

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y perspectivas

Arcadio Monroy Ata
Silvia Castillo Argüero
Editores



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y perspectivas



**Arcadio Monroy Ata
Silvia Castillo Argüero
Coordinadores**

Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Estudios Superiores Zaragoza



Dr. Vicente Jesús Hernández Abad
Director

Dra. Mirna García Méndez
Secretaría General

Dr. José Luis Alfredo Mora Guevara
Secretario de Desarrollo Académico

CD. Yolanda Lucina Gómez Gutiérrez
Secretaría de Desarrollo Estudiantil

Mtro. Luis Alberto Huerta López
Secretario Administrativo

Dra. María Susana González Velázquez
Jefa de la División de Planeación Institucional

Dra. Rosalva Rangel Corona
Jefa de la División de Vinculación

Dr. David Nahum Espinosa Organista
Jefe de la División de Estudios de Posgrado e Investigación

Lic. Carlos Raziel Leaños Castillo
Jefe de la Coordinación de Comunicación Social y Gestión de Medios

Datos para catalogación bibliográfica

Editores: Arcadio Monroy Ata y Silvia Castillo Argüero.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

UNAM, FES Zaragoza, abril de 2024.

Peso: 23.6 MB.

ISBN: 978-607-30-8875-6.

Diseño de portada: Carlos Raziel Leaños Castillo.

Formación de interiores: Claudia Ahumada Ballesteros.

Foto de portada: Cerro de la Estrella, Alcaldía Iztapalapa, Ciudad de México, Yolanda Flores Estrada (2022).

Este libro fue dictaminado a través del Comité Editorial de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza y se aprobó en diciembre de 2023.

PAPIME PE203021.

DERECHOS RESERVADOS

Queda prohibida la reproducción o transmisión total o parcial del texto o las ilustraciones de la presente obra bajo cualesquiera formas, electrónicas o mecánicas, incluyendo fotocopiado, almacenamiento en algún sistema de recuperación de información, dispositivo de memoria digital o grabado sin el consentimiento previo y por escrito del editor.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

D.R. © Universidad Nacional Autónoma de México

Av. Universidad # 3000, Col. Universidad Nacional Autónoma de México, C.U.,
Alcaldía Coyoacán, C.P. 04510, Ciudad de México, México.

Facultad de Estudios Superiores Zaragoza

Av. Guelatao # 66, Col. Ejército de Oriente,
Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09230, Ciudad de México, México.

Índice

Prólogo	5
Prefacio	7
Restauración de ecosistemas terrestres: una alternativa para mitigar el calentamiento global y para avanzar en la simbiosis sociedad–naturaleza Arcadio Monroy Ata	9
Germoplasma de leguminosas para la restauración ecológica del Valle de Mezquital, Hidalgo, México Rosalva García Sánchez y Ayerim Gloria López Hernández	21
La importancia de la caracterización del micrositio en la restauración ecológica: Micrositios seguros para la germinación en bosques templados Yuriana Martínez-Orea, Silvia Castillo-Argüero, Leticia Bonilla Valencia y Yasmin Vásquez Santos	41
Micorriza arbuscular: ¿Predetermina la bioacumulación de iones en glicofitas? Brenda Karina Guevara-Olivar y Ramiro Ríos Gómez	57
Hongos micorrizicos arbusculares y su influencia en los ambientes salinos en la zona chinampera de Xochimilco, Ciudad de México Brenda Karina Guevara-Olivar y Ramiro Ríos Gómez	73
Establecimiento de humedales flotantes para el saneamiento de la Laguna Negra, Acapulco Guerrero Cantellano de Rosas Eliseo, Dana Mariana Juárez Cruz y Raúl Arcos Ramos	125
Aplicación del Índice de calidad del bosque de ribera en los ríos Alcalica y Nexapa L. Fernando Monfil Hernández y Eloísa A. Guerra Hernández	139

Evaluación del riesgo de incendios en fragmentos de pedregal en la zona urbana de Ciudad Universitaria, UNAM 151

Sonia María Juárez Orozco, Erik Iván López García, Eréndira Ramírez Rodríguez, Ramón Eduardo Martínez Grimaldo, Norberto Nieto Vázquez, Humberto Peraza Villarreal y María Esther Sánchez Coronado

Establecimiento de plantas de zacate navajita (*Bouteloua gracilis*) inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares y sometidas a sequía en condiciones de invernadero 177

Ramón Osvaldo Rodríguez Calderón y Arcadio Monroy Ata

Crecimiento de plantas de *Agave salmiana* Otto y *Mimosa lacerata* Rose inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en condiciones de invernadero 187

Karla Valladares Samperio y Arcadio Monroy Ata

Prospectivas de la restauración ecológica 203

Arcadio Monroy Ata

Práctica de campo. El diagnóstico: una herramienta fundamental para la recuperación de la cubierta vegetal 211

MS Orozco-Almanza, R Ramos- González y MJ Rojas Cortés

Prólogo

El 5 de junio de 2021, día mundial del medio ambiente, inició la década de la restauración de ecosistemas, auspiciada por la ONU, con el lema: **“Restauración, conservación y uso sustentable de ecosistemas”**, y con la consigna: **“Reimagina, recrea, restaura”**. En principio, esto compromete a los estados miembros de la Organización a realizar proyectos y actividades encaminados a la restauración ambiental de ecosistemas degradados en sus territorios. No obstante, la restauración ecológica o recuperación del capital natural de ecosistemas es una tarea compleja que requiere la participación de especialistas, de tecnología y de financiamiento, pues su meta es llevar a cabo proyectos en ambientes deteriorados, para que se construya la estructura y funcionalidad de sistemas ecológicos que sean autónomos y resilientes, de tal manera que sustenten la biodiversidad propia del hábitat y donde se puedan desarrollar procesos evolutivos.

México es un país con megadiversidad biológica, ecológica y cultural, por lo que la tarea de restaurar ecosistemas es compleja, ya que en este tipo de proyectos debe haber una participación social, particularmente de los pobladores del área de influencia del proyecto. Esto requiere de proyectos fundamentados científicamente y de líderes sociales que puedan lograr la convergencia de objetivos entre la sociedad y la naturaleza, a fin de trabajar conjuntamente para lograr la restauración, conservación y uso sustentable del ecosistema rehabilitado. En la parte social es donde muchos proyectos de desarrollo socioeconómico se han detenido, ya que hay múltiples intereses entre los habitantes de una comunidad; sin embargo, debe prevalecer un interés público ambiental sobre intereses particulares. Para conciliar intereses, es necesario incluir proyectos productivos sustentables en el sitio a restaurar, para que los mismos habitantes cuiden el sistema ya rehabilitado. Hay varios modelos de uso sustentable de ecosistemas como el ecoturismo, el senderismo, la caza fotográfica y el uso múltiple del ecosistema sin rebasar umbrales de extracción previamente determinados, entre otros. La finalidad es lograr una simbiosis mutualista entre pobladores del área de influencia del proyecto y ecosistemas restaurados.

En este texto se presentan varios trabajos que se dirigen a la restauración ecológica como meta y que corresponden a estudios de caso experimentales a fin de comprender mejor la teoría ecológica abordada, para su posterior aplicación. Los estudios los presentan diversos grupos de investigadores que desean contribuir a mejorar o rehabilitar sistemas ecológicos deteriorados o con problemas de contaminación. La finalidad de este texto es mostrar ejemplos de estudios que

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

pueden apoyar trabajos encaminados a la recuperación del capital natural y también servir de bibliografía complementaria en cursos de Restauración Ecológica como los que se imparten en la Facultad de Ciencias y en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza de la UNAM.

Finalmente, se agradece a los autores de los trabajos aquí presentados y el financiamiento para esta edición por el Programa de Apoyo a Proyectos para Innovar y Mejorar la Educación mediante el proyecto PAPIME PE203021.

Arcadio Monroy Ata y Silvia Castillo Argüero
Ciudad de México, octubre de 2023

Prefacio

El presente texto tiene como finalidad servir de respaldo a cursos de Restauración Ecológica, ya sea como ejemplos de estudios sobre ecología básica encaminados a la rehabilitación ambiental de ecosistemas deteriorados o como guía para la realización de trabajos de investigación sobre temas dirigidos a la recuperación del capital natural en hábitats degradados. El contenido consta de 12 capítulos escritos por profesores e investigadores de temas ecológicos y ambientales, los cuales tratan aspectos diversos como el desarrollo de plantas inoculadas con hongos micorrízicos, estudios sobre semillas de leguminosas de zonas semiáridas, evaluación de micrositios de establecimiento vegetal, determinación del riesgo de incendios, la aplicación de un índice de calidad del bosque de ribera, el diseño de un humedal flotante, la importancia del suelo como reservorio de carbono al mantener una cubierta vegetal conservada y las perspectivas de la restauración ecológica en un país megadiverso como México; asimismo, el último capítulo incluye una práctica sobre el diagnóstico de la vegetación.

Es importante subrayar que los programas de restauración ecológica se llevan a cabo mediante el trabajo de equipos multidisciplinarios de profesionales de áreas biológicas, ecológicas, ambientales, ingenieros civiles, arquitectos del paisaje, economistas, políticos, líderes de las comunidades del área de influencia del proyecto y personas interesadas en la rehabilitación ambiental de un sitio particular. Asimismo, conviene dejar claro que la restauración ecológica de un sitio degradado requiere de una planeación estratégica con objetivos precisos y metas cuantitativas, así como el uso de tecnología, de expertos en las temáticas propias del sitio, de trabajadores, de autoridades locales y de financiamiento para la realización del programa de recuperación del capital natural. Lo anterior significa que la restauración ecológica es una tarea compleja desde el punto de vista teórico, si se incluyen aspectos de sucesión ecológica y de evolución biológica, sin embargo, la aplicación práctica resulta en un reto de grandes dimensiones.

Por lo anterior, es importante avanzar en aspectos particulares del funcionamiento de los ecosistemas para tener fundamentos científicos en la toma de decisiones durante el trabajo de campo. Por ejemplo, si se hacen plantaciones arbóreas en un sitio particular, es necesario considerar la biota edáfica local para sustentar y favorecer el establecimiento de las plantas, lo cual requiere de estudios de la biota edáfica del sitio. La restauración ecológica tiene como unidad básica de estudio al ecosistema, ya que éste constituye una unidad estructural y funcional

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

autoorganizada y resiliente cuando alcanza la madurez, sin embargo, hacen falta estudios en todos los ecosistemas sobre diversos temas como biodiversidad, ecología del suelo, interacciones ecológicas, sucesión y evolución de distintos patrones y procesos ecosistémicos, establecimiento de simbiosis mutualistas y muchos otros.

Finalmente, se agradece la participación de todos los autores que contribuyeron a la elaboración de este libro y la colaboración de las personas que ayudaron a la revisión académica y edición del documento. Asimismo, se agradece el financiamiento de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la Universidad Nacional Autónoma de México, mediante el proyecto PAPIME de clave PE203021.

Ciudad de México, octubre de 2023

Restauración de ecosistemas terrestres: una alternativa para mitigar el calentamiento global y para avanzar en la simbiosis sociedad–naturaleza

Arcadio Monroy Ata

Unidad de Investigación en Ecología Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza,
Universidad Nacional Autónoma de México, *correo-e: arcadiom@unam.mx*

Resumen

En este trabajo se presentan conceptos básicos en torno a la restauración ecológica, así como la metodología general para desarrollar programas encaminados a la reconstrucción de ecosistemas deteriorados, con énfasis en la recuperación de la cubierta vegetal. Asimismo, se hace una analogía entre los tipos de rehabilitación ambiental de sitios degradados con la sucesión ecológica de la vegetación, debido a que este proceso ocurre espontáneamente y se puede inducir para avanzar en la conformación de sistemas ecológicos cada vez más autónomos y resilientes, con cero mantenimientos. También se aborda la cuestión de las reglas de ensamblaje de un mosaico vegetal y la importancia de las especies clave en cada grupo funcional del ecosistema. Finalmente, se concluye que la restauración ecológica de ecosistemas es una vía para almacenar carbono en el suelo, el cual es mayor reservorio de este elemento en la parte terrestre y que ampliar la superficie de recuperación de la cubierta vegetal permitirá avanzar en la conformación de una simbiosis de mutuo beneficio entre la sociedad y la biosfera, en lugar de la visión depredadora que ha mantenido la humanidad en relación con los recursos naturales.

Palabras clave: restauración ecológica, sucesión vegetal, reglas de ensamblaje, especies clave, mosaicos vegetales.

Introducción

El paradigma de la restauración ecológica de ecosistemas como disciplina científica sigue desarrollándose por múltiples vías debido a la complejidad tanto de la biósfera como de la población humana y por la dinámica de las interacciones sociedad-naturaleza. En un mundo con una población en permanente crecimiento y donde cada individuo es demandante de recursos naturales, es necesario cambiar la visión consumista por una relación de mutuo beneficio entre la biodiversidad y los seres humanos. La restauración ecológica ha sido -y es aún- un camino hacia una relación más equilibrada entre la ecósfera y los 8 mil millones de individuos al inicio de la tercera década del siglo XXI (noviembre de 2022). El nacimiento de la restauración de ecosistemas con enfoque científico se atribuye a Aldo Leopold, quien en el otoño de 1935 dirigió los trabajos para construir 24 ha de pradera, empleando plantas nativas que originalmente estaban asentadas en el lugar, lo cual forma parte del *Arboretum* de la Universidad de Wisconsin, en E.U.A. (Jordán III *et al.*, 1987).

A finales del siglo XX nace la Sociedad para la Restauración Ecológica, quien define a esta disciplina como “el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (SER, 2004). Esto incluye procesos de rehabilitación, remediación, recuperación de la cubierta vegetal, establecimiento de mosaicos vegetales, reintroducción de especies clave, recuperación del capital natural, entre otras actividades que se desarrollen a nivel de ecosistema. No obstante, en la práctica de reconstrucción de ecosistemas deteriorados normalmente no hay inventarios de la biota originalmente asentada en el sitio, ni hábitats libres de contaminación de suelo, agua o aire, por lo que se buscan aproximaciones como el tener un ecosistema de referencia como meta de la rehabilitación ecológica. Asimismo, el calentamiento de la atmósfera (aproximadamente 1 °C en 2022) ha propiciado una polarización del clima y tendencias de desplazamiento de especies, comunidades vegetales y biomas de acuerdo con las condiciones locales y regionales (Peterson *et al.*, 2005). Esto ha llevado a plantear que se puede diseñar la estructura general de los nichos ecológicos de un nuevo ecosistema, que sea funcional de acuerdo con las condiciones ambientales del hábitat y a las tendencias del calentamiento global.

Otro aspecto que es necesario considerar en la restauración ecológica de ecosistemas es el objetivo y metas de los trabajos de reconstrucción o rehabilitación ambiental de sitios deteriorados, sin embargo, hay múltiples finalidades en función de los intereses, condiciones y recursos de cada proyecto de mejoramiento ambiental. Entre los objetivos más frecuentes se encuentran los siguientes: conservación, mantenimiento de especies y poblaciones con algún riesgo de extinción, producción de bienes (por ejemplo, la extracción de madera de forma sustentable) y servicios (como los ecoturísticos), preservación de sitios de importancia ecológica (áreas de reproducción

de especies migratorias) y de espacios con valor cultural (alrededores de zonas arqueológicas) y fomentar la participación social de los habitantes de la zona de influencia del proyecto, entre otras.

En la reconstrucción de ecosistemas deteriorados es importante contar con los especialistas adecuados, con la tecnología, técnicas y herramientas para desarrollar los trabajos, con el financiamiento suficiente por el tiempo que dure el proyecto y con el aval de las autoridades o responsables o propietarios de los sitios a rehabilitar. Así, los trabajos de restauración ecológica tienen numerosas vías de desarrollo, sin embargo, la guía para lograr sistemas ecológicos autosuficientes y resilientes es seguir los principios de organización de los ecosistemas. Por lo anterior, en este documento se presenta la metodología general de la restauración de ecosistemas terrestres y las ventajas de recuperar la vegetación de sitios deteriorados, ya que esto contribuye a mitigar el calentamiento global y a favorecer el almacenamiento de carbono en el subsuelo, lo cual puede conducir a una relación más equilibrada entre sociedad y biosfera.

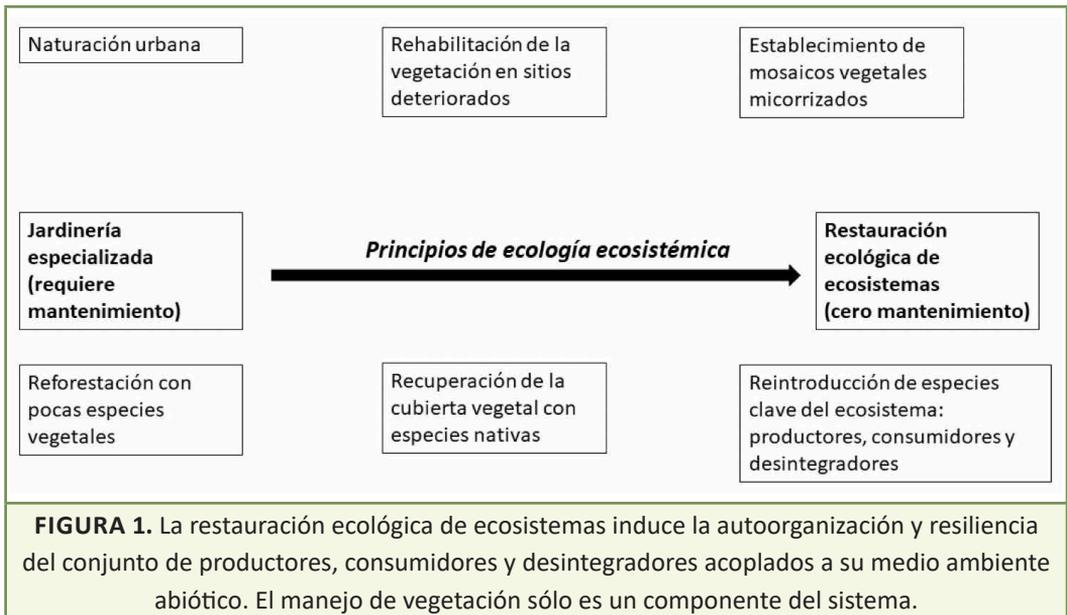
Metodología general en la restauración ecológica

En primer lugar, es importante diferenciar entre trabajos técnicos de establecimiento de plantas, como las reforestaciones, la arquitectura del paisaje o la jardinería especializada en la que se requiere mantenimiento de la vegetación para que conserve su funcionalidad y estética, de los proyectos de recuperación ecológica de la cubierta vegetal de un sitio deteriorado, que frecuentemente es la primera etapa de una rehabilitación ecológica. En efecto, en un trabajo de restauración ecológica de un ecosistema terrestre se hacen trabajos de mantenimiento y ajustes durante uno o dos años y después el sistema establecido debe seguir el proceso de sucesión ecológica para llegar ser autosuficiente y resiliente. Para esto, es necesario que los diseñadores del proyecto de restauración apliquen los principios de ecología ecosistémica y puedan hacer ensambles de especies clave con las complementarias en los grupos funcionales básicos: productores, herbívoros, consumidores secundarios y desintegradores. Asimismo, se debe considerar la biota edáfica que pueda degradar y mineralizar la materia orgánica, para mantener la fertilidad del suelo y cerrar algunos ciclos biogeoquímicos de forma más local, aunque todos los ecosistemas son abiertos y participan en los ciclos globales de los elementos que componen a los seres vivos.

