ramírez-Marcial. 1992. **Acorn removal, seedling survivorship, and seedling growth *Quercus crispipilis* in sucesional forest of the highlands of Chiapas, Mexico**. Bulletin of the Torrey Botanical Club 119(1): 6-18.
- Quiroz AM. 2006. **Restauración de sistemas tropicales deteriorados con especies pioneras derivados de una selva tropical húmeda: la influencia de las micorrizas arbusculares**. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 75 pp.
- Ramos-Zapata J y P Guadarrama. 2004. **Los hongos micorrizógenos arbusculares en la restauración de comunidades tropicales**. Universidad y Ciencia Número Especial 1: 59-65.
- Read DJ, Koucheiki HK y J Hodgson. 1976. **Vesicular-arbuscular mycorrhiza in natural vegetation systems. 1. Occurrence of infection**. New Phytologist 77: 641-653.
- Redhead JF. 1977. **Endotrophic mycorrhizas in Nigeria: species of the Endogonaceae and their distribution**. Transactions of the British Mycological Society 69: 275-280.
- Reeves FB, D Wagner, T Moorman y J Kiel. 1979. **The role of endomycorrhizae in revegetation practices in the semi-arid west. I. A comparison of incidence of mycorrhizae in severely disturbed vs. natural environments**. American Journal of Botany 66: 6-13.

- Requena N, E Perez-Solis, C Azcón-Aguilar, P Jeffries y JM Barea. 2001. **Management of indigenous plant-microbe symbioses aids restoration of desertified ecosystems.** Applied and Environmental Microbiology 67: 495-498.
- Reyes I y JE Gama-Castro. 1995. **Revaloración de la importancia de los encinos. Memorias del III Seminario sobre utilización de encinos.** Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Reporte Científico Especial 15 Tomo 1: 44-55.
- Robson AD y LK Abbott. 1989. **The effect of soil acidity on microbial activity in soils.** En: AD Robson (Editor). Soil Acidity and Plant Growth. Academic Press, Sydney. pp 139- 165.
- Röhrig E. 1991a . **Introduction.** En: E Röhrig y B Ulrich (eds). Ecosystems of the World 7, Temperate Deciduous Forests. Elsevier. pp 1-6.
- Röhrig E. 1991b. **Floral composition and its evolutionary development.** En: E Röhrig y B Ulrich (eds). Ecosystems of the World 7, Temperate Deciduous Forests. Elsevier. pp 11-24.
- Röhrig E. 1991c. **Temperate deciduous forest in México and Central America.** En: E Röhrig y B Ulrich (eds). Ecosystems of the World 7, Temperate Deciduous Forests. Elsevier. pp 371-376.
- Rothwell FM, E HacsKaylo y D Fisher. 1983. **Ecto- and endomycorrhizal fungus associations with *Quercus imbricaria* L.** Plant and Soil 71: 309-312.
- Rzedowski J. 1978. **Vegetación de México.** Limusa, México D. F. 432 p.
- Rzedowski J. 1981 **Vegetación de México.** Limusa, México D. F. 432 p.

- Rzedowski, J. 1991. **Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México**. Acta Botánica Mexicana 14: 3-21.
- SARH. 1992 **Inventario nacional forestal de gran visión. Reporte principal**. México DF.
- SER Internacional (Society for Ecological Restoration Science and Policy Working Group). 2002. **The SER primer on Ecological Restoration**. <http://www.ser.org>
- SEMARNAT. 2000. Inventario Nacional Forestal 2000. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F., México.
- Silvertown JW. 1981. **Microspatial heterogeneity and seedling demography in species-rich grassland**. The New Phytologist 88: 117-128.
- Siqueira JO, MAC Carneiro, N Curi, SCS Rosado y AC Davide. 1998 **Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in southeastern Brazil**. Forest Ecology Management 107: 241-252 pp.
- Smith MR, I Charvat y RL Jacobson. 1998. **Arbuscular mycorrhizae promote establishment of prairie species in a tallgrass prairie restoration**. Canadian Journal of Botany 76:1947-1954.
- St. John T. 1990. **Mycorrhizal inoculation of container stock for restoration of self-sufficient vegetation**. En: JJ Berger (ed). Environmental Restoration. Island Press. pp 103-112.
- Stat Soft. 1998. **Statistica for Windows**. Statistica II, StatSoft, Inc. Tulsa.