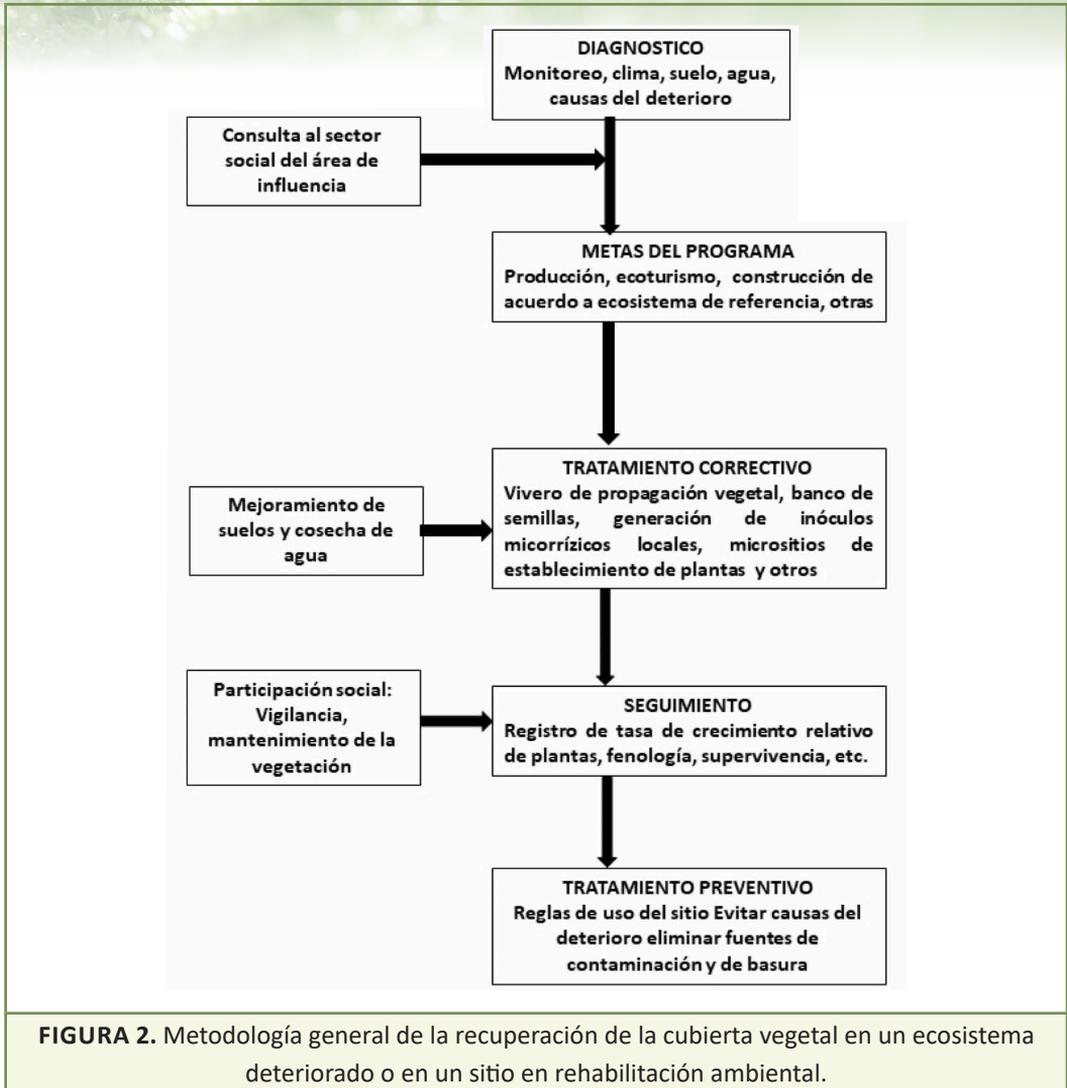
En la Figura 1 se presenta un esquema de la diferencia entre el establecimiento técnico de vegetación que requiere mantenimiento y un trabajo de restauración ecológica a nivel ecosistema, donde ya no hay mantenimiento pues el objetivo es lograr un sistema autosuficiente y cada vez más resiliente al seguir el proceso de sucesión ecológica. En el diseño de una restauración ecológica se deben aplicar principios de la ecología ecosistémica, mediante equilibrios entre

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

grupos funcionales, particularmente entre la productividad primaria debida a los vegetales en el caso de los ecosistemas terrestres y los consumidores incluyendo a los depredadores. La relación ecosistémica entre productores y consumidores es considerada como un balance de biomasa entre la tendencia “bottom-up”, debida a los productores primarios, y la tendencia “top-down” ejercida por los depredadores y consumidores. Este balance se ajusta continuamente para llegar a constituir un sistema de retroalimentación que alcance equilibrios estables, como normalmente ocurre en el sistema depredador-presa. Asimismo, las interacciones poblaciones de competencia, proto-cooperación y mutualismo se desarrollan y autorregulan durante la sucesión ecológica para llegar a constituir sistemas con creciente autonomía y resiliencia.



En la Figura 2 se presenta un esquema general de la metodología de la recuperación de la cubierta vegetal en un área determinada, la cual consiste en cinco pasos: 1) Diagnóstico, 2) Metas del programa, 3) Tratamiento correctivo, 4) Seguimiento y 5) Tratamiento correctivo.



En la metodología, lo recomendable desde el inicio, con los datos del diagnóstico del sitio, es establecer un mapa o croquis del uso actual del suelo, con topografía si es posible, donde se establezcan los rodales (áreas con el mismo tipo de uso del suelo), para tener el inventario de los recursos bióticos presentes, los componentes con algún deterioro, las posibles fuentes de contaminación, las áreas con vegetación nativa, las zonas con asentamientos humanos, la superficie

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

agropecuaria, el espacio artificializado (caminos, puentes, cableado eléctrico, etc.) y otros usos del suelo; a este mapa se le denomina “Antes”. Esta información permite dar paso al diseño del mapa de uso potencial del suelo, donde se delimita la superficie a rehabilitar y se establecen los rodales en los sitios donde se desea establecer la nueva cubierta vegetal, considerando mosaicos de plantas que constituyan ensambles con especies dominantes y complementarias; a este mapa se le denomina “Después”.

En la figura 3 se presenta una gráfica donde se ubican diferentes trabajos de manejo de ensambles de plantas como la naturación urbana, la rehabilitación de la vegetación en sitios deteriorados y el establecimiento de mosaicos vegetales. Esta secuencia se muestra bajo la dimensión del proceso sucesional en el eje de la abscisa y la autoorganización creciente, conforme se incrementa la estructuración de la comunidad vegetal, en el eje de la ordenada.

Se han hecho experimentos de exclusión de actividades antrópicas en sitios donde se ha eliminado la cubierta vegetal e incluso con erosión edáfica y si en los alrededores del sitio hay vegetación nativa, se presenta espontáneamente un proceso de sucesión vegetal donde inicialmente crecen plantas herbáceas anuales, después herbáceas perennes y con el tiempo se establecerán plantas leñosas arbustivas o arbóreas, en función del tipo de suelo y del clima local. Esto significa que las comunidades vegetales se autoorganizan y pueden llegar a equilibrios estables y resilientes. Por ello, el trabajo de los restauradores de la cubierta vegetal en sitios deteriorados puede enfocarse en promover una sucesión intermedia para orientar al sistema hacia una comunidad madura y con autonomía.

Asimismo, si los restauradores de la vegetación en un ambiente deteriorado tienen como meta establecer una comunidad madura, deben proporcionar al sistema las condiciones de suelo, biota edáfica y las especies clave de cada uno de los grupos funcionales: productores, herbívoros, consumidores y desintegradores, para que se alcancen equilibrios estables gracias a procesos de retroalimentación entre plantas y herbívoros, depredadores y presas, así como favorecer interacciones mutualistas como las que ocurren entre las plantas y otras especies como hongos micorrízicos, bacterias fijadoras de nitrógeno de vida libre, polinizadores, dispersores de semillas y hongos endófitos simbioses en hojas de los vegetales, entre otras.

Además, las plantas se desarrollan en ensambles diversos: manchones, mosaicos, subcomunidades (de herbáceas, por ejemplo), comunidades, paisajes, regiones y biomas. Esto significa que las plantas no se desarrollan de manera individual o como poblaciones únicas, sino que coexisten asociadas con otras especies y tienen una estructura supra-específica, donde hay plantas dominantes, codominantes, complementarias, marginales y raras entre otras. Para esta estructura se han postulado reglas de ensamblaje de los mosaicos vegetales, pero hace falta más investigación al respecto (Bastow Wilson, 1999).

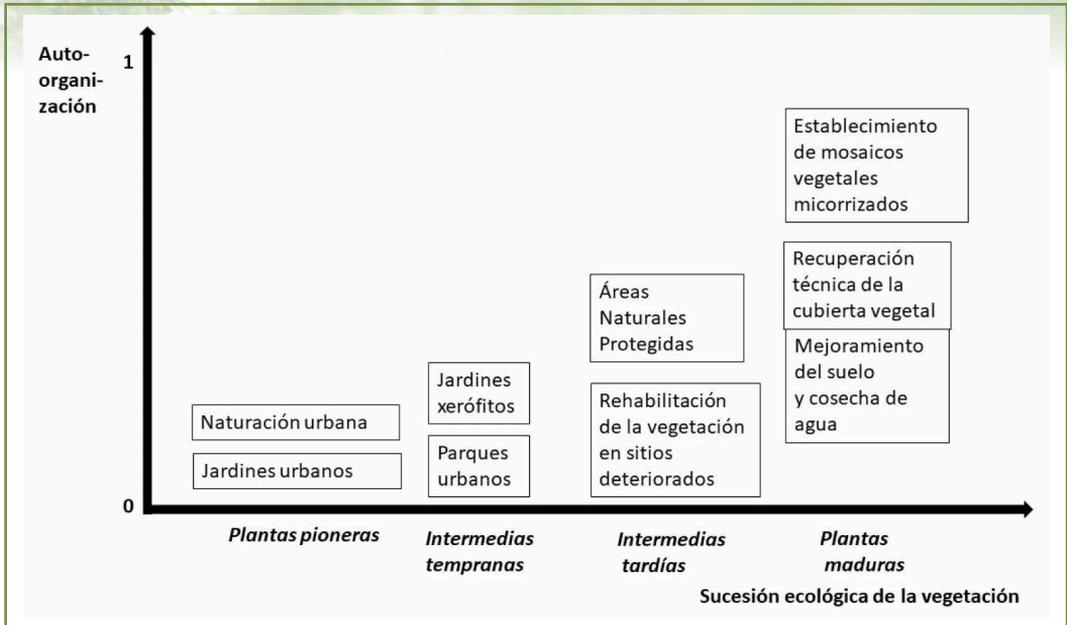


FIGURA 3. Fases sucesionales de la vegetación en programas de rehabilitación de la cubierta vegetal en sitios urbanos o en áreas silvestres.

En los mosaicos de vegetación naturales, las especies de plantas han coevolucionado para conformar unidades estructurales y funcionales, que tienden a aprovechar de manera óptima los recursos de uso común que son escasos y desarrollan mutualismos múltiples para compartir la presión de herbivoría, la atracción de polinizadores mediante la complementariedad de fases fenológicas de floración y el microclima de humedad por la evapotranspiración conjunta, entre otros (De-la-Rosa-Mera y Monroy-Ata. 2006). También, el mosaico vegetal tiende a aprovechar los recursos edáficos de manera eficiente vía la asociación con hongos micorrízicos, los cuales forman una red hifal que explora el suelo más allá de las raíces y que puede hacer minería de gránulos de arena o rocas para extraer minerales útiles a las plantas, los cuales intercambiarán por los carbohidratos que requiere el consorcio de hongos micorrízicos (Landeeweert *et al.*, 2001). En el caso de los hongos micorrízicos arbusculares, la red hifal puede conectar plantas de especies, géneros y familias diferentes (Kottke *et al.*, 2008).

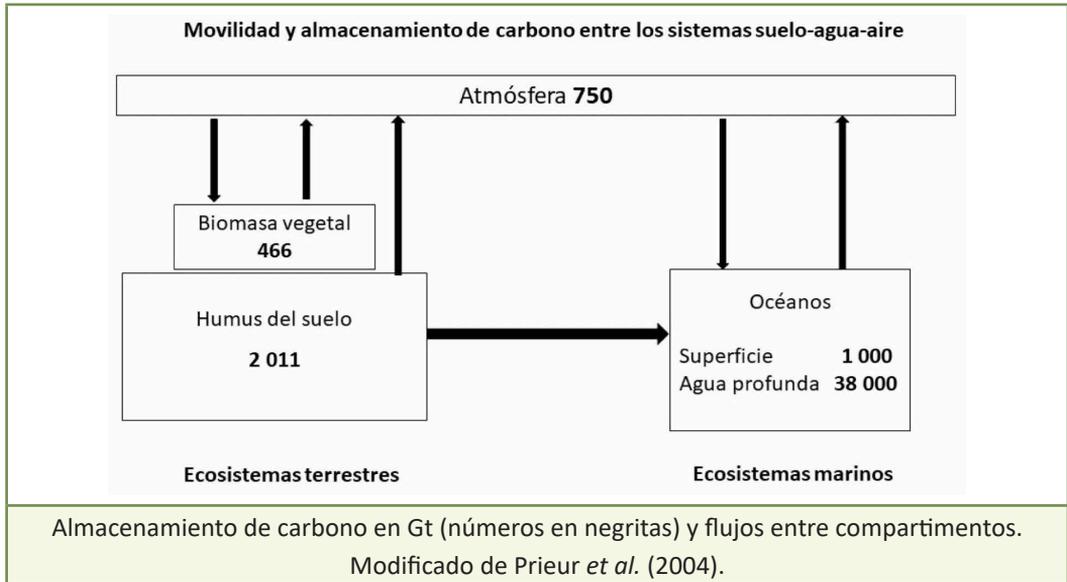
La recuperación de la cubierta vegetal como vía para una simbiosis sociedad–naturaleza

La Figura 4 muestra el balance global de carbono en la ecósfera en Gigatoneladas, así como los flujos de este elemento entre compartimentos. En el diagrama se aprecia que el principal reservorio de carbono en la parte terrestre es el suelo bajo la biomasa vegetal de los diferentes biomas y ecosistemas. Por ello, el desarrollo sustentable requiere de un mundo más verde y actualmente hay múltiples formas y programas de establecimiento vegetal en sus diferentes modalidades: naturación urbana y rural, reforestación, revegetación de ecosistemas riparios, fitorremediación de suelos contaminados, rehabilitación de la vegetación dañada por fuego, regeneración de la cubierta vegetal en sitios deteriorados, restauración ecológica de ecosistemas terrestres y de paisajes, recuperación del capital natural y otras. También hay ecotecnias y uso de tecnología para el establecimiento de vegetación como la hidrosiembra, el uso de geomallas, de geocostales, de mallas atrapanieblas, de reservorios hídricos en el suelo como las ollas de barro poco cocido y enterradas junto a las raíces de las plantas a establecer (Bainbridge, 2007).

El almacén de carbono del suelo de 2011 Gt, equivale a dos billones 11 mil millones de toneladas en la biomasa, necromasa, materia orgánica y humus del suelo. Por ejemplo, en ecosistemas semiáridos, la mayor parte de la biomasa vegetal se encuentra en el subsuelo, ya que el factor más limitante del desarrollo vegetal es el agua y las plantas compensan este limitante mediante raíces profundas, como las plantas freatofitas o muy ramificadas como algunos arbustos. Este almacén de carbono en el suelo se puede incrementar mediante programas de revegetación de sitios deteriorados a nivel global, lo cual facilitaría el secuestro de carbono atmosférico, el cual ha sido señalado como una de las causas del calentamiento global y de la polarización del clima que se vive en esta segunda década del siglo XXI.

La ecología del suelo es una disciplina que tiene una gran cantidad de tópicos por investigar y cuya comprensión facilitará las aplicaciones prácticas del sistema suelo-planta-agua, a fin de tener mejores protocolos de establecimiento vegetal en ambientes con escasez de recursos edáficos. Asimismo, es necesario profundizar en las reglas de ensamblaje de las comunidades vegetales y su relación con los herbívoros, para el diseño de mosaicos vegetales autosuficientes y resilientes en los diferentes ambientes donde se desee recuperar la cubierta vegetal. En este sentido, los restauradores de la cubierta vegetal deben conocer las especies clave y sus relaciones de retroalimentación, competencia y mutualismo con otras especies, como lo plantea Sean B. Carroll (2019) en su libro: *Las leyes del Serengeti*, donde analiza las leyes generales de regulación génica y su símil en el caso de las interacciones entre plantas, herbívoros y depredadores, además de comprender, al menos en parte, la economía de la naturaleza y la lógica de lo viviente. No obstante, la complejidad del mundo vivo sigue presente y la investigación ecosistémica es necesaria

para acortar la brecha entre teoría y práctica, en procesos de restauración ecológica de ambientes deteriorados o en el diseño de nuevos ecosistemas.



Conclusiones

Finalmente, se puede concluir que la restauración ecológica es una oportunidad, para la sociedad, de revertir el deterioro generado a los ecosistemas y a la biodiversidad. Se tiene el conocimiento básico y la tecnología para reconstruir ecosistemas dañados y recuperarlos con la autoorganización, autonomía y resiliencia necesarios para su desarrollo y evolución. Hacen falta especialistas en restauración y recursos económicos para financiar programas de rehabilitación ecológica a diferentes escalas y niveles. Las universidades tienen un papel importante en la formación de estudiantes a nivel licenciatura y posgrado.

Asimismo, la restauración ecológica también es un paso hacia adelante en la formación de una simbiosis de mutuo beneficio entre la sociedad y la biosfera, ya que, al contribuir al desarrollo de ecosistemas, áreas con vegetación y suelos almacenadores de carbono, se mitigará, en alguna medida, los efectos del calentamiento global. También, al aumentar la superficie terrestre con ecosistemas recuperados se estará incrementando el potencial de la biodiversidad para alcanzar

nuevos equilibrios en la relación grupos humanos-naturaleza y habrá una mayor cantidad de servicios ambientales de los ecosistemas, lo cual es necesario para una población humana creciente (en 2022 hay 7 800 millones de seres humanos). Así, la restauración ecológica es un camino para cambiar la visión depredadora de la humanidad hacia la naturaleza por una cosmovisión de simbiosis mutualista entre humanos y biosfera, de la cual el *Homo sapiens* es parte.

Agradecimientos

Se agradece a Yolanda Flores Estrada por la elaboración de las figuras 1-4, así como el financiamiento de la DAGPA, UNAM, mediante el proyecto PAPIIT con clave IN218121, para la realización de este documento.

Referencias

- Bainbridge, D.A. (2007) A guide for desert and dryland restoration. Society for Ecological Restoration International. Island Press. Washington, E.U.A., 391 pp.
- Bastow Wilson, J. (1999) Assembly rules in plant communities. En: Ecological Assembly Rules: Perspectives, advances, retreats. E. Weiher, P. Keddy (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, Inglaterra, pp: 130-164.
- Carrol. S.B. (2019) Las leyes del Serengeti. Penguin Random House Grupo Editorial, S.A. de C.V. Ciudad de México, México. 341 pp.
- De-la-Rosa-Mera, C. J., Monroy-Ata, A. (2006) Mosaicos de vegetación para la restauración ecológica de una zona semiárida. TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas, 9(2): 96-100.
- Jordan III, W.R., Gilpin, M.E., Aber, J.D. (1987) Restoration ecology: ecological restoration as a technique for basic research. En: Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research. W.R. Jordan III, M.E. Gilpin, J. D. Aber (eds.) Cambridge University Press. Cambridge, Inglaterra, pp: 3-21.
- Kottke, I., Haug, I., Setaro, S., Suárez, J. P., Weiß, M., Preußing, M., Nebel, M., Oberwinkler, F. (2008) Guilds of mycorrhizal fungi and their relation to trees, ericads, orchids and liverworts in a neotropical mountain rain forest. Basic and Applied Ecology, 9: 13-23.

- Landeweert, R., Hoffland, E., Finlay, R. D., Kuyper, T.W., van Breemen, N. (2001) Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. *TRENDS in Ecology & Evolution*. 16 (5): 248-254.
- Peterson, T., Tian, H., Martínez-Meyer, E., Sánchez-Cordero, V., Huntley, B. (2005) Modeling distributional shifts of individual species and biomes. En: *Climate change and biodiversity*. T.E. Lovejoy, L. Hannah (eds). Yale University Press. Ann Arbor, Michigan, E.U.A., pp: 211-228.
- Prieur, A., Bonnet, J.-F., Combarous, M. (2004) Les surfaces boisées à l'échelle de la planète: usages conjoints pour la séquestration du carbone et la production d'énergie. *C. R. Geoscience*. 336: 1323-1335.
- Society for Ecological Restoration (2004) *The SER International Primer on Ecological Restoration*. International Science & Policy Working Group. Tucson, E.U.A., 16 pp. www.ser.org
Consultado el 6 de junio de 2022.



Germoplasma de leguminosas para la restauración ecológica del Valle de Mezquital, Hidalgo, México

Rosalva García Sánchez
Ayerim Gloria López Hernández

Unidad de Investigación en Ecología Vegetal. FES Zaragoza UNAM.
correos-e: rosalsvags@unam.mx y ayerim_lopez@yahoo.com.mx

Resumen

El germoplasma de las especies vegetales representan la posibilidad de colonizar nuevos ambientes y la prevalencia de las poblaciones locales, son también el inicio de la restauración pasiva, las leguminosas son una familia botánica con mucho potencial para la restauración de los ecosistemas secos de México, en particular las arbóreas como: *Prosopis laevigata* y *Vachellia farnesiana* y arbustivas *Mimosa biuncifera*, *M. depauperata* y *M. lacerata*, las cuales en general producen semillas en densidades suficientes para saturar a los dispersores y favorecer el reclutamiento poblacional. En este trabajo se evaluó la calidad del germoplasma de cinco leguminosas silvestres mediante la prueba de viabilidad con sales de tretrazolio, y los porcentajes de germinación con tres tratamientos pre-germinativos (remojo en agua, calor-frio y escarificación mecánica), los resultados mostraron que semilla colectada estuvo dañada principalmente por coleópteros en rangos del 5 al 36 %, la viabilidad de fue alta (100% en *P. laevigata*) excepto para *M. biuncifera* con 40 %, los porcentajes de germinación sin ningún tratamiento pre-germinativo (testigo) estuvo muy cercano a los porcentajes de viabilidad, la germinación de todas las especies aumento significativamente con los diferentes tratamientos pre-germinativos, incluso por arriba de la viabilidad registrada, se concluye que la germinación de las leguminosas siguen dos patrones diferentes, las especies que presentan semillas grandes como *P. laevigata* y *V. farnesiana* tienen porcentajes altos de germinación y las especies con semillas pequeñas como las del género *Mimosa* se ven muy favorecidas con los tratamientos pre-germinativos.

Palabras clave: leguminosas, germinación, viabilidad, matorrales xerófilos.

Introducción

La restauración de los ecosistemas áridos debe ser prioritaria ante los escenarios de los cambios globales incluyendo el cambio climático que predice para estos ecosistemas temperaturas más altas y cambios en los patrones de precipitación, generalmente más estrechos (misma cantidad de precipitación, pero en menos días).

Los ecosistemas áridos (o desiertos) se extienden en todos los continentes entre los Trópicos de Cáncer y de Capricornio, se caracterizan por presentar poca vegetación resultado de la escasa precipitación y altas temperaturas, marcada estacionalidad climática y biológica, que aunado a las diferencias de temperatura entre el día y la noche han presionado a los organismos a especializarse para vivir exitosamente en estos ambientes. Además, en estos ecosistemas vive un tercio de la población humana. Dentro de las pocas alternativas que existen para mitigar el cambio climático esta la restauración de la cubierta vegetal de los diferentes ecosistemas desérticos (Escurra 2006, Valiente-Banuet y Verdú 2008).

La restauración ecológica entendida como el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido, con el fin de reconvertirlas en sitios funcionalmente parecidos a los ecosistemas previos a la perturbación, favorece la recuperación de los servicios ambientales y productos útiles para las sociedades humanas (SER 2004).

En México, los ecosistemas áridos ocupan un 60% del territorio, su alteración surgió con la colonización española, quienes introdujeron a estos ecosistemas animales como las cabras, los borregos y las reses transformando el paisaje natural por pastizales, áreas de cultivo y de vegetación secundaria. Uno de los desiertos más grandes del continente americano es el Desierto Chihuahuense, el cual se caracteriza por contener una amplia diversidad de cactáceas, la región más al sur de este desierto corresponde a la zona árida Hidalguense, donde ocurren diversos tipos de matorrales, una de las regiones áridas de Hidalgo es el Valle del Mezquital.

Los matorrales del Valle del Mezquital albergan una gran riqueza florística y biocultural que representan el capital natural para el desarrollo sustentable de los socioecosistemas de esta región. Los programas de restauración para esta región deben basarse en los fragmentos (o mosaicos) de vegetación natural que subsisten, en cualquiera de las técnicas empleadas para la inducir la restauración es recomendable utilizar un gran número de especies vegetales nativas con base en el conocimiento y reconocimiento de las especies a fin de favorecer mosaicos vegetales resilientes (García-Sánchez *et al.*, 2011, Monroy-Ata *et al.*, 2016).

Los estudios realizados en el Valle del Mezquital, muestran que la vegetación crece en mosaicos nucleados por especies leñosas como *Prosopis laevigata*, *Mimosa biuncifera* y *Opuntia*

streptacantha, además, sugieren que la muy acentuada estacionalidad (lluvias y secas) ejercen un fuerte impacto en la restauración natural (pasiva) o inducida; en la estación de lluvias se favorece el crecimiento de las especies leñosas juveniles y de la impresionante riqueza de herbáceas, si los patrones de lluvia se modifican, se puede reducir la producción de semillas y aumentar la mortalidad de juveniles, los microorganismos del suelo también alteran su metabolismo y reducen la tasa de mineralización de la materia orgánica (García-Sánchez *et al.*, 2011 y Chimal-Sánchez, *et al.*, 2015).

La restauración pasiva de la vegetación ocurre a partir de la dispersión de semillas, principalmente por el viento (en la época seca) y por aves, insectos y mamíferos en la época de lluvias. Muchas de las semillas son recursos muy valiosos para la supervivencia de los organismos del ecosistema por lo que no pasan al banco de semillas, existen altas tasas de depredación de semillas en los matorrales. Los propágulos que se incorporan al banco de semillas disponibles para la restauración del matorral corresponden a la reproducción anual y supranual de los mosaicos remanentes de vegetación natural y adyacente, además de las que son trasladadas a otros sitios mediante el paso por tracto digestivo de los mamíferos mayores. Las semillas de muchas especies del matorral pueden permanecer latentes durante años. Aunque las semillas de la mayoría de las especies leñosas y anuales germinan en la primera o segunda estación de lluvias después de su producción. Su latencia y tolerancia a la sequía puede considerarse como una estrategia de adaptación al medio y de supervivencia a la dispersión.

Hay otra importante fuente de propágulos para la restauración natural de los matorrales que son las estructuras de propagación vegetativa como los cladodios y fragmentos de las opuntias y cilindropuntias, los rizomas, estolones, tubérculos, hijuelos, chupones, etc. todos ellos presentes en las diferentes especies vegetales de estos matorrales. Cada tipo de matorral (espinoso, rosetófilo o crasicaule) tiene su propio grupo de especies residentes en densidades particulares que le da al matorral larga estabilidad temporal.

Antecedentes

Los matorrales del Valle del Mezquital están conformados por vegetación secundaria, donde las condiciones de humedad (≈ 550 mm anuales) y las condiciones específicas del suelo (Leptosol) no favorecen la presencia de extensas cubiertas vegetales. Las especies que habitan el matorral generalmente son arbustos espinosos de gran valor cultural y económico pues proveen de forraje de alta calidad para los animales, proporcionan sombra, leña, carbón y goma entre otros productos (Arzola, 2006). También son importantes desde el punto de vista ecológico, pues además de formar

islas de fertilidad pueden ser plantas nodrizas de diversas especies de cactáceas. Esto las convierte en plantas con un alto potencial para ser usadas en la restauración, pues generan condiciones ambientales propicias para el establecimiento de otras especies y con ello impulsan la sucesión ecológica, además, pueden generar mayor aceptación de los programas de restauración por parte de los pobladores de las comunidades rurales (Pavón *et al.*, 2011).

Las adaptaciones de estas plantas para establecerse y sobrevivir a condiciones desfavorables las hace aún más interesantes. En otros estudios se ha demostrado que especies de géneros como: *Vachellia*, *Mimosa* y *Prosopis* pueden germinar tanto a la sombra del dosel como en sitios con mayor luminosidad. Además, sus características de plantas fijadoras de nitrógeno les permite sobrevivir en suelos limitados en nutrientes, los bajos contenidos de fósforo del suelo lo resuelven formando simbiosis con los hongos micorrizógenos arbusculares, por lo que es frecuente en muchas de estas especies (Pavón *et al.*, 2011).

En las plantas, la semilla es la fase del ciclo biológico que está mejor adaptada para resistir las condiciones ambientales adversas (Thomson, 1997), por lo tanto, su función ecológica es proteger al embrión vivo de los ambientes desfavorables y favorecer la dispersión a nuevos hábitats, además de dar origen a un nuevo individuo en el que se manifieste la recombinación y variabilidad genética perpetuando la especie (Bonner, 1981, 1984; Grime *et al.*, 1981).

Una semilla es la estructura que se compone de un embrión con tejido nutritivo y una cubierta externa (Fig. 1), resultado de la reproducción sexual, lo que implica que el embrión formado tiene la capacidad de dar origen a un nuevo individuo cuando las condiciones ambientales son favorables, con ello se inicia el proceso de germinación (Reveles, 2014).

Durante la germinación de las semillas se distinguen tres etapas sucesivas:

Absorción de agua por imbibición, causando su hinchamiento y la ruptura final de la testa

El inicio de la actividad enzimática y del metabolismo respiratorio, translocación y asimilación de las reservas alimentarias en las regiones del crecimiento del embrión y el crecimiento y la división celular que provoca la emergencia de la radícula y posteriormente de la plúmula (Suárez y Melgarejo 2015).

La semilla mantiene en latencia al embrión hasta que se presenten las condiciones ambientales favorables para reiniciar el crecimiento embrionario, es decir la germinación que se inicia con la imbibición de agua por parte de la semilla y termina cuando emerge la radícula (Bewley y Black, 1994), momento en que morfológicamente el embrión es transformado en plántula, la cual ya no

depende del tejido de reserva (cotiledones) que sirvió para la supervivencia del embrión (Harper, 1977; Patiño, 1983; Mayer y Plojakoff-Mayber, 1989).

Para que la germinación inicie es necesario que la semilla ya haya madurado, esto ocurre cuando se ha completado la formación de las distintas estructuras que la forman y concluye cuando el embrión alcanza su máximo desarrollo, esta madurez morfológica suele alcanzarse sobre la planta madre, en el caso de muchas especies ocurre la dispersión antes de que la semilla alcance la madurez. Por otro lado, cuando las semillas son incapaces de germinar es porque presentan algún tipo de latencia y se requiere de cambios fisiológicos que no se manifiestan morfológicamente, pero son imprescindibles para que se produzca la germinación (Orozco-Segovia, 1999; Salisbury y Ross, 2000). Muchas de las semillas de leguminosas arbustivas presentan algún tipo de latencia y testas duras (McKell, 1989; Baskin y Baskin, 2001). El reclutamiento poblacional se basa en el éxito de la germinación, la cual expresa condiciones intrínsecas y ambientales a la semilla como:

Viabilidad de la semilla: Es la capacidad de germinar y originar plántulas normales en condiciones ambientales favorables. Se ve afectada por la temperatura y la humedad; las semillas expuestas a altas temperaturas y a alta humedad van perdiendo viabilidad. El embrión debe de estar vivo, teniendo un mínimo contenido de humedad y de actividad metabólica.

Humedad: El agua proporcionada a la semilla antes de que emerja la radícula es de vital importancia ya que puede afectar tanto el porcentaje como la tasa de germinación, las semillas que contienen menos del 40 al 60 % de agua no germinan, esto con base en el peso fresco. La mayoría germina mejor cuando el contenido de humedad del suelo está cerca de la capacidad de campo (CC), algunas especies tienen semillas que pueden germinar aun cuando el contenido de agua del suelo este cerca del punto de marchitamiento permanente (PMP) (Hartman *et al.*, 2002; Cronquist, 2007). Sin embargo, la germinación de algunas semillas con latencia es inhibida con bajos contenidos de humedad, estas semillas contienen inhibidores que requieren ser lixiviados con altos contenidos de humedad (Rolston, 1978; Peretti, 1994 y Lambers *et al.*, 1998).

Temperatura: Existen tres puntos de temperatura que son: la mínima, la máxima y la óptima, los cuales varían en cada una de las diferentes especies que existen (Mayer y Plojakoff-Mayber, 1989), en cualquier especie existe un máximo y un mínimo de temperatura en los cuales la germinación no ocurre. La temperatura óptima para la germinación varía de acuerdo con las especies y queda en el rango en el cual se obtiene el mayor porcentaje de plántulas con la mayor velocidad de germinación por lo tanto la temperatura óptima para las semillas que no se presentan latencia es de 25° a 30°C (Bewley y Black 1994; Baskin y Baskin, 2001).

Oxígeno: En ocasiones se requiere que la semilla, tenga suficiente oxígeno y una composición gaseosa similar a la primera capa de la biosfera (Ballard, 1964; Amen, 1968; Moreno, 1984). Un intercambio continuo de gases entre el medio de germinación y el embrión es básico para la germinación. El O_2 es esencial para el proceso de respiración de las semillas durante la germinación; la absorción del O_2 puede medirse poco tiempo después de que inicie la absorción del agua, por lo que la tasa de absorción de O_2 es un indicador del avance de la germinación y se ha sugerido como una medida del vigor de la semilla (William, 1991; Hartman *et al.*, 2002).

Luz: Este factor afecta la germinación de las semillas de diferentes especies vegetales, ya que en algunas especies la germinación es estimulada por la luz, y en un grupo más reducido de especies la germinación es inhibida (Delouche, 1964; Orozco-Segovia y Vázquez-Yañez 1989). Las semillas sensibles a la luz a menudo son pequeñas y por lo tanto, su germinación es favorecida estando cerca de la superficie del suelo, de manera que las plántulas pueden emerger con rapidez e iniciar la fotosíntesis, mientras que las semillas que no son sensibles a la luz a menudo son grandes y su germinación es favorecida estando lejos de la superficie del suelo, de manera que las plántulas pueden emerger con rapidez e iniciar la fotosíntesis (Besnier, 1989). Las plantas que producen semillas que son inhibidas por la luz tienden a encontrarse en ambientes semidesérticos o desérticos en donde la supervivencia de las plántulas se incrementa si sus semillas germinan a profundidades del suelo algo mayores, donde hay menos temperatura y más humedad (Greulich y Adams, 1990; William, 1991 y Peretiti, 1994).

Latencia: Las semillas que tienen latencia que es el estado fisiológico durante el cual el embrión de una semilla no crece, ni germinan, aun cuando las condiciones ambientales sean favorables para su germinación, el período de latencia varía de acuerdo con la especie y a las condiciones ambientales (Harrington, 1972). La latencia puede deberse a factores como las cubiertas impermeables, un embrión inmaduro o rudimentario (Weaver, 1990), la presencia de inhibidores, los cuales pueden actuar solos o combinados. Una de las causas principales que inducen a la latencia es la baja concentración de promotores de crecimiento o bien la presencia de inhibidores en altas concentraciones las cuales inhiben el proceso de germinación (Delouche, 1964); estos inhibidores se localizan en los tegumentos y se generan durante el desarrollo del fruto y de la semilla, se acumulan principalmente en el fruto, en el embrión y la cubierta de la semilla (Amen, 1968). La otra causa es la cubierta dura e impermeable, la cual constituye la causa principal de la latencia y puede presentarse de tres formas: cubiertas duras e impermeables a gases y cubiertas que impiden la exposición mecánica del embrión (Stelferud, 1961; Gómez, 1982).

Las semillas de algunas plantas tienen cubiertas resistentes que impiden que el embrión se expanda como en algunas leguminosas, otras son cubiertas impermeables al agua como

por ejemplo en *Melilotus* y otras son impermeables al oxígeno como por ejemplo *Xanthium* (Bhojwani y Bhatnagar, 1979). La latencia de las semillas por cubiertas duras ocurre en especies adaptadas a la alternancia de estaciones de secas y lluvias, o en especies que requieren de luz para germinar, evitando así que el proceso se desarrolle cuando las semillas están enterradas profundamente o en ambientes sombreados por otras plantas, esto se presenta en especies del género *Prosopis*, por lo que las fluctuaciones diurnas o estacionales del ambiente rompen la latencia.

Longevidad: La calidad de las semillas está determinada por el vigor de las semillas y de las plántulas, en general la vida media de una semilla se sitúa entre los 5 y 25 años. Una semilla será más longeva cuando más lento sea su metabolismo; esto se puede conseguir bajando la temperatura y /o deshidratando la semilla, por ejemplo las bajas temperaturas dan lugar a un metabolismo mucho más lento, por lo que las semillas conservadas en estas condiciones más tiempo que las conservadas a temperatura ambiente, de igual forma las semillas que son deshidratadas se conservan más que las que son conservadas con humedad normal; la desecación tiene un límite por debajo del 2 al 5% de humedad. Al igual que todos los seres vivos las semillas sufren un proceso de envejecimiento el cual culmina con su muerte.

Asimismo, algunos cambios fisiológicos que sufren la semilla durante su almacenamiento se producen en los tejidos celulares y pueden estar asociados al envejecimiento fisiológico como la pérdida de reservas nutritivas a causa de la respiración y a la acumulación de subproductos tóxicos de la respiración o inhibidores del crecimiento, la pérdida de actividad enzimática, la pérdida de moléculas protoplasmáticas activas en la rehidratación de proteínas desecadas, así como el deterioro de las membranas semipermeables e incluso la oxidación de lípidos que producen radicales libres que dañan o alteran el ADN del núcleo celular y que pueden producir mutaciones genéticas o daños fisiológicos (Salisbury y Ross, 2000; Willan, 1991).

La longevidad de las semillas almacenadas se ve influenciada por la temperatura, humedad y presión del oxígeno atmosférico. Un contenido bajo de humedad, una temperatura baja y una presión de oxígeno baja en las semillas y diferentes a las condiciones de almacenamiento favorecen la longevidad (Jiménez y Castillo 1990). En general las plantas vasculares cuentan con dos tipos de semillas: las ortodoxas y recalcitrantes (Willan, 1991). Las semillas ortodoxas tienen bajo contenido de humedad, alrededor de un 5%, por ello pueden almacenarse a temperaturas bajas, incluso inferiores a 0°C durante largo tiempo. Muchas semillas de climas áridos y semiáridos se caracterizan por una larga vida, aquí se incluyen algunas especies de la subfamilia Mimosaceae (Baskin y Baskin, 1998). Sin embargo, bajo condiciones naturales la longevidad no suele ser tan larga como en condiciones artificiales (Orozco-Almanza *et al.*, 2003).

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Las semillas recalcitrantes no pueden vivir sin un contenido de humedad relativamente alto (entre el 20 y 50% de su peso húmedo), por ello no toleran el almacenamiento durante largos períodos, estas semillas son típicas de ambientes tropicales. La germinación de especies de zonas áridas es difícil ya que existen mecanismos que regulan la germinación, entre ellos destaca la latencia Khan (1980) menciona que la latencia varía según la latitud, la procedencia y también de un año a otro en semillas producidas del mismo progenitor. Existe también la latencia diferencial dentro de la misma especie y lote, de manera que la germinación se escalona a lo largo de un período de tiempo prolongado. La latencia diferencial y la germinación escalonada son una forma de protección frente al riesgo de que la cosecha entera de semillas sea destruida por una sola catástrofe climática o por una sola plaga (Cozzo, 1976; Supr y Barnes, 1982; Baskin y Baskin, 1998). En forma natural, diversos factores externos pueden actuar con mayor o menor rapidez para poner fin a la latencia de las semillas con cubiertas impermeables, entre estos factores figuran la alternancia de calor y frío, la alternancia de condiciones húmedas y secas, el fuego y la actividad de la micro y mesofauna del suelo como hongos, termitas y otros insectos. La latencia que se debe a la inmadurez del embrión se interrumpe cuando este dispone del tiempo y las condiciones necesarias para madurar tras la caída de la semilla (Bewley y Black, 1994; Camacho, 1994).