- Sylvia DM. 1998. Mycorrhizal symbioses. En DM Sylvia, JJ Fuhrmann, PG Hartel y DA Zuberer (eds.). *Principles and applications of soil microbiology*. Prentice Hall, Nueva Jersey. Pp. 408-426
- Thadani R y PM Ashton. 1995. **Regeneration of banj oak (*Quercus leucotrichopora* A. Camus) in the central Himalaya**. *Forest Ecology and Management* 78: 217-224.
- Toledo VM y MJ Ordoñez. 1998. **El Panorama de la Biodiversidad de México: Una Revisión de los Hábitats Terrestres**. En: TO Ramamoorthy, R Bye, A Lot y J Fa (eds). *Diversidad Biológica de México: Orígenes y Distribución*. Instituto de Biología. UNAM. México. p p 739-755.
- van der Heijden MGA, T Boller, A Wiemken e IR Sanders. 1998a. **Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure**. *Ecology* 79: 2082-2091.
- van der Heijden MGA, JN Klironomos, M Ursic, P Moutoglis, R Streitwolf-Engel, T Boller, A Wiemken e IR Sanders. 1998b. **Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity**. *Nature* 396: 69-72.
- Varela L y D Trejo. 2001. **Los hongos micorrizógenos arbusculares como componentes de la biodiversidad del suelo en México**. *Acta Zoológica Mexicana* (nueva serie), Número especial 1: 39-51.
- Varma A y B Hook. 1999. **Mycorrhiza: structure, function, molecular biology and biotechnology**. 2ª edición. Springer-Verlag, Berlin. 704 pp.
- Wardle DA. 2002 **Communities and Ecosystems: Linking the Aboveground and Belowground Components**. Princeton University Press. 392 pp.

- Williams SE y EF Aldon. 1976. **Endomycorrhizal (vesicular-arbuscular) associations of some arid zone shrubs.** The Southwestern Naturalist 20: 437-444.
- Zavala F. 1995. **Algunos efectos de los aprovechamientos forestales sobre la vegetación en el suroeste de Durango, con énfasis en encinos.** Memorias del Tercer Seminario Nacional sobre Utilización de Encinos. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Reporte Científico, numero especial 15: 220-233.
- Zavala F y E García-Moya. 1997. **Plántulas y rebrotes en la regeneración de encinos en la sierra de Pachuca, Hidalgo.** Agrociencia 31(3): 323-329.
- Zavala-Chávez F. 2002. **Encinos y Robles. Notas Fitogeográficas.** Universidad Autónoma Chapingo. México. 44 pp.

APÉNDICE: TÉCNICAS DE LABORATORIO EMPLEADAS

Técnica de extracción de esporas de Brundrett *et al.* (1996)

1. Pesar 100 gramos de suelo.
2. Diluir con agua.
3. Tamizar para eliminar partículas grandes, piedras y raíces.
4. Centrifugar a 3500 rpm durante cuatro minutos.
5. Tirar el sobrenadante y agregarle sacarosa al 40% a la pastilla, revolver.
6. Centrifugar durante 30 segundos a 3500 rpm.
7. Lavar el sobrenadante en un tamiz con apertura de malla de 44 μm .
8. Recoger el residuo y colocar en una caja Petri.

Técnica seguida para el montaje de esporas

El montaje de las esporas obtenidas se realizó de la siguiente manera:

- 1) Observar en el microscopio estereoscópico la muestra colocada anteriormente en la caja Petri, separar las esporas.
- 2) Pasar las esporas al tamiz de 44 μm .
- 3) Sumergir las esporas en una solución de Tween (dos gotas de tween en 50 ml de agua) durante un minuto.
- 4) Sumergir las esporas en hipoclorito al 5% durante cinco minutos.
- 5) Enjuagar con agua destilada.
- 6) Colocar las esporas entre el portaobjetos y cubreobjetos usando alcohol polivinílico-lactoglicerol (PVLG) como medio de montaje.

Técnica de aclaramiento y tinción de raíces (Phillips y Hayman 1970; modificado por Janos 1984)

1. Aclarar las raíces calentándolas en una solución KOH al 10%.
2. Blanquear en una solución de peróxido de hidrógeno alcalino.
3. Acidificar con HCl al 1%, esto con el fin de ablandar un poco las raíces.
4. Teñir con azul de tripan en lactofenol al 0.05%.
5. Montar los segmentos de raíz entre el portaobjetos y cubreobjetos usando PVLG como medio de montaje.