Bajo condiciones naturales, las semillas con cubiertas impermeables o muy fuertes, no pueden germinar hasta la cubierta se ha ablandado, el ablandamiento puede resultar de la acción de la descomposición parcial al pasar por tracto digestivo de algún animal, de cambios en la estructura coloidal de las paredes celulares causadas por el humedecimiento y el secado repetido, por la ruptura mecánica de las células por congelamiento y deshielo, por fricción durante el rodamiento o por cualquier proceso artificial para acelerar el proceso germinativo como el empleo de soluciones químicas (Cronquist, 1977).

El establecimiento de nuevas plántulas o individuos juveniles es uno de los estados más críticos del ciclo de vida de las plantas, por ejemplo las semillas de plantas herbáceas y anuales generalmente tienen pocas reservas por lo que es una etapa muy vulnerable ya que cualquier daño conduce a la muerte de la plántula; en las especies perenes arbustivas y arbóreas generalmente sus semillas presentan mayores reservas, lo que les permite un rápido crecimiento y mayor capacidad para reparar los daños, y que no afecten el embrión. El establecimiento es exitoso cuando la planta logra desarrollar un sistema de raíces adecuado lo suficientemente profundo y lateral para obtener agua y nutrimentos a una tasa igual o mayor a la requerida por la plántula, esta ventaja se relaciona con el tamaño de la semilla (Baskin, y Baskin 1977). Para las plantas que viven en ambientes impredecibles, como en el caso de las zonas áridas y semiáridas, es favorable tener semillas pequeñas con una amplia dispersión, no se requieren producir semillas grandes, con ello, se reduce la competencia entre las plantas de los parches (Sánchez *et al.*, 2010).

En este trabajo el objetivo fue evaluar la morfología, viabilidad y germinación de cinco leguminosas *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn., *Mimosa depauperata* Benth, *Mimosa lacerata* Rose, *Mimosa biuncifera* Benth y *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex. Willd.) M.C. Johnst.

Métodos

Caracterización morfológica del germoplasma

Se evaluó el número de semillas por fruto para cada especie, para ello se utilizaron 100 frutos maduros. Se evaluó el porcentaje de semillas sanas y parasitadas se utilizaron 5 lotes de 100 semillas de cada especie. En cada lote se separaron las semillas sanas de las parasitadas por insectos, se cuantificó el porcentaje de cada una de ellas, siguiendo la metodología propuesta por Orozco-Almanza (2003). Se obtuvo el peso promedio de la semillas de cada especie, para ello se utilizaron 100 semillas de cada especie y se pesaron una por una en una balanza analítica (precisión +,- 0.1 mg). El tamaño de la semilla se obtuvo midiendo con un vernier 100 semillas de cada especie, se midió la longitud, el grosor y ancho (Orozco-Almanza, 2003).

Pruebas de viabilidad, se trabajó con cuatro lotes de 100 semillas colocadas en cajas Petri con solución de azul de tretrazolio al 1%. Este es un método bioquímico en el cual se evalúa la reacción química de las enzimas que participan en la respiración de las semillas, con el indicador 2,3,5 cloruro de trifeníl tetrazolio (que inicialmente es incoloro) y participa en la reacción de los tejidos del embrión, toma coloración rojiza, que indica que las partes del embrión realiza la respiración indicando la viabilidad de la semilla.

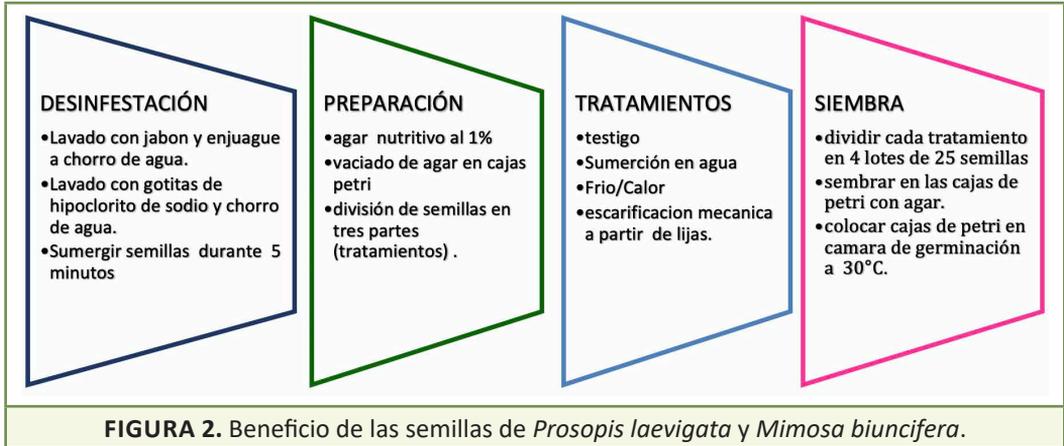
Pruebas de germinación, se utilizaron cuatro lotes de 25 semillas de cada especie las cuales se desinfestaron y lavaron para que estuviera libre de hongos y bacterias, fueron sometidas a tres tratamientos (Fig.1).

Se realizó la prueba de remojo de semillas con el fin de reblandecer la testa, para ello se colocan en una caja Petri con una cama de papel filtro cubriendo las semillas, formando un ambiente saturado de humedad, el tiempo de remojo varió de 24 a 72 horas, dependiendo de la especie, tipo y grosor de testa (Karssen, 1981).

Otro de los tratamientos aplicados a las semillas fue la escarificación de lado opuesto al rafe, a partir de tres formas de escarificación de acuerdo con el grosor de la testa, en testas delgadas basto el uso de la lija de agua, en semillas más gruesas se utilizó una lima metálica

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

y en *Vachellia* se empleó un bisturí. Algunas semillas tenían los embriones dañados, esto se manifestó con la escarificación.



Después de se preparó un medio de cultivo de agar-agar, se colocó 35 mililitros por caja, una capa delgada del agar y encima se colocaron las semillas. La germinación se evaluó diariamente, se consideró una semilla germinada cuando la radícula presentó más de 1mm de longitud. El porcentaje de germinación se evaluó de acuerdo con Harman *et al.*, (2002).

Resultados y Discusión

Caracterización del germoplasma de las leguminosas

Las cinco especies bajo estudio presentan variación en el número promedio de semillas por fruto. *Prosopis laevigata* presentó la mayor variación 8 a 25 semillas por fruto, mientras que en *Mimosa biuncifera* la variación fue menor de 4 a 8 semillas/fruto (Fig.2).

El número de semillas es un factor que puede afectar al establecimiento vegetal, ya que por ejemplo las especies de zonas semiáridas en este caso los gatuños (*Mimosa*), huizache (*Vachellia*) y mezquite (*Prosopis*) producen miles de semillas las cuales solo un porcentaje muy bajo de ellas consiguen establecerse.



FIGURA 2. Beneficio de las semillas de *Prosopis laevigata* y *Mimosa biuncifera*.

Así, la cantidad de semillas puede estar determinada por la posición que tienen los frutos de cada individuo y por calidad de nutrientes que la planta madre canaliza a los brotes florales, además del genotipo que esta posee y las condiciones ambientales del hábitat donde crecen (Harper, 1997).

Porcentaje de semillas depredadas

Las semillas de *Vachellia farnesiana* presentaron 36% de daños por insecto, *Prosopis laevigata* 18%, *Mimosa biuncifera* 16%, *M. lacerata* 25% y *M. depauperata* 5% las semillas más depredadas fueron las de *Vachellia farnesiana* y *Mimosa lacerata*, la menos depredada la semilla de *M. depauperata*. En el lote estudiado se observó que el daño a las semillas debido a coleópteros en

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

V. farnesiana y *M. lacerata*, fueron dos veces más que en la semilla de *P. laevigata* y *M. biuncifera* y cuatro o cinco veces más que el daño sufrido en semillas de *M. depauperata*. Por otro lado, se reporta en la literatura que los coleópteros de la familia *Bruchidae* son los que atacan las vainas de estas leguminosas (Kingsolver, 1986). Las especies de brúquidos que atacan a las semillas de *M. biuncifera* son *Stator mexicanus*, *S. chihuahua* y *S. pruininus* (Camargo-Ricalde *et al.*, 1997) y *Acanthosclides chiricahuae* (Hetz y Johnson, 1988). Las semillas son atacadas por brúquidos en la etapa adulta de la planta, durante la floración los escarabajos ponen huevos sobre las flores, y cuando estas maduran a frutos, las larvas completan su desarrollo en el interior de las semillas, por lo que, aunque aparentemente la semilla está sana, al someterla a algún pre-tratamiento la larva se incomoda y se manifiesta.

En el cuadro 1 se presentan las características promedio de las variables morfológicas medidas en los lotes de las cinco especies de leguminosas. Destacan las características de *Prosopis laevigata* que es la semilla más grande (largo y ancho), le siguió *Vachellia farnesiana*, donde su semilla presenta un tamaño similar a las de *Prosopis*, pero tiene mayor grosor. Las mimosas presentaron semillas más pequeñas, de ellas *Mimosa biuncifera* presentó las semillas más largas, pero *Mimosa depauperata* las más pesadas, finalmente *Mimosa lacerata* presentó las semillas más pequeñas.

CUADRO 1. Características morfológicas promedio de las semillas (n =100).

Características de las semillas	<i>Vachellia farnesiana</i>	<i>Mimosa depauperata</i>	<i>Mimosa lacerata</i>	<i>Mimosa biuncifera</i>	<i>Prosopis laevigata</i>
Longitud (mm)	6.58	3.22	0.139	4.70	6.94
Ancho (mm)	4.23	2.84	0.102	2.67	4.61
Grosor (mm)	3.96	2.82	0.075	1.43	2.56
Peso (g)	0.089	0.018	0.012	0.009	0.048

El tamaño de la semilla se asocia con la depredación, dispersión y éxito en el establecimiento. Janzen (1970) observó que las plantas como las leguminosas tienen dos estrategias para colonizar, una es producir el mayor número de semillas pequeñas con suministro de alimento limitado para la germinación de plántulas y producir un número pequeño de semillas grandes con buenas reservas de alimento para que las plántulas germinen y puedan establecerse exitosamente.

La secuencia de tamaños de semillas revisadas fue la siguiente:

Mimosa lacerata* < *M. depauperata* < *M. biuncifera* < *P. laevigata* < *V. farnesiana

El patrón para los lotes de semillas de la misma especie presenta distribución normal, dentro de cada vaina presentan diferencias de tamaño comenzando desde el centro hacia los extremos de grandes a chicas por lo que presentan muchas semillas chicas y pocas grandes, este patrón se refleja en los lotes totales donde hay un tamaño promedio de semilla para cada especie y a los extremos las semillas chicas grandes.

Lo anterior está directamente relacionado con las características de los hábitats donde estas especies crecen, en los matorrales xerófilos donde la dispersión amplia es esencial para la localización de sitios seguros que proporcionen mejores condiciones de humedad y nutrimentos es donde las semillas pequeñas tiene más éxito, en estos sitios, además, no existen competencia entre vecinos tan fuerte como ocurre en los doseles cerrados donde las semillas de mayor tamaño juegan un papel importante en la producción de plántulas más grandes con una tasa alta de competitividad ambiental (Fenner, 1986; Jurado y Westoby, 1992; Westoby, *et al.* 1992).

MacKell (1989) encontró una correlación positiva entre el tamaño de la semilla y el vigor de la plántula en la fase temprana del establecimiento, bajo condiciones de campo, el tamaño del endospermo es determinante en el establecimiento de una especie. Las semillas de mayor tamaño que contienen embriones grandes con elevadas cantidades de reserva almacenadas pueden producir plántulas más vigorosas capaces de sobrevivir en ambientes de alta competencia, en este caso las semillas de *Vachellia farnesiana* y *Prosopis laevigata* presentaron semillas grandes que pueden generar plántulas vigorosas, ambas son especies arbóreas lo que sugiere que esta es la mejor estrategia para ellas. Las tres especies del género *Mimosa* son especies arbustivas y sus semillas son pequeñas, por lo que sus plántulas son pequeñas y su capacidad de supervivencia es menor. Posiblemente las especies de *Mimosa* presenta la estrategia reproductiva basada en la producción de un número abundante de semillas pequeñas que favorecen la dispersión (estrategia "r"). Baskin y Baskin (1998) mencionan que las semillas pequeñas son características de especies que tienen bancos de semillas latentes y persistentes en el suelo. El tamaño de las semillas puede facilitar el enterramiento, así mismo la reducción en el tamaño de semilla se ha asociado con mayor dispersión y depredación (Deubemire, 1988; Martínez-Orea *et al.*, 2009).

Prueba de viabilidad

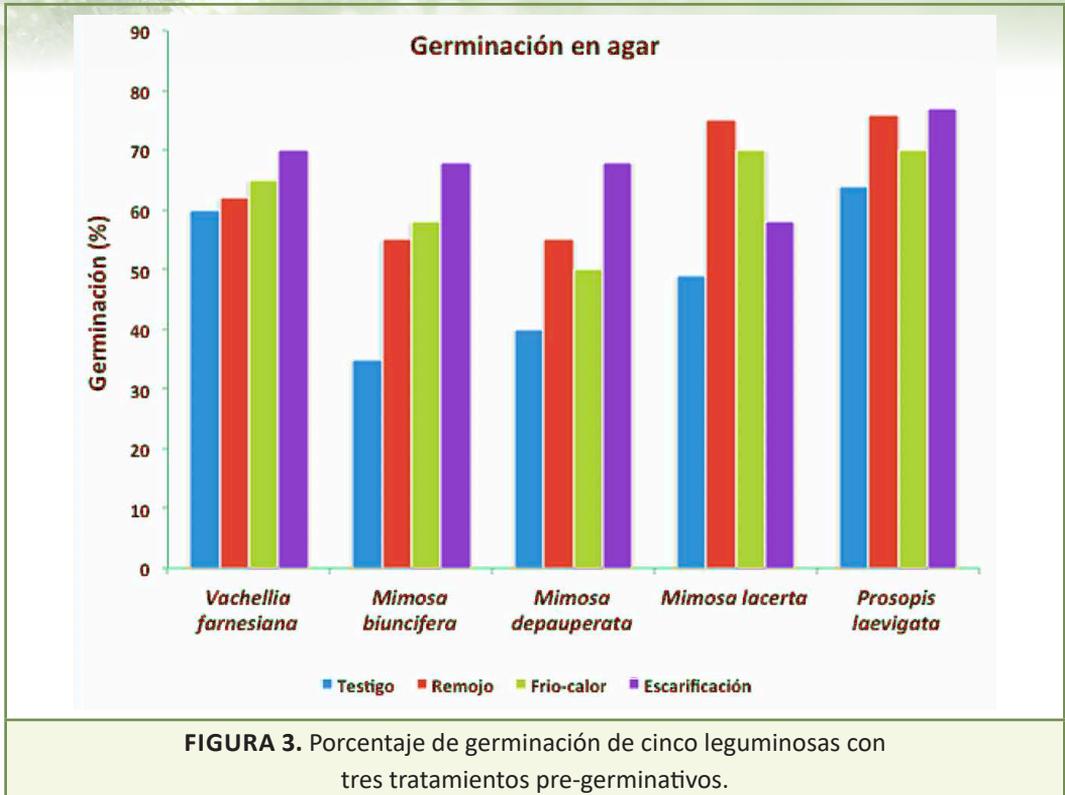
La viabilidad de las semillas de las leguminosas silvestres estudiadas fue alta en *Prosopis laevigata*, y buena ya que fue mayor al 50 % en *M. depauperata* y *M. lacerata*, mientras que en *V. farnesiana* y *M. biuncifera* fue del 50 y 40 % que son valores bajos. El tiempo que requirió la prueba de germinación fue diferente, de 30 minutos en *P. laevigata*, de 24 horas en *M. depauperata* y *M. lacerata* y de 72 h. *V. farnesiana* y *M. biuncifera* son las especies que presentaron los menores porcentajes de viabilidad, pero no presentaron necrosis o daño de los cotiledones, la viabilidad fue alta, lo que sugiere que la capacidad de germinar es alta y puedan originar plántulas vigorosas en condiciones ambientales como las de los matorrales secos (Cuadro 2).

CUADRO 2. Porcentaje de viabilidad de semillas de cinco leguminosas.

Especie	# de semillas	Tiempo de la prueba horas	Viabilidad %
<i>Vachellia farnesiana</i>	100	72	60
<i>Mimosa biuncifera</i>	100	72	40
<i>Mimosa depauperata</i>	100	24	75
<i>Mimosa lacerata</i>	100	24	60
<i>Prosopis laevigata</i>	100	0.5	100

Germinación de semillas

Las pruebas de germinación se muestran en la figura 3. Todos los tratamientos mostraron mayores valores que los testigos, sin embargo, la respuesta fue diferente para cada especie. Las especies: *Vachellia farnesiana*, *Mimosa depauperata* y *M. lacerata* presentaron mayor porcentaje de germinación con todos los tratamientos de escarificación, mientras que las semillas de *Mimosa biuncifera* y *Prosopis laevigata* germinaron mejor con el tratamiento remojo en agua. *Vachellia farnesiana* mantuvo porcentajes de germinación muy parecidos entre todos sus tratamientos y por arriba del 50 % (Figura 3).



El máximo porcentaje de germinación alcanzado por cada especie sin considerar los tratamientos. La gráfica muestra que *Prosopis laevigata* es la especie con mayor porcentaje de germinación siguiéndole *Mimosa lacerta* y *M. depauperata* y con porcentajes parecidos esta *Vachellia farnesiana*, mientras que *Mimosa biuncifera* tuvo los porcentajes de germinación más bajos.

La germinación representa la posibilidad de que la plántula pueda desarrollarse con normalidad y se favorezca su establecimiento, los patrones de germinación son muy importantes en las especies silvestres como las consideradas en este trabajo porque al crecer en ambientes estacionales e impredecibles la semilla es la estructura que representa la posibilidad de supervivencia de las especies, que puedan permanecer en los bancos de semillas conservando su capacidad de germinación, o reclutar nuevos individuos en la población.

Conclusiones

Las leguminosas *Vachellia farnesiana*, *Mimosa depauperata*, *Mimosa biuncifera*, *Mimosa lacerata* y *Prosopis laevigata* mostraron semillas morfológicamente diferentes en términos de tamaño y peso.

Los estudios de germinación son básicos para la reintroducción de especies, en este caso las diferentes pruebas de germinación mostraron que las semillas presentan diferentes patrones de germinación.

La secuencia en las pruebas de germinación es la siguiente: *Prosopis*>*Mimosa*>*Vachellia*.

Referencias

- Amen, D. R. (1968) Analysis models of seed dormancy the botanical review. The New York. Botanical Garden. Bronx. N.Y. 34 (1): 1-31.
- Arzola, A., Castillo, E., Valles, B. y J. Jarillo (2006). Establecimiento sin labranza de *Arachis pintoi* y *Pueraria phaseoloides* en pastures nativas. Pasturas tropicales 19: 51-55.
- Ballard, L. A. T. (1964) Germination in Grasses and Grasslands (ed. C. Bernad), London: Macmillan. 73-88.
- Baskin, C.C. y Baskin (2001) Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination. Academic Press. London, E.U.A.
- Besnier, R. F. (1989). Semillas: Biología y Tecnología. Ediciones Mundi-Prensa. España. 637 pp.
- Bewley J.D. y Black M. (1994). Seeds, Physiology of Development and Germination. Plenum Press, New York, London. 420 pp.
- Bhojwani, S. S. y Bhatnagar, S. P. (1979) The embryology of angiosperms. 3ª. Ed. Vikas Publishing House. New Delhi, India.
- Camargo-Ricalde, S. L. (1997) Aspectos de la biología del tepezcohuite *Mimosa tenuiflora*, Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias. UNAM. México.
- Chimal-Sánchez, E., García-Sánchez, R y Hernández-Cuevas, L. V. 2015. Gran riqueza de hongos micorrizógenos arbusculares en el Valle del Mezquital, Hgo. México. Revista Mexicana de Micología 41: 15-26.

- Cozzo, D. 1976. Tecnología de la forestación en Argentina y América latina. Ed Hemisferio Sur. Buenos Aires, Argentina.
- Cronquist, A. 1977. Introducción a la Botánica. Ed. Continental. México.
- Delouche, J. C. (1964). Proceedings seed maturation, observations on seed deterioration. Seed technology laboratory. Mississippi State University, Short Course for Seeds man. 103-10.
- Ezcurra, E. 2006. Global deserts outlook. Natural history Museum. San Diego, USA.
- Fenner, M. (1986). The allocation of minerals to seeds in *Senecio vulgaris* plants subjected to nutrient shortage. *The Journal of Ecology*, 385-392.
- García-Sánchez, R., Camargo-Ricalde, S.L., García-Moya, E., Luna-Cavazos, M., Romero-Manzanares, A. y Montaña, N.M. 2011. *Prosopis laevigata* and *Mimosa biuncifera* (Leguminosae) jointly influence plant diversity and soil fertility of a Mexican semiarid ecosystem. *Rev. Biol. Trop.* 60: 1-17.
- Gómez, F. M. (1982). Latencia, germinación, inhibición y estimulación. Asociación Colombiana de productores de semillas "Acosemillas"
- Greulach, V.A. y Adams, J. E. (1990). Las plantas. Introducción a la botánica moderna, Ed. Limusa, México. 424-425. Pp.
- Grime, J.P., G Meason, A. V. Curtis, J. Rodean, S.R. Band; M.A. Mowforth, A. M. Nealy y S. Shaw (1981) A Comparative study of germination characteristics in local flora. *Journal of Ecology* 69: 1017-1059.
- Harper, J. L. 1977. Population Biology of Plants. Academic Press. New York. 872 pp
- Harrington, J. F. (1972). Seed Biology. Academic Press. London. New York.
- Hartman, H. T., Kester, E. D., Davies F. T. Jr. y Geneve R. L. (2002) Plant propagation: principles and practices. 7ª Ed. Prentice Hall. Saddle. New Jersey. 880. Pp
- Hess, D. (1980). Fisiología vegetal. Ed. Omega. Barcelona.
- Hetz, M., y Johnson, C. D. (1988). Hymenopterous parasites of some bruchid beetles of North and Central America. *Journal of Stored Products Research* 24: 131-143.
- [https://mailto: victoria.sosa@inecol.edu.mx/](mailto:victoria.sosa@inecol.edu.mx)
- Janzen, D. H. (1970). Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104: 501-528.
- Jiménez, C. J. M. y Castillo, L. C. (1990). Caracterización de 33 especies forestales tropicales. In memoria del Taller Internacional sobre investigación en silvicultura y manejo de selvas. SARH. INIFAP. COFAN. C.E. "Ing. Eduardo Sangri Serrano". México. Pub. No. 6:122-137 pp.

- Jurado, E. y Westoby, M. (1992). Seedling growth in relation to seed size among species of arid Australia. *Journal of Ecology*, 407-416.
- Karssen, C (1981) Environmental conditions and endogenous mechanisms involved in secondary dormancy of seeds. *Israel Journal Botanical*. 19:45-64.
- Khan, A. A (1980). The physiology and biochemistry of seed dormancy and germination. 2nd. Ed. North-Holland. Publishing. Company Amsterdam. 447pp.
- Kingsolver, R. W. (1986). Vegetative reproduction as a stabilizing feature of the population dynamics of *Yucca glauca*. *Oecologia*, 69(3), 380-387.
- Lambers, H., Chapin, F. y Pons, T. (1998). *Plant physiological ecology*. Springer- Verlag. New York. 540. pp.
- Mayer, A. M. y A Plojakoff-Mayber (1989). The germination of seed. Ed. Pergamon Press. Israel, Jerusalén 270 pp.
- McKell, C. M. (1989). Shrub palatability. The biology and utilization of shrubs 267-282.
- Monroy-Ata, A., Peña-Becerril, J. C. y García-Díaz, M. (2016). Mycorrhizal symbiosis organization of dominant tree *Prosopis laevigata* (mesquite) in a Xeric Shrub. In: *Recent Advances on Mycorrhizal Fungi*. Pagano, C. M (ed.). Springer.
- Moreno, M. E. (1984). Análisis físico y biológico de semillas agrícolas. Instituto de Biología de la UNAM. 103-106 pp.
- Martínez-Orea, Y., Castillo-Argüero, S. y Guadarrama-Chávez, P. (2009). La dispersión de frutos y semillas y la dinámica de comunidades. *Ciencias*, 96 (096).
- Orozco-Segovia, A. (1999) Procesos ecofisiológicos que intervienen en la germinación de semillas de especies tropicales. Papel de los fitocromos. En Orellana, R., Escamilla, J.A. y Larqué-Saavedra, A. (eds). *Ecofisiología vegetal y conservación de los recursos genéticos*. 59-66. Pp. CICY. Mérida, Yucatán.
- Orozco-Almanza M. S., Ponce de León García, L., Grether, R., García Moya E. (2003). Germination of four species of the genus *Mimosa* (leguminous) in a semi-arid zone of Central México. *Journal of Arid Environments* 55:75-92.
- Orozco-Segovia, A. y C. Vásquez-Yáñez. (1989). Light effect on seed germination in *Piper* L. *Acta Oecologica* 10: 123-146.
- Patiño (1983). Guía para la Recolección y Manejo de Semillas de Especies Forestales. Inst. Nac. Invest. Forest. Bol. Div. No 63:111-126.

- Pavón, N.P., Ballato-Santos, J. y Pérez-Pérez, C. (2011). Germinación y establecimiento de *Mimosa aculeaticarpa* var. *biuncifera* (Fabaceae-Mimosoideae). Revista Mexican de Biodiversidad 82: 653-661.
- Peretti, A. (1994). Manual para análisis de semillas. INTA-Facultad de Ciencias Agrarias. Ed. Hemisferio Sur. Hemisferio S.A. 281.pp.
- Reséndiz, F.N.S., García, N.R.M., Torres, C.F., Hernández, M.M., Herrera, H.M.G y Ortega, R. C. (2012). Goma de mezquite y huizache con alternativa de aprovechamiento en sistemas agroforestales. Resúmenes de la Reunión Nacional de Investigación e Innovación Pecuaria, Agrícola, Forestal y Acuícola Pesquera. INIFAP. Pp. 350. Querétaro. México.
- Reveles, P. R. A. (2014). Comportamiento germinativo y crecimiento en vivero de *A. schaffneri* y *A. farnesiana* (Leguminosae). Tesis para obtener el título de Biólogo. UNAM. FES Iztacala. 71pp
- Rolston, M.P. (1978). Water impermeable seed dormancy. Bot. Rev. 44:365-396.
- Rzedowski J (1978). Vegetación de México. LIMUSA. México.
- Salisbury, F. y Ross, C. W (2000). Fisiología de las plantas. Editorial Paraninfo Thomson Learning. España. 988.pp.
- Sánchez, S. J., Jurado, Y. E., Pando, M. M., Flores, R.J. y Muro, P.G. (2010). Estrategias germinativas de las semillas en ambientes áridos. Revista Chapingo, Serie Zonas áridas 1: 35-38.
- SER (Society Ecological Restoration International). 2004. Principios de SER internacional sobre restauración ecológica. Disponible en www.ser.org.
- Spurr, H.S. y Barnes, B. V (1982). Ecología Forestal. AGT Editor. México, D.F.
- Stelferud, A. (1961). The yearbook of agriculture. USDA. USA. Obtenido de <http://es.wikipedia.org/wiki/Zoocoria>
- Suárez, D. y Melgarejo, L. M. (2015). Biología y germinación de semillas. Laboratorio de fisiología y bioquímica vegetal. Departamento de biología. Universidad Nacional de Colombia. Pp 13-24 pp.
- Thompson 1997 Introducción a la Tecnología de las semillas. Ed Acribia. Zaragoza, España.
- Valiente-Banuet, A., Verdú, M. (2008). Temporal shifts from facilitation to competition occur between closely related taxa. Journal of Ecology 96: 489-494.
- Vásquez-Yáñez, C. (1989). Los bancos de almacenamiento de semillas en la conservación de especies vegetales. Ciencias. 38: 239-246.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y perspectivas

Weaver, R. (1990). Reguladores de crecimiento de las plantas en la agricultura. Ed. Trillas. México. 662. pp.

Westoby, M., Jurado, E., Leishman, M. (1992). Comparative evolutionary ecology of seed size. Trends in Ecology & Evolution.7: 368-372.

Willian, R.L. (1991). A guide to forest seed handling. For. Pap. 20/2. Rome: FAO.

La importancia de la caracterización del micrositio en la restauración ecológica: Micrositios seguros para la germinación en bosques templados

Y. Martínez–Orea, S. Castillo–Argüero,
Leticia Bonilla Valencia, Yasmin Vásquez Santos¹

¹Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias,
Universidad Nacional Autónoma de México, México.

correo-e: ¹yurianasemilla@gmail.com

Resumen

En las prácticas de restauración ecológica es importante considerar la existencia de micrositios que varían en sus valores de las variables ambientales como luz, temperatura y humedad, pues procesos ecofisiológicos como la germinación de semillas ocurrirán de manera diferencial entre micrositios. La orientación de la ladera, los claros del dosel y las actividades de manejo forestal son factores que pueden moldear los valores de estas variables, así como la germinación de las semillas. Se caracterizaron 24 micrositios que variaron por la orientación de la ladera y el manejo forestal en un bosque de oyamel. Se encontró que los micrositios orientados al sur registraron la mayor luz, temperatura y menor humedad. Los micrositios orientados al sur y además chaponeados presentaron los mayores valores de humedad y menores de temperatura. La luz rojo lejano fue mayor en los micrositios no chaponeados. Las semillas de *Symphoricarpos microphyllus* germinaron en los mayores porcentajes en los micrositios no chaponeados al sur. Lo anterior nos indica el papel filtrador de la luz y protector ante la pérdida de la humedad del suelo. Los factores que moldean las características de los micrositios son la orientación de la ladera, el tamaño de los claros del dosel y las actividades de manejo forestal.

Palabras clave: micrositio, germinación, especies secundarias, bosque templado.

Introducción

Una semilla debe estar en un lugar específico donde reciba agua, donde pueda respirar y reciba la calidad de la luz y las temperaturas que estimulen su germinación (Bewley y Black, 1985), dicho lugar se denomina micrositio. Harper et al. (1977) y Grubb (1977) sugirieron que la heterogeneidad espacial de un ambiente vista a una escala fina divide a un hábitat (con sus factores abióticos y bióticos) en un mosaico de micrositos y sólo algunos de éstos son seguros o idóneos para procesos biológicos como la germinación y el establecimiento. Estos sitios representan oportunidades para el reclutamiento de los individuos y su disponibilidad es un factor determinante en la dinámica de las poblaciones (Harper et al., 1977). Factores como la topografía accidentada en los bosques crean una heterogeneidad ambiental, que como consecuencia da origen a la existencia de sitios que reciben mayor radiación solar y que pueden ser por tanto más cálidos y menos húmedos que otros.

La cantidad/calidad de la luz que llega a nivel del suelo en el bosque depende de la orientación de la ladera y de los claros del dosel. Éstos se forman de manera natural por la arquitectura de las copas de los árboles y su crecimiento, y también por la deforestación, bajo claros grandes, los micrositos serán más iluminados que aquellos bajo claros de bosque de menor tamaño. La calidad de la luz también es una variable que determina la respuesta de los individuos y la heterogeneidad ambiental modifica la composición espectral de la luz. La relación que existe entre la luz roja (660 nm) y la luz rojo lejano (730 nm) tendrá efectos definitivos sobre la germinación de una semilla (Tinoco et al. 2016).

La luz, temperatura y humedad también pueden ser afectadas por factores antropogénicos como los disturbios y el manejo forestal (Martínez-Orea et al. 2020). El manejo forestal incluye aspectos administrativos, económicos y sociales creados para utilizar los recursos naturales de un lugar. Lo ideal es que estas actividades se diseñen y realicen integrando el conocimiento científico y técnico que se tiene sobre ellos, considerando además la utilidad del conocimiento tradicional de los pobladores del lugar.

La restauración ecológica por definición es un proceso complejo a través del cual se intenta recuperar y/o mantener la salud de los ecosistemas, particularmente de aquellos que han sido degradados o destruidos por actividades humanas. De acuerdo con Aguilar-Garavito (2015), la restauración ecológica en la práctica dirige un ecosistema a lo largo de una trayectoria deseada hacia uno de referencia al acelerar el proceso de sucesión y se considera que las especies secundarias son las que “preparan los micrositos” en cuanto a las variables de luz, temperatura y humedad del suelo para la germinación y/o establecimiento de plántulas de especies de coníferas funcionando como nodrizas. Sin la existencia de especies secundarias como los arbustos, el establecimiento de un

bosque maduro podría ocurrir en mucho más tiempo del que se podría esperar con programas de reforestación. Es por esto que es importante considerar especies arbustivas de la vegetación secundaria para reforestar/restaurar un sistema y conocer los requerimientos para que sus semillas germinen, dada su importancia ecológica, aunado al hecho de que numerosas especies arbustivas son de importancia medicinal y económica.

El objetivo de ese trabajo es conocer los efectos de la orientación de ladera y del chaponeo o deshierbe sobre las variables de luz, temperatura, humedad y nutrientes del suelo en micrositios del bosque que afectan la germinación de las semillas de *Symphoricarpos microphylla*, un arbusto que forma parte de la vegetación nativa en bosques templados mexicanos.

Material y métodos

Sitio de estudio

La Cuenca del río Magdalena (CRM) forma parte del suelo de conservación de la Ciudad de México y tiene un área de 3100 ha, se ubica al sur oeste del valle de México a una altitud entre los 2570 y los 3870 m snm (Ávila-Akerberg, 2002), es un área muy importante para la provisión de servicios ecosistémicos porque ahí se ubica el río Magdalena que provee de agua superficial a la ciudad de México (Mazari-Hiriart y Mazari-Menzer, 2008). Existen tres tipos de vegetación en la CRM: bosque de encino, pino y oyamel (*Abies religiosa*) el cual es el que tiene la mayor extensión de los tres (1071 ha) y está ubicado a una altitud de 2900-3650 m snm (Ávila-Akerberg, 2002). El clima de este bosque es templado subhúmedo (García, 2004), con una temperatura media anual de 14 °C y una precipitación anual entre los 950 y los 1300 mm. El bosque de oyamel es un lugar con una alta heterogeneidad espacial por la presencia de numerosas pendientes con diferente orientación (Santibáñez-Andrade et al., 2015). Estos bosques son constantemente afectados por la deforestación, ganado, turismo (Ávila-Akerberg, 2002). Aunado a lo anterior en este bosque se lleva a cabo un manejo silvícola denominado chaponeo que tiene como objetivo reducir la interferencia por recursos entre las plántulas de *Abies religiosa* de reforestación o regeneración natural e individuos de especies arbustivas.

Especie de estudio

Symphoricarpos microphyllus (“vara perlilla”, Caprifoliaceae) es un arbusto de hasta 3 m de alto, tiene flores rosas y frutos blancos o rosa claro de 4 cm de diámetro con 2 a 4 semillas de 3-5 mm

de largo y coloniza diferentes sitios sucesionales del bosque de oyamel en el centro de México (Calderón y Rzedowski, 2005). Es colectada para hacer escobas y artesanías, por lo cual su sobre explotación está causando un decremento en sus poblaciones (Monroy et al., 2007), por esto se propaga vegetativamente y poco se sabe acerca de la germinación de sus semillas (Anastacio-Martínez et al., 2015). Martínez-Arévalo (2015) reporta que la germinación alcanza un 70 % y se desconocen los requerimientos de sus semillas a nivel de micrositio para variables como la luz, temperatura y humedad del suelo.

Caracterización de los micrositios

De enero a junio de 2016 se trazaron ocho transectos de 50 m de largo, cuatro se establecieron en laderas con orientación sur y otros cuatro en laderas con orientación al norte. La mitad de ellos fueron ubicados en áreas donde las especies secundarias (arbustos y hierbas) fueron eliminadas por el chaponeo. Se ubicaron tres micrositios (1 m²) a lo largo de cada transecto, uno en la parte más baja de la ladera (0 m), otro en la parte media (25 m) y otro en la parte más alta (50 m), de manera que en total se tuvieron 24 micrositios. Éstos fueron caracterizados a través de sus valores de luz, temperatura y humedad del suelo. La luz fue cuantificada a través del análisis de fotografías hemisféricas (nueve por micrositio). Fueron tomadas en abril de 2016 a 1 m sobre el nivel del suelo con una cámara Nikon D80 (Nikon, New York, USA) orientada al norte magnético con un lente ojo de pescado EX SIGMA (Sigma, New York, USA) 4.5, 1.28 DC DSM, estas fotos fueron analizadas con el software Hemiview canopy analysis ver. 2.1 (Delta-T, 1998) para estimar el factor de sitio global (GSF, MJ/m²/yr-1) (Messier y Puttonen, 1995). La calidad de la luz rojo/rojo lejano (R/FR) fue estimada con un radiómetro (Skye Instruments, SKR 100, Wales, UK) entre las 10 am y las 17 horas. Se registró la humedad y temperatura del suelo en cada micrositio con un medidor (easy LogUSB-ONSET, Massachusetts, USA) de enero a junio de 2016. Se colectaron además tres muestras de suelo en cada micrositio para registrar los valores de pH (Model w-22xd, HORIBA, Kyoto, Japan) y contenido de nitrógeno (N-Kjeldal) (Model S040, HORIBA, Kyoto, Japan).

Germinación de las semillas en los micrositios

Se colectaron frutos de 30 individuos al azar de *Symphoricarpos microphyllus* en enero de 2016, de un sitio en el bosque sin manejo de la vegetación secundaria. Las semillas fueron extraídas

de su fruto carnoso y limpiadas, dos semanas después fueron sembradas en los micrositios. Se colocaron 50 semillas por bolsa, teniendo un total de tres bolsas de nylon (8×8 cm apertura de malla de 0.2 mm^2), fueron sembradas en cada micrositio (150 semillas por micrositio) a 4 cm de profundidad. Cinco bolsas extra fueron sembradas en cada micrositio, cuando se registró la germinación de las semillas por la exhumación de dichas bolsas se retiraron todas las bolsas de los micrositios y se realizó el conteo de las semillas germinadas.

Análisis de datos

Para conocer como los micrositios son afectados por la orientación de la ladera y el chaponeo se realizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con los paquetes `glmmTMB` e `lme4` en R para analizar las variables de luz GSF, tasa de luz R/FR, humedad y contenido de nitrógeno del suelo, y la germinación de las semillas (Crawley, 2012; R Core Team, 2015). Se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis (Stat Soft, 2007) para conocer si existe un efecto significativo del micrositio sobre la luz, temperatura, humedad, pH y nitrógeno del suelo, así como sobre la germinación de las semillas. Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para encontrar la relación entre los porcentajes de germinación de *S. microphyllus* y las variables ambientales de los micrositios (PC-ORD software, ver 5.10 (McCune y Mefford, 2006).

Resultados

El valor del factor de sitio global (FSG) fue mayor en los micrositios No Chaponeados al Sur ($450 \pm 12 \text{ MJm}^{-2}\text{y}^{-1}$), mientras que los micrositios Chaponeados al Sur mostraron el menor valor ($134 \pm 9.1 \text{ MJm}^{-2}\text{y}^{-1}$) (Figura 1). El FSG mostró un efecto significativo por la orientación de la ladera y por su interacción con el disturbio. Los resultados del análisis de GLMM mostraron diferencias significativas en los valores de luz por el factor orientación de la ladera ($Z = 2.72$, $p = ***$) así como por la interacción de la orientación y el manejo (chaponeo) ($Z = -2.59$, $p = ***$). La prueba de Kruskal-Wallis mostró un efecto del micrositio en los valores del FSG ($H = 40.83$, $p = ***$). La relación R/RL mostró su mayor valor en los micrositios No Chaponeados al Sur (1.72 ± 0.14) y el menor valor en los micrositios Chaponeados al Sur (134 ± 9.1). El análisis de GLMM mostró que hay un efecto significativo del manejo (chaponeo) ($Z = -2.8$, $p = ***$) y de la orientación de la ladera (-2.09 , $p = ***$) sobre la relación R/RL de los micrositios.

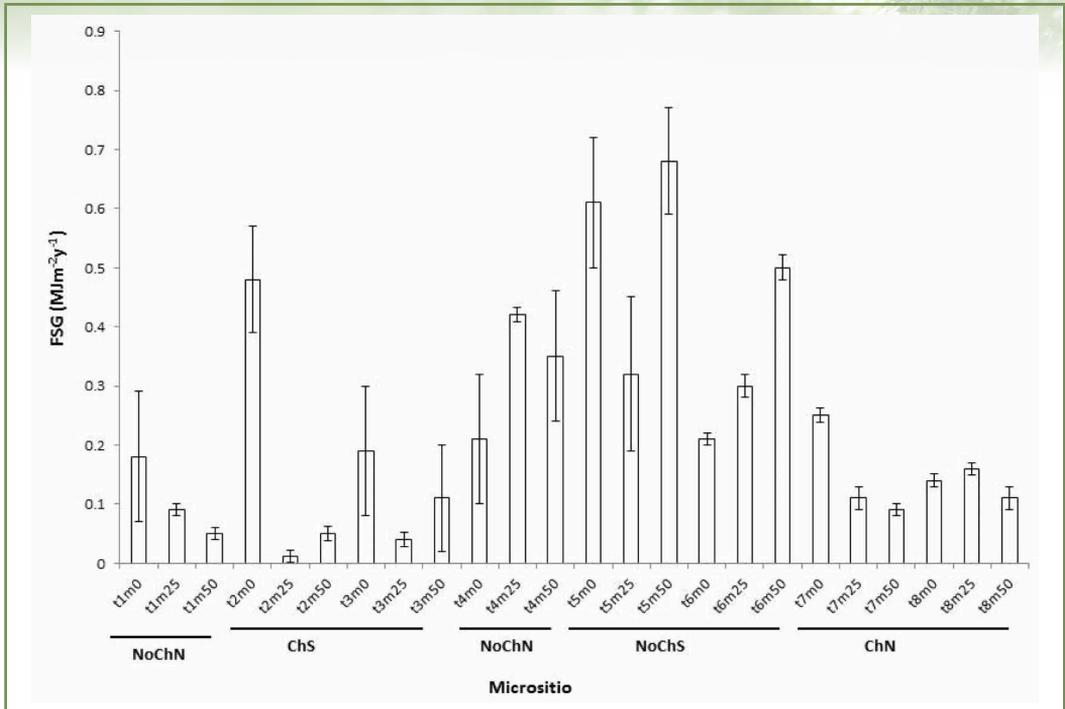
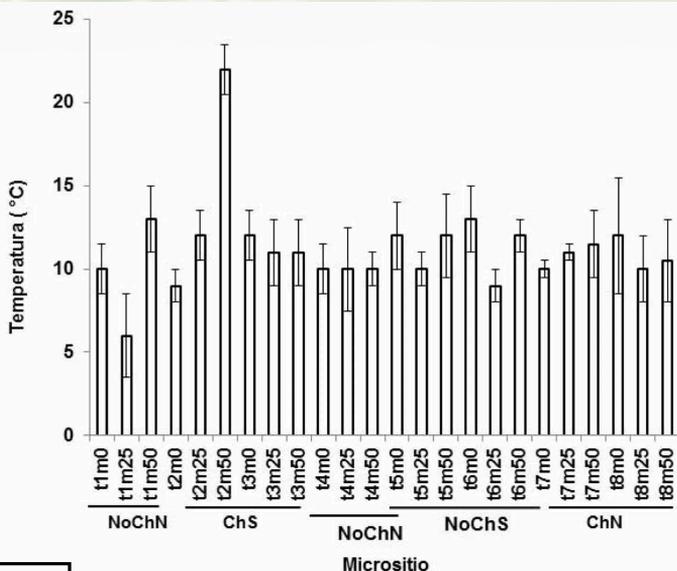


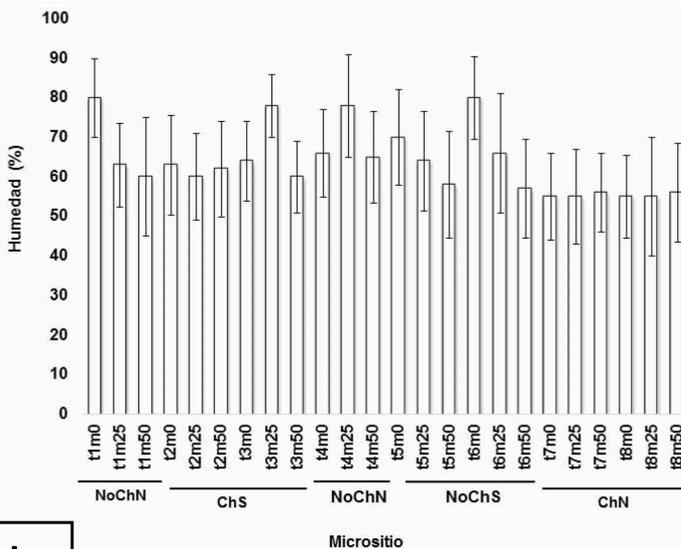
FIGURA 1. Valores promedio (\pm E.E.) del factor de sitio global (FSG) en micrositios: (NoChN no chaponeados al norte, ChS chaponeados al sur, NoChS no chaponeados al sur, ChN chaponeados al norte).

Los micrositios con los valores más altos de temperatura (valores promedios de enero a junio) fueron observados en los micrositios chaponeados orientados al sur (ChS) ($\bar{x}=12.24\pm E.E.=0.06$), y los más bajos se observaron en los micrositios No Chaponeados orientados al norte NoChN ($\bar{x}=9.99\pm E.E.=0.08$). Los valores más bajos de la humedad del suelo se registraron en los micrositios chaponeados al sur ChS ($\bar{x}=57.52\pm E.E.=0.3$) (Figura 2 a y b). A pesar de estas tendencias que indican mayores valores de temperatura y menores de humedad en los micrositios chaponeados, no se encontraron diferencias significativas. La prueba de Kruskal-Wallis mostró que hay un efecto del micrositio sobre su humedad ($H=12.66, p=*$), y también sobre su temperatura ($H=21.69, p=*$).

Los valores promedio del pH and nitrógeno del suelo en los micrositios mostraron que los micrositios No chaponeados al Sur mostraron los valores más altos de pH ($\bar{x}=6.06\pm S.E.=0.11$), los valores más altos de nitrógeno correspondieron a los micrositios Chaponeados orientados al Norte ($\bar{x}=0.63\pm S.E.=0.07\%$). No se observaron diferencias significativas entre micrositios.



a



b

FIGURA 2. Valores promedio (\pm E.E.) de la temperatura (a) y humedad (b) del suelo en micrositios: (NoChN no chaponeados al norte, ChS chaponeados al sur, NoChS no chaponeados al sur, ChN chaponeados al norte).

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Los mayores porcentajes de germinación de *S. microphyllus* se registraron en los microsítios No chaponeados al Sur (43.3 ± 2.01), mientras que los menores valores se encontraron en los microsítios Chaponeados al Sur (25.3 ± 2.01) (Figura 3). No se observaron diferencias significativas por el disturbio, la orientación de la ladera o su interacción de acuerdo con el análisis GLMM. Aun así, en el análisis PCA observamos que los microsítios asociados a los mayores porcentajes de germinación fueron los No chaponeados, donde la mayor humedad del suelo y los menores valores de temperatura fueron registrados (Figura 4). La prueba de Kruskal-Wallis mostró un efecto significativo del micrositio sobre la germinación ($H=40.83$, $p=***$).

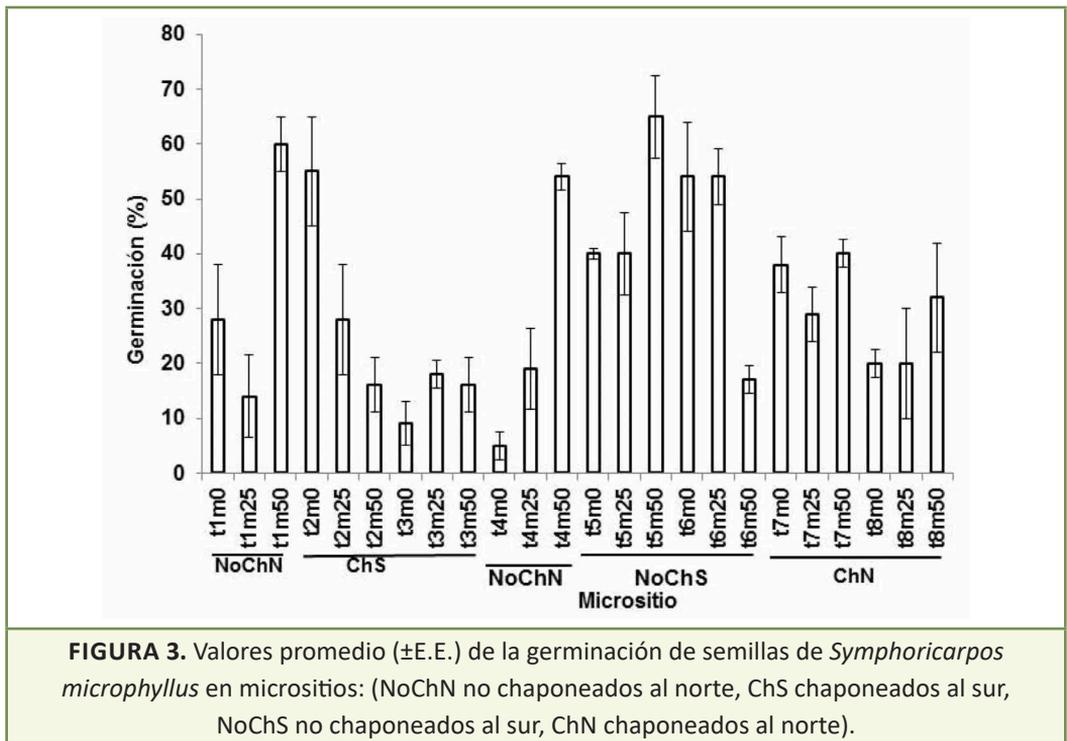


FIGURA 3. Valores promedio (\pm E.E.) de la germinación de semillas de *Symphoricarpos microphyllus* en microsítios: (NoChN no chaponeados al norte, ChS chaponeados al sur, NoChS no chaponeados al sur, ChN chaponeados al norte).

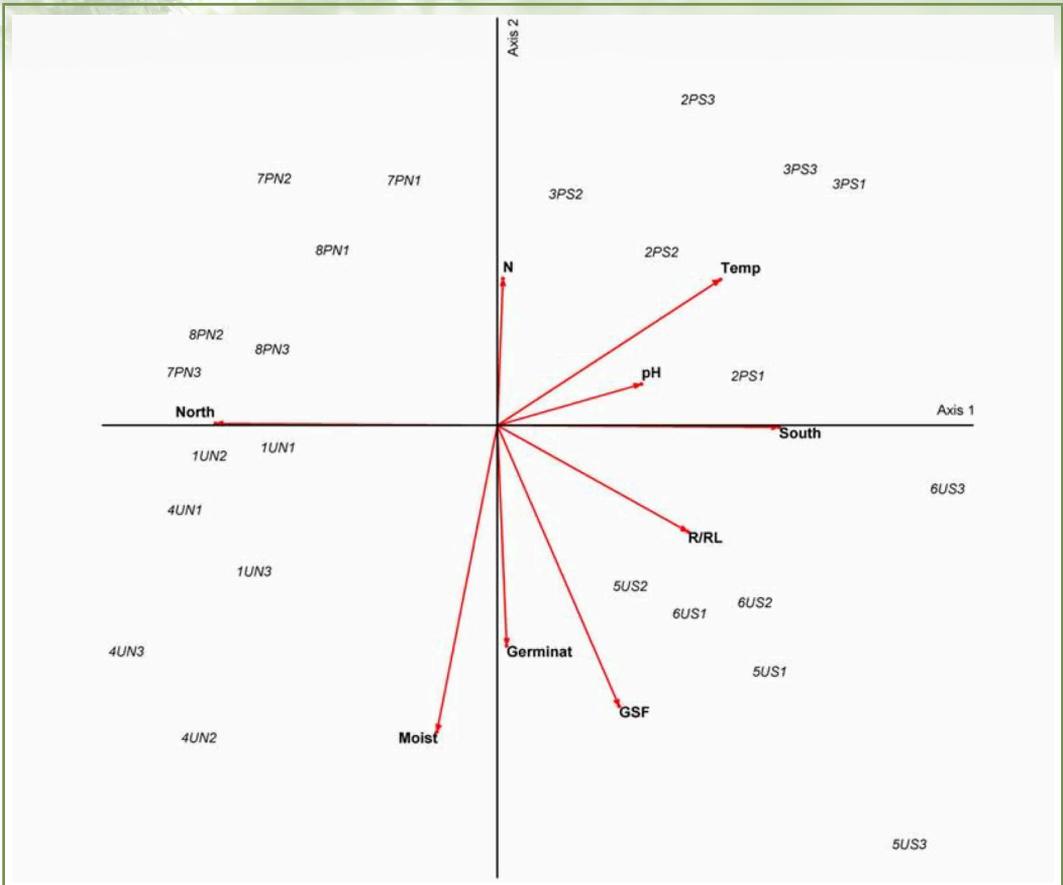


FIGURA 4. Análisis de componentes principales (PCA) para los 24 micrositios bajo estudio. Los números del 1 al 8 indican los transectos. U y P corresponden a los micrositios No Chaponeados y Chaponeados, respectivamente, S y N corresponden a la orientación de la ladera sur y norte, respectivamente. Los números 1, 2 y 3 indican la ubicación de los micrositios en la parte más baja, media y alta de la ladera. Germinat indica los mayores porcentajes de germinación de *Symphoricarpos microphyllus*. X axis (34.86% varianza), Y axis (58.29% varianza).

Discusión

Las características de los micrositios son variables en las comunidades como han reportado otros autores, es común que dentro de los factores que provocan tal variación se incluyan la orientación de la ladera (Méndez-Toribio et al., 2016). Otro factor importante es la estructura del bosque incluyendo sus claros del dosel, que modelan gran parte del ambiente lumínico a nivel del suelo, por lo que tiene influencia importante sobre procesos como la germinación de las semillas (Martínez-Camacho et al., 2018). En este estudio los micrositios orientados al sur presentaron valores de luz significativamente mayores que aquellos orientados al norte, lo cual sucede naturalmente en el hemisferio norte (Matlack, 1993; Méndez-Toribio et al., 2016). Méndez Toribio et al. (2016) reportó un 16% de mayor radiación solar en laderas orientadas al sur que en aquellas al norte, en nuestro estudio se detectó el mismo patrón, pero con una diferencia de 22 % entre ambos. Contrario a lo esperado, en los micrositios chaponeados los valores de luz (FSG y R/RL) fueron menores que en los no chaponeados, porque los claros del dosel fueron mayores en los micrositios no chaponeados. Los valores de luz R/RL fueron mayores en los micrositios chaponeados al sur, lo que puede ser un indicador de que la vegetación secundaria tiene una función de filtrado de la luz, como el suelo y la hojarasca (Vázquez-Yanes et al., 1990) y en su ausencia debido a esta práctica silvícola/forestal la luz roja R es mayor que la rojo lejano RL a nivel del suelo, porque no es filtrada. Por lo tanto, las especies del sotobosque tienen efectos importantes en la dinámica de la luz a nivel del suelo como Messier y Puttonen (1995) sugieren. Valores similares de R/RL (cerca de 1.15) fueron reportados por Endler (1993) y corresponden a claros del dosel pequeños, lo que coincide con nuestros resultados para los micrositios chaponeados, y con lo reportado para este mismo bosque por Martínez-Camacho (2015) bajo claros pequeños (0.99-1.13). Los valores para claros grandes de acuerdo con estos autores están alrededor de 1.43 y entre los intervalos de 1.21-1.37 respectivamente, los cuales son similares a 1.5 para los micrositios no chaponeados de este estudio, bajo claros del dosel grandes.

De acuerdo con Mendoza-Bautista et al. (2011), el estudio de los requerimientos particulares de luz de *Symphoricarpos microphyllus* ha sido limitado, a pesar de que se sabe que puede crecer bajo diferentes condiciones del dosel. Estos autores estudiaron el efecto de la radiación solar en la sobrevivencia y crecimiento de esta especie y trabajaron con diferentes sitios: terrenos agrícolas con y sin dosel con niveles de radiación de 8201 MJ/m²/y-1, una plantación de pino (7886 MJ/m²/y-1), y una plantación de encino (2794 MJ/m²/y-1). En las plantaciones de pino (valores intermedios de radiación) se observó el mayor crecimiento. En terrenos agrícolas se observaron altos valores de sobrevivencia, la sobrevivencia más baja ocurrió bajo niveles bajos de luz. Otros autores como Hernández y Rodríguez (2008), encontraron que, en el primer año del establecimiento, esta especie alcanza su mayor crecimiento y sobrevivencia bajo niveles altos de luz. Al comparar con nuestro estudio podemos observar que son menores: 140 MJ/m²/y-1 en los

micrositios chaponeados al sur y de 450 MJ/m²/y-1 en los no chaponeados al sur, porque nuestro sitio de estudio es un bosque con diferente estructura del dosel pero incluso en condiciones de altos niveles de radiación la sobrevivencia de esta especie es baja ante valores bajos de humedad del suelo por lo que, incluso si las características del micrositio son similares para la germinación que para el establecimiento y sobrevivencia, el factor limitante para los estadios mencionados parece ser la humedad del suelo. La luz y la humedad del suelo juegan un papel crucial en la germinación de las semillas. Para las semillas de esta especie se ha reportado que la luz rojo lejano estimula que se rompa la latencia morfofisiológica (Hidayati et al., 2001) y ocurra la germinación.

Los resultados indican que en los micrositios no chaponeados, las condiciones de mayor cantidad de luz rojo lejano y de humedad del suelo (filtrada por la vegetación secundaria) influyeron positivamente en los mayores porcentajes de germinación. Además de la luz y la humedad del suelo, otra variable afectada por la orientación de la ladera y el manejo forestal es la temperatura. Méndez-Toribio et al. (2016) reportó que micrositios orientados al sur son 2 °C más cálidos que aquellos orientados al norte en un bosque tropical caducifolio mexicano. En nuestro estudio las diferencias en estas variables también se asociaron al disturbio, ya que en los micrositios chaponeados los valores de la temperatura fueron mayores, y también se registraron los menores valores de humedad del suelo. Ya que los micrositios chaponeados fueron 8% menos húmedos que los micrositios no chaponeados, los resultados indican que la vegetación secundaria puede ejercer un efecto protector para evitar la pérdida de humedad del suelo, resultados que coinciden con lo reportado por Chaneton et al. (2010).

Las semillas con este tipo de latencia deben ser expuestas a temperaturas variantes entre los 0 y 10 °C (Hidayati et al., 2001), posteriormente las semillas son receptivas a un estímulo lumínico y humedad del suelo para germinar (Baskin and Baskin, 1998), al ser un tipo de latencia complejo, la interacción entre la temperatura y la luz es crucial (Nikolaeva et al., 1977). En nuestro sitio de estudio ocurrió una nevada inusual en marzo del 2016, y durante este tiempo se registraron fluctuaciones de temperatura de los -2.5 °C (6 am) a los 20.5 °C (16 horas) en los micrositios no chaponeados, lo que resultó en mayores porcentajes de germinación en micrositios no chaponeados al sur y al norte, donde los valores de humedad del suelo fueron también mayores en comparación con los micrositios chaponeados.

Por lo anterior los porcentajes más altos de germinación en los micrositios no chaponeados indican que la alternancia de temperaturas, la mayor cantidad de luz rojo lejano (R/RL) y la humedad del suelo estimularon la germinación de las semillas, en parte debido al efecto de la presencia de vegetación secundaria, ya que se ha reportado que las semillas de las especies de éste género responden a este tipo de luz (Martínez-Orea et al., 2020). Otros factores que afectan la germinación de las semillas son el pH y nitrógeno del suelo. Después de la remoción de la

vegetación secundaria en el sitio de estudio, los restos se dejan en el sitio, de acuerdo con Raulund-Rasmussen et al. (2008), después de una deposición súbita de material vegetal se registran incrementos en nitrógeno y valores ácidos de pH en condiciones de altos valores de humedad del suelo y temperaturas como las registradas durante el periodo de estudio. En los micrositos chaponeados al norte se encontraron los valores más ácidos de pH y más altos de nitrógeno, aunque sin diferencias significativas, tal vez porque nuestro estudio tuvo un corto periodo de tiempo después de las actividades de manejo, de cualquier manera los mayores porcentajes de germinación no se observaron en estos sitios, a pesar de que algunos estudios han reportado que ante una alta concentración de nitratos se estimula la germinación de semillas de algunas especies en sistemas templados (Fan y Wang, 2000).

Conclusión

La falta de conocimiento de la germinación de semillas de *Symphoricarpos microphyllus* probablemente se relaciona con el hecho de que al menos en la parte central de nuestro país, esta especie es generalmente propagada a través de propagación vegetativas, con lo cual hay un riesgo de pérdida de variabilidad genética de las poblaciones, las cuales están ya en decremento por la intensa colecta de los individuos para fabricar artesanías, adicionalmente existe un deterioro continuo de los bosques templados donde se distribuye, y la misma problemática existe para otras especies de la vegetación secundaria. Como consecuencia de esto se requieren estudios que provean de información sobre la germinación de las semillas de esta y otras de la vegetación secundaria por su papel crucial en la sucesión ecológica. Los estudios realizados también deben incluir el diseño de planes de restauración considerando las variaciones en las condiciones ambientales entre diferentes micrositos y como algunas actividades de manejo forestal/silvícolas las afectan. Es por esto que no se recomienda el chaponeo porque afecta negativamente las condiciones de humedad del suelo y temperatura donde germinan las semillas, sobre todo a nivel de microsito y en laderas orientadas al sur. Por lo anterior un manejo forestal/programa de restauración adecuados deben contemplar el mantener la disponibilidad de micrositos seguros para la germinación de las especies secundarias que proveen resiliencia al sistema.

Referencias

Anastacio-Martínez, N., E. Valtierra-Pacheco, G. Nava-Bernla y S. Franco Maass. 2015. Extracción de perilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K) en el Nevado de Toluca. Madera y Bosques 21(2): 103-115. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2015.212448>.

- Ávila-Akerberg, V. 2002. La vegetación en la cuenca alta del río Magdalena: Un enfoque florístico, fitosociológico y estructural. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. Mx., México. 86 pp.
- Aguiar-Garavito, M., Ariza, A., Inge, A., Aronson, J., Avella, A., Bernal Castro, E., y Zabala, G. 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres.
- Baskin, C. y J. Baskin. 1998. Germination Ecophysiology of Herbaceous Plant Species in a Temperate Region. *American Journal of Botany* 75(2): 286-305.
- Bewley, J. D., y Black, M. 1994. Seeds. In: *Seeds* (pp. 1-33). Springer, Boston, MA.
- Calderón, G. y J. Rzedowski. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A.C. (INCOL)-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Pátzcuaro, México. 1406 pp.
- Chaneton, E., N. Mazía y T. Kitzberger. 2010. Facilitation vs apparent competition: insect herbivory alters tree seedling recruitment under nurse shrubs in a steppe-woodland ecotone. *Journal of Ecology* 98(2): 488-497. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01631.x>.
- Crawley, M. J. 2012. *The R book*. John Wiley & Sons. West Sussex, UK. 939 pp.
- Endler, J. A. 1993. The color of light in forests and its implications. *Ecological Monographs* 63(1): 1-27. DOI: <https://doi.org/10.2307/2937121>.
- Fan, H. B. y Y. H. Wang. 2000. Effects of simulated acid rain on germination, foliar damage, chlorophyll contents and seedling growth of five hardwood species growing in China. *Forest Ecology and Management* 126(3): 321-329. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00103-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00103-6).
- Grubb, P. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107-145.
- Harper, J. L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press. London, UK. 892 pp.
- Hernández, G. y D. A. Rodríguez. 2008. Radiación solar y supervivencia en una plantación de vara de perilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(1): 27-31.
- Hidayati, S., J. Baskin y C. Baskin. 2001. Dormancy-breaking and germination requirements for seeds of *Symphoricarpos orbiculatus* (Caprifoliaceae). *American Journal of Botany* 88(8): 1444-1451. DOI: <https://doi.org/10.2307/3558452>
- Martínez-Arévalo, J. 2015. Características *in situ* y de propagación de seis especies arbustivas utilizadas como plantas nodrizas en la región occidental de Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud* 2(2): 105-117.

- Martínez-Camacho, Y. D., S. Castillo-Argüero, Y. Martínez-Orea y M. E. Sánchez-Coronado. 2018. Ecofisiología de la germinación de *Acaena elongata* (Rosaceae), una especie indicadora de perturbación de un bosque templado, al sur de la Ciudad de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89(3): 806-814. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.3.2306>.
- Martínez-Camacho, Y. D. 2015. Ecofisiología de la germinación de *Acaena elongata* del bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena, México D.F. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. Mx., México. 67 pp.
- Martínez Orea, Y., Castillo-Argüero, S., Orozco-Segovia, A., Zavala-Hurtado, J. A., y Bonilla-Valencia, L. (2019). Safe microsites for *Symphoricarpos microphyllus* (Caprifoliaceae) germination, a shrub species with seed dormancy. *Acta botánica mexicana*, (126).
- Méndez-Toribio, M., J. A. Meave, I. Zermeño-Hernández y G. Ibarra-Manríquez. 2016. Effects of slope aspect and topographic position on environmental variables, disturbance regime and tree community attributes in a seasonal tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 27(6): 1094-1103. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12455>.
- Mazari-Hiriart, M. y M. Mazari-Menzer. 2008. Efectos ambientales relacionados con la extracción de agua en la Megaciudad de México. *Agua Latinoamericana* 8(2): 24-34.
- McCune, B. y M. J. Mefford. 2006. PC-ORD, Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 5.1. MjM Software Design. Gleneden Beach, USA.
- Méndez-Toribio, M., J. A. Meave, I. Zermeño-Hernández y G. Ibarra-Manríquez. 2016. Effects of slope aspect and topographic position on environmental variables, disturbance regime and tree community attributes in a seasonal tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 27(6): 1094-1103. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12455>.
- Mendoza-Bautista, C., F. García-Moreno, D. A. Rodríguez-Trejo y S. Castro-Zavala. 2011. Radiación solar y calidad de planta en una plantación de vara de perilla (*Symphoricarpos microphyllus* H.B.K.). *Agrociencia* 45: 235-243.
- Messier, C. y P. Puttonen. 1995. Spatial and temporal variations in the light environment of developing Scots pine stands: the basis for a quick and efficient method of characterizing light. *Canadian Journal of Forest Restoration* 25: 343-354. DOI: <https://doi.org/10.1139/x95-038> [Links]
- Monroy, R., G. Castillo y H. Colín. 2007. La perlita o perilla, *Symphoricarpos microphyllus* H.B.K. (Caprifoliaceae), especie no maderable utilizada en una comunidad del corredor biológico Chichinautzin, Morelos, México. *Polibotánica* 23: 23-26. [Links]
- Nikolaeva, M. G. 1977. Factors controlling the seed dormancy pattern. En: Khan, A. A. (ed.). *The physiology and biochemistry of seed dormancy and germination*. North-Holland Publishing.

Amsterdam, The Netherlands. Pp. 54-74.

- Tinoco-Ojanguren, C., Reyes-Ortega, I., Sánchez-Coronado, M. E., Molina-Freaner, F., y Orozco-Segovia, A. (2016). Germination of an invasive *Cenchrus ciliaris* L. (buffel grass) population of the Sonoran Desert under various environmental conditions. *South African Journal of Botany*, 104, 112-117.
- Raulund-Rasmussen, K., I. Stupak, N. Clarke, I. Callesen, H. Helmisaari, E. Karlton y I. Varnagiryte-Kabasinskiene. 2008. Effects of very intensive forest biomass harvesting on short and long term site productivity. In: Gadow, K., T. Pukkala and M. Tomé (eds.). *Sustainable use of forest biomass for energy: A synthesis with focus on the Baltic and Nordic Region*. Springer. Dordrecht, The Netherlands. 273 pp.
- Santibáñez-Andrade, G., S. Castillo-Argüero y Y. Martínez-Orea. 2015. Evaluación del estado de conservación de la vegetación de los bosques de una cuenca heterogénea del Valle de México. *BOSQUE* 36(2): 299-313. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002015000200015>.
- Stat Soft. 2007. *STATISTICA*, data analysis software System, version 8.0. Tulsa, USA.
- Vázquez-Yanes, C., A. Orozco-Segovia, E. Rincón, M. E. Sánchez-Coronado, P. Huante, J. R. Toledo and V. L. Barradas. 1990. Light Beneath the Litter in a Tropical Forest: Effect on Seed Germination. *Ecology* 71(5): 1952-1958. DOI: <https://doi.org/10.2307/1937603>.



Micorriza arbuscular: ¿Predetermina la bioacumulación de iones en glicofitas?

Brenda Karina Guevara–Olivar^{†‡}
Ramiro Ríos Gómez²

¹Facultad de Estudios Superiores Aragón, Estado de México.

²Unidad en Sistemática Vegetal y Suelo, FES Zaragoza, UNAM

[†]autor responsable: brendaguevaraguo@aragon.unam.mx

Resumen

Los hongos micorrízicos arbusculares (HMA) reducen los efectos de estrés asociados al suelo como: salinidad, deficiencias de nutrimentos y agua, pH alto, contaminación, semi aridés, degradados y alta humedad. La simbiosis micorrízica, por tanto, es una estrategia que desarrollan las plantas para sobrevivir en estas condiciones y representa una estrategia potencial valiosa para el diseño de proyectos de restauración de ambientes degradados por estas causas. Por ello, el objetivo del presente estudio se centró en contribuir al conocimiento de las asociaciones plantas-micorrizas presentes en suelos salinos de chinampa y determinar, la asociación micorrízica arbuscular en *Portulaca oleracea* y *Beta vulgaris* var. *cicla*, como estrategia para tolerar estrés salino y bioacumular iones en suelos cuya conductividad eléctrica es de 12 dS m⁻¹ o superior. Al respecto, se observó que *B. vulgaris* var. *cicla* y *P. oleracea* son tolerantes a condiciones salinas mayores a 3 dS m⁻¹, ya sea previo a la germinación o a partir de fase de plántula y cuya estrategia adaptativa atribuible es la relación mutualista con HMA del género *Glomus*. Este mutualismo le confiere a *P. oleracea*, no solo la capacidad para tolerar altas concentraciones salinas, sino además la capacidad para bioacumular concentraciones elevadas de Na⁺, K⁺ y Mg²⁺.

Palabras clave: *Portulaca oleraceae*, *Beta vulgaris*, sodio, *Glomus*.

Introducción

La biorremediación de suelos salinos en México es una técnica poco utilizada en los procesos de restauración ecológica, como parte de las técnicas empleadas en la reactivación de parcelas improductivas y recuperación nutrimental de parcelas salitrosas. Sin embargo, la presión económica que se ejerce sobre las zonas de producción es extrema, por lo que se adoptan técnicas más rápidas, costosas y que la mayoría de las ocasiones perjudican la microbiota del suelo a corto y largo plazo (Núñez *et al.*, 2004). En Xochimilco, el problema de la salinidad es preocupante, ya que solo el 16.75 % de la superficie se encuentra en aptitud productiva, 41.02 % en aptitud productiva con riesgos de salinidad, 18.21 % sin aptitud por salinidad, 1.23 % de aptitud alta con riesgos por sodicidad y 22.79 sin aptitud por salinidad y sodicidad (INECOL, 2001).

Se conoce que la intervención de los hongos micorrízicos arbusculares (HMA) potencializa el crecimiento y desarrollo de los cultivos que se encuentran bajo estrés salino, (Gupta y Krishnamurthy, 1996; Katembe *et al.*, 1998; Al- Karki, 2000; Ruiz y Azcón, 2000; Chen *et al.*, 2001; Bhoopander y Mukerji, 2003; Khan, 2006). En este sentido, los cultivos de verdolaga (*Portulaca oleraceae* L.) y acelga (*Beta vulgaris* L. var. cicla) presenta características como rápido desarrollo, alto rendimiento, tolerancia a hábitats perturbados por salinidad, abundante producción de semillas, plasticidad genética para responder a condiciones de estrés ambiental. Además, no posee letargo ni fotoperiodo específico, por lo que puede sembrarse en cualquier época del año, ya que resiste bajas temperaturas (López, 1988). Con base en lo anterior, el presente trabajo evaluó la relación micorrízica entre *P. oleraceae* y *B. vulgaris* var. cicla, a lo largo de un gradiente salino, con el fin de generar conocimiento para un futuro manejo en la biorremediación de suelos salinos y recuperación de la producción agrícola de Xochimilco.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Se seleccionaron cuatro sitios de muestreo con distinto nivel de salinidad (3 a 24 dS m⁻¹). Dichos sitios se localizan en la zona chinampera ubicada en las coordenadas UTM 490989 E y 2130569 N, a una altitud de 2240 m, perteneciente a la Delegación Xochimilco, Distrito Federal, México. En cada sitio se cosecharon cinco ejemplares de cada morfoespecie presente y de cada planta se recolectó 250 g de suelo rizosférico a una profundidad de 0 a 10 cm, en la cual se conoce que se presenta una mayor cantidad de esporas (220 x 50 g de suelo). Las muestras de suelo se etiquetaron y guardaron individualmente en bolsas de polietileno. Las plantas se etiquetaron y

herborizaron para su determinación taxonómica. Todo el material se trasladó al laboratorio de Salinidad de Suelos, en la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza.

Aislamiento de esporas

En todas las muestras se aislaron las esporas por el método de decantación y gradiente de sacarosa de Gerdemann y Nicholson (1963), con modificaciones del autor. Dichas modificaciones se realizaron para adaptarse a suelos muy arcillosos, mediante la adición de glicerol como solución de mayor densidad en lugar de sacarosa al 80%. En experimentos previos, se observó que el glicerol retiene una mayor cantidad de esporas en comparación con la sacarosa al 80%. Después de realizar el gradiente de sacarosa al 40%, 60% y glicerol. Se realizó una suspensión de 50 g de suelo en 100 mL de agua destilada, se agitó mecánicamente por 5 minutos y se dejó reposar 10 minutos. Subsecuentemente, se filtró por una serie de tamices (149, 105, 74 y 45 μm), evitando el suelo del sedimento. El suelo obtenido se resuspendió en 10 mL de agua destilada, añadiéndose el suelo en cada tubo, los cuáles se etiquetaron y colocaron en la centrífuga a 3000 g por 5 minutos. Terminada la centrifugación, el sobrenadante se vertió en recipientes de plástico de 2 x 2 cm. Bajo microscopio estereoscópico Stemi dv4 (Carl Zeiss, Alemania) se recolectaron las esporas con ayuda de una pipeta de transferencia de 0.5 mL (Heatrow Scientific, USA) para su posterior montaje en portaobjetos.

Montaje y determinación taxonómica

La preparación de laminillas se realizó siguiendo la técnica de Schenck y Pérez (1990). Se colocó en un extremo del portaobjetos una gota del líquido de montaje PVLG y se adicionaron de 20 a 25 esporas intactas. Posteriormente, se colocó el cubreobjetos evitando la formación de burbujas y se repitió la operación para (PVLG + reactivo de Melzer). Las preparaciones permanecieron durante un periodo de 24 a 48 h en una estufa de secado a una temperatura entre 60 y 65 $^{\circ}\text{C}$.

Los caracteres morfológicos relevantes fueron: el tamaño de las esporas y la estructura de la pared, este último es el principal criterio para la determinación específica. La cual se realizó mediante las claves propuestas por Schenck y Pérez (1990). Se enviaron ejemplares de montaje para su corroboración por parte de la M. en C. Laura Hernández Cuevas, investigadora del Laboratorio de Micorrizas, del Centro de Investigaciones en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Tlaxcala Se depositaron ejemplares de referencia en la colección personal de la investigadora.

Clareamiento de raíces

Se utilizó el método propuesto por Phillips y Hayman (1970); se fijaron las raíces en una mezcla FAA, compuesta por formol (10%), ácido acético (50%), alcohol (5%) y agua destilada (35%). Se lavaron con agua destilada y se sumergieron en KOH al 10 % en un vaso de precipitados de 5 a 10 min., sobre una placa de calentamiento cuidando que no se dañaran las raíces. Se retiraron del KOH y se transfirieron a una solución de H₂O₂ alcalino al 10% y a una temperatura de 50°C durante 3 minutos. Posteriormente, se enjuagó con agua corriente y se colocaron en HCl a 2%, con el fin de retirar las trazas de materia orgánica que pudiese quedar. Las muestras se retiraron del ácido y se pasaron a una solución de azul de Tripán a 0.05% en baño de vapor entre 3 y 4 min., hasta que se tiñeron las raíces. Se escurrió el colorante y se guardaron las raíces en una solución de ácido láctico-glicerina-agua (1:2:1), hasta su revisión.

Porcentaje de micorrización en raíz

Este método fue descrito por (McGonigle *et al.*, 1990), para cuantificar las diferentes estructuras micorrízicas por separado. Las raíces de cada muestra se sacaron del conservador y se colocaron en una caja de Petri, adicionándoles agua corriente. Se dispersaron bien las raíces con ayuda de pinzas y agujas y se tomaron al azar veinte segmentos de raíz de un centímetro de longitud, se colocaron paralelamente uno junto a otro, a lo largo de un portaobjetos. Se añadieron dos gotas de agua sobre los segmentos, se cubrieron con cubreobjetos, se presionó para extender las raíces y se limpió el exceso de agua. La observación se realizó para todos los segmentos de la preparación en tres puntos a lo largo del portaobjetos, con el objetivo seco fuerte (40x). el criterio de colonización se basó en la presencia o ausencia de las estructuras fúngicas en la raíz (micelio, vesículas, arbusculos, o esporas).

Para estimar el porcentaje de colonización se aplicó la fórmula:

$$\% \text{ de colonización} = (\text{campos colonizados/campos observados}) 100$$

Evaluación del proceso germinativo en *P. oleracea* y *B. vulgaris* var. *cicla*

Se utilizó suelo extraído de los sitios de muestreo, generándose dos grupos: en el primero, se esterilizó para eliminar actividad biológica, mientras que el segundo permaneció intacto. En cada

Micorriza arbuscular: ¿Predetermina la bioacumulación de iones en glicofitas?

grupo se sembraron individualmente cuatro semillas de *P. oleracea* y cuatro de *B. vulgaris*, en macetas. Posteriormente, se aplicó sal procedente de afloramientos encontrados en los sitios de estudio aplicando cinco tratamientos, cuyas conductividades eléctricas fueron 3, 6, 9, 12 y 24 dS m⁻¹, además de un testigo (0.028 dS m⁻¹). Por cada concentración se realizaron cuatro repeticiones para un total de 96 plantas (48 de cada especie). Dicho experimento se realizó bajo condiciones de invernadero con un rango de temperatura de 27 ± 2 ° C durante el día y 16 ± 2 ° C por la noche y 30% de humedad relativa promedio.

Las plantas se cosecharon a los 45 días, seccionándose en raíz, hoja y tallo en verdolaga, y en hoja y raíz para acelga. Para cada tejido se registró el peso húmedo y luego se secaron a 105° C por dos días, al término de este tiempo, se registró el peso en seco. El material se preparó para el análisis de iones mediante espectrofotometría por absorción atómica (SPECTRA 200, marca VARIAN, USA) con el fin de cuantificar la concentración de cationes. Las variables de referencia fueron para ambos cultivos: germinación de la semilla, biomasa de la planta, micorrización de la raíz y concentración de Na⁺, K⁺, Mg²⁺ y Ca²⁺.

Análisis de suelo

El suelo procedente de las unidades experimentales se secó al aire libre, se tamizó y etiquetó. Se realizó la pasta de saturación correspondiente a 100 g de muestra, con el fin de obtener datos acerca de CO₃²⁻, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, pH y CE. De la misma muestra de suelo, se tomaron 2 g, para cuantificar metales ligeros solubles (Na⁺, K⁺, Mg²⁺ y Ca²⁺) mediante análisis por absorción atómica, conforme a la técnica propuesta por Zapata y Galván (2004), con un equipo SPECTRA 200 (VARIAN, USA). La determinación de cationes en plantas y suelo, se realizó con el método cuantitativo sugerido por Ait *et al.*, (2002), el cual considera un valor numérico absoluto y adimensional denominado factor de bioconcentración (FBC) o (The bioconcentration factor en inglés BCF), el cual se calcula a partir de la fórmula siguiente:

$$\text{FBC} = [\text{i3n}] (\text{tejido o ra3z}) / [\text{i3n}] \text{soluci3n}$$

Los resultados de los muestreos de esporas y plantas se trataron mediante un análisis de correspondencias simple por el programa de cómputo MINITAB, y los datos de FBC se les hizo un análisis no paramétrico, con prueba de Kruskal-Wallis.

Resultados y Discusión

Portulaca oleracea germinó bajo estrés salino sólo en los tratamientos de 3, 6 y 9 dS m⁻¹. La germinación de *Beta vulgaris* var. cicla, es nula cuando la conductividad eléctrica alcanza un valor de 9 dS m⁻¹o superior. Tanto *P. oleracea* como *B. vulgaris* presentan alta tolerancia al estrés salino cuando se les trasplanta. De esta manera, el trasplante en ambas especies bajo conductividades eléctricas de 12 y 24 dS m⁻¹ permite que *P. oleracea* se desarrolle eficientemente hasta alcanzar una altura adecuada para la venta (entre 18 y 20 cm). En contraste, *B. vulgaris* cultivada bajo una conductividad de 24 dS m⁻¹, presentó baja altura (achaparramiento) y acortamiento del sistema radical. Por otro lado, la asociación micorrízica favoreció la bioacumulación de iones en ambas especies, aunque esta última lo hace en menor grado (Figura 1 y 2). Así mismo, se observó en los testigos de plántulas desarrolladas en presencia de HMA bioacumulaban mayor concentración de iones, en comparación con las desarrolladas en ausencia de estos.

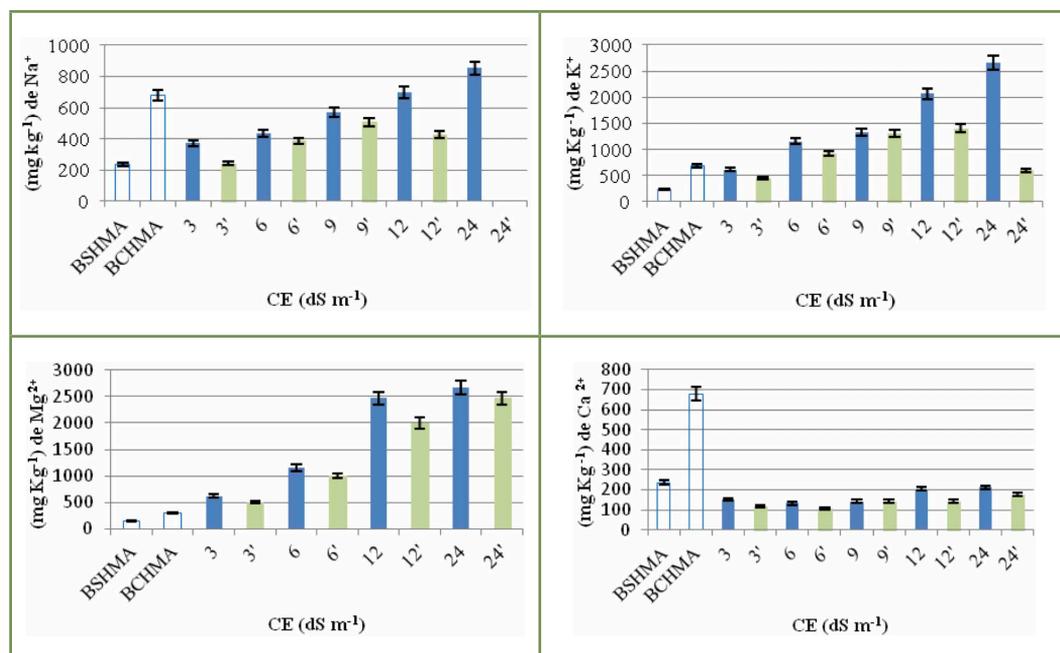


FIGURA 1. Bioacumulación de iones en tejido de *Portulaca oleraceae* cuantificado en materia seca. Las siglas BSHMA indica el tratamiento blanco en ausencia de germoplasma de HMA; BCHMA indica el tratamiento blanco con presencia de germoplasmas de HMA. ■ Tratamiento con HMA, ■ Tratamiento sin HMA.

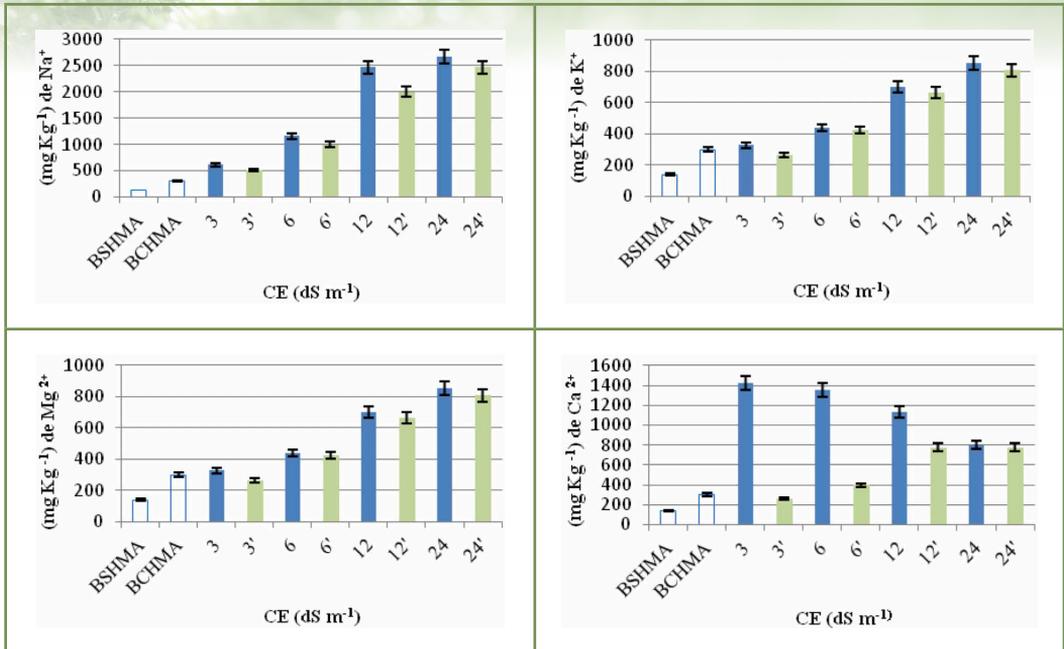


FIGURA 2. Bioacumulación de iones en tejido de *Beta vulgaris* var. cicla cuantificado en materia seca. Las siglas BSHMA indica el tratamiento blanco en ausencia de germoplasma de HMA; BCHMA indica el tratamiento blanco con presencia de germoplasmas de HMA. ■ Tratamiento con HMA, ■ Tratamiento sin HMA.

Concentración y acumulación de cationes básicos

Existieron diferencias significativas en la bioacumulación de los cationes en los distintos tejidos (Cuadro 1). El comportamiento de bioacumulación del sodio en la raíz es similar a una conductividad eléctrica tanto de 3 dS m^{-1} como de 24 dS m^{-1} , mientras que la acumulación del ión es más dinámica a conductividades medias, como 3, 6 y 9 dS m^{-1} , con respecto a potasio; su dinámica bioacumulativa fue homogénea en todos los tratamientos. Por otro lado, el comportamiento que siguen calcio y magnesio, al ser asimilados por la planta es más homogéneo, ya que la bioacumulación de estos en raíz y vástago es más dinámica a conductividades altas, esto es, de 9 a 24 dS m^{-1} .

CUADRO 1. Diferencias significativas en la concentración de ión en raíz (a) y vástago (b) para *B. vulgaris* y *P. oleracea* (P=0.05), § sin dato.

Conductividad Eléctrica (dS m ⁻¹)	[Na ⁺]	[K ⁺]	[Ca ²⁺]	[Mg ²⁺]
3	0.5723 a	0.4558 b	0.4803 b	0.5281 a
6	sd §	sd	sd	sd
9	0.4823 b	0.2448 b	0.5045 a	0.5518 a
12	0.2763 b	0.0979 b	sd	0.2158 b
24	0.9902 a	0.0109 b	0.7285 a	0.7495 a

Concentración y acumulación de sodio

Las concentraciones de sodio acumulado disminuyeron conforme aumentó la concentración de sodio en el medio (Cuadro 2); la verdolaga fue la planta que bioacumuló más sodio y la estructura en la cual se almacenó más sodio fue la hoja, de esta manera, los valores más altos del FBC registrados fueron 1513.3, 1495 y 1074.9 y el menor 127.6 obtenido en raíz. En cuanto a la bioacumulación en acelga, el valor más alto fue de 250.6 y este se registró en hoja a una conductividad de 3dS m⁻¹; al igual que la verdolaga el FBC en la acelga disminuye conforme aumenta la concentración de sodio en el medio, excepto a una CE de 24 dS m⁻¹ en la cual el valor registrado fue 165.1, así mismo, todos los valores altos de FBC fueron en hoja.

Concentración y acumulación de potasio

Al igual que con el sodio, los valores de mayor acumulación calculados en potasio están en las hojas para verdolaga, los cuales aumentan directamente proporcional con la conductividad eléctrica; de esta manera, 1570.6, 1041.8, 949.6 y 565.8 son los valores más altos, éste último calculado con respecto a la bioacumulación en raíz.

CUADRO 2. Factor de Bioconcentración (FBC) calculado para elementos ligeros en *B. vulgaris* var. cicla (BV) y *P. oleracea* (PO).

CE dS m ⁻¹	Especie	FBC Na ⁺			FBC K ⁺			FBC Ca ²⁺			FBC Mg ²⁺		
		Raíz	Tallo	Hoja	Raíz	Tallo	Hoja	Raíz	Tallo	Hoja	Raíz	Tallo	Hoja
3	BV	61.9		250.6	8.7		11.4	1.59		0.24	246.5		275.7
	PO	77.2	80.6	1513.3	1.5	136.7	10.3	22.23	0.18	0.64	214.98	149.2	6553.5
6	BV	217.5		197.8	118.6		31.2	0.23		1.8	291.7		323
	PO	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd
6	BV	11.9		88.6	27.4		10.1	1.8		0.28	293.9		421.7
	PO	40.5	92	1495.4	78.5	53.5	134.8	22.26	0.24	1.55	183.3	77.4	5110.9
12	BV	48.3		61.4	43		8.1	2.43		sd	222.1		62.2
	PO	81.1	961.9	1074.9	1041.8	1570.6	949.6	sd	sd	13.03	1781.3	213.8	2438.5
24	BV	76.6		165.1	164.2		176.3	2		1.45	442.6		195.6
	PO	127.6	95.4	sd	565.8	658	sd	2.8	1.3	sd	394.4	109.6	sd

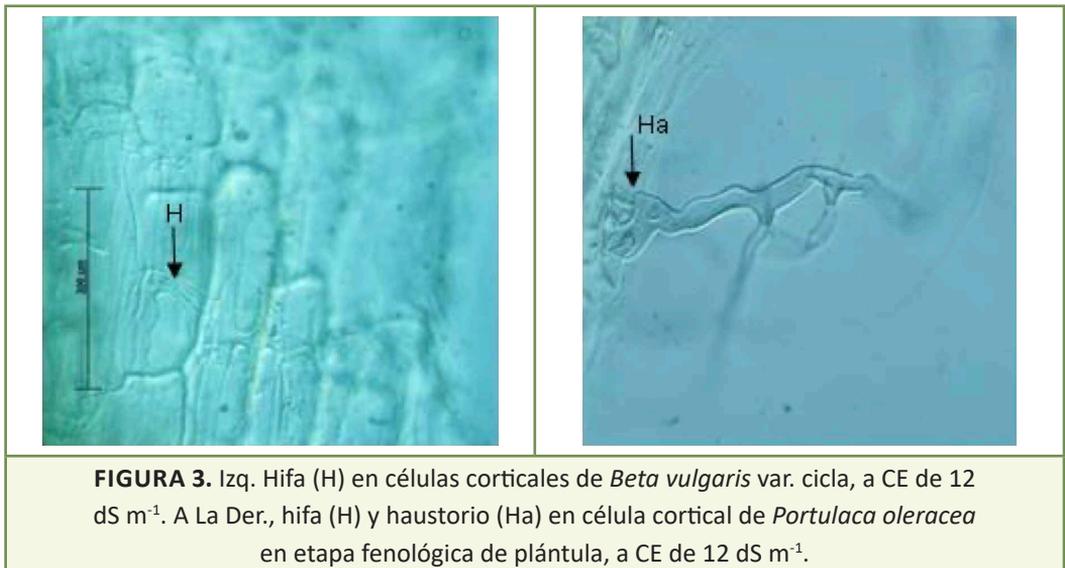
Concentración y acumulación de calcio y magnesio

Los valores del FBC de calcio para ambas especies fueron bajos, ya que el valor más alto fue de 22.26; con respecto a magnesio, se observan valores significativamente altos, los cuales se calcularon para las hojas de verdolaga, con ello se obtuvo, 6553.4, 5110.9 y 2438.5, así mismo, los valores de FBC en raíz de acelga también son altos (421.7, 275.7 en hoja y 442.6 y 222 en raíz). *B. vulgaris* y *P. oleracea*, por sus características anatómicas y fisiológicas, podrían considerarse como halófitas, aunque se observó que la germinación es la etapa fenológica de mayor susceptibilidad en condiciones de estrés salino, la cual se facilita con la intervención de la asociación micorrízica. Es importante señalar que el papel que los HMA desempeñan en las interacciones suelo-microbiota-planta, es preponderante en la dinámica ecológica-edáfica, así como su importancia en la nutrición y productividad vegetal (Khan, 2006). Además, es significativa la evidencia científica que señala que el grupo de micorrizas con mayor distribución y resistencia en ambientes impactados por prácticas antropogénicas es la familia Glomeraceae (Carvalho *et al.*, 2001; Aliasgharzadeh, 2001; Wang *et al.*, 2002; Oliviera *et al.*, 2005; Oliviera *et al.*, 2006; Schalamuk *et al.*, 2006; García y Mendoza, 2007), así mismo, el presente estudio propone al grupo de HMA del phylum Glomeromycota, en combinación con herbáceas tolerantes a la salinidad, como especies con potencial de uso en la recuperación de suelos impactados por salinidad derivada de las actividades antropogénicas.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Es necesario señalar que la capacidad adaptiva no es la única estrategia que poseen las plantas para sobrevivir en ecosistemas adversos o tolerar el estrés salino, establecer mutualismos con diversas especies de HMA es un mecanismo eficiente de tolerancia (Jain *et al.*, 1989; Entry *et al.*, 2002; García y Mendoza, 2007), el cual demanda la menor cantidad de energía a la planta, permitiéndole derivar el resto de su energía hacia el desarrollo de otras fases fenológicas.

Indudablemente, la interacción micorrízica potencia a la planta para sobrevivir al estrés y mejorar la fase de desarrollo, como lo demuestran los trabajos de Aboulkhair y El-Sokkary (1994); Gupta y Krishnamurthy (1996), Al- Karaki (2000); Wang *et al.*, (2002). Así mismo, se observó que las raíces de *P. oleracea* y *B. vulgaris*, fueron colonizadas por los HMA (Figura 3 y 4).



Concentración y acumulación de cationes básicos

La bioacumulación de Na⁺, K⁺ y Mg²⁺ en los tejidos de la planta, es directamente proporcional a la función que desarrolla cada uno de estos, por lo que las concentraciones de iones más altas se localizaron en hojas, raíces y, por último, en tallo, como lo reflejan estudios realizados por Kenger *et al.* (2002); Allison *et al.* (2002) y Rosselli *et al.* (2003). Sin embargo, altos valores del factor de bioconcentración (FBC), se registraron únicamente cuando las plantas se sometieron a tratamientos salinos de 3 y 6 dS m⁻¹, considerados de baja concentración. Por otra parte, se observó

un descenso abrupto en los valores del FBC en hoja y raíz de ambos cultivos cuando se sometió a CE de 12 dS m^{-1} , a la vez que recuperó su tendencia ascendente de bioacumulación cuando se sometió a 24 dS m^{-1} , esta tendencia de aumento representa la fase de trasplante realizada. Tal tendencia en la asimilación de sodio ya sea en fases fenológicas juveniles o maduras, parece no afectar la toma de potasio dado que los valores de FBC son muy cercanos, ello no demuestra el efecto antagónico de ambos iones, ni la absorción selectiva de K^+ a causa de la extrusión de Na^+ (Levitt, 1980; Willadino y Camara, 2003), por lo que no puede considerarse como una estrategia de tolerancia que empleen estos cultivos.

Asimismo, *P. oleracea* es capaz de compensar las concentraciones de Na^+ con la síntesis de prolina, manitol, sorbitol y otros compuestos orgánicos, los cuales funcionan como solutos compatibles (Willadino y Camara, 2003). Estos se agrupan en las células, principalmente del parénquima, en el cual además el contenido de agua es alto (Levitt, 1980). Por otra parte, aunque el potasio es un elemento importante en la regulación osmótica y en la bomba de Na^+/K^+ , la bioacumulación de sodio no parece afectar la capacidad de la planta para asimilarlo, por lo que es no atribuible una relación antagonista entre ambos cationes. Del mismo modo actúa el magnesio, dadas las elevadas concentraciones cuantificadas en los tejidos de la planta. A pesar de ser el ion central en el complejo clorofila-fotosíntesis y cofactor de varias reacciones enzimáticas, las concentraciones observadas parecen no afectar su biodisponibilidad para el metabolismo de la planta.

Aparentemente, altas concentraciones de Na^+ no afectan la toma de Ca^{2+} dada su biodisponibilidad por la planta para realizar todas sus funciones metabólicas. Lo anterior se aprecia en la carencia de modificaciones de su morfología, además de que no presenta signos de deficiencia; a esto se le podría atribuir parte de las causas por las cuales los valores registrados de este elemento fueron bajos. Sin embargo, existe la posibilidad de que las mínimas concentraciones de Ca^{2+} cuantificadas en los tejidos de las plantas pueda deberse a que este elemento estuviese acomplejado a causa del pH elevado y, por lo tanto, tornarse difícilmente bioasimilable.

Tal variabilidad observada en los valores del FBC hace inferir que *P. oleracea* y *B. vulgaris* poseen la plasticidad fenotípica necesaria para tolerar concentraciones de baja salinidad. Aunque son más eficientes para tolerar concentraciones salinas mayores que 9 dSm^{-1} , a partir de una etapa fenológica juvenil y potenciada por la relación micorrízica, dado que ello significa un menor gasto de energía. Así mismo, cuando se somete a cualquiera de estas especies a CE mayores de 12 y hasta 24, en etapas juveniles cuando estas están inoculadas con HMA, se favorece su desarrollo y potencia la bioacumulación de iones en sus tejidos. Al cuantificar la concentración de iones en los testigos expuestos a suelo con esporas de HMA y suelo esterilizado, se observó una clara diferencia en la bioacumulación de iones.

La biomasa y productividad de brote; así como crecimiento de raíz, son variables que pueden utilizarse de referencia para evaluar fitotoxicidad (Baker y Walker, 1989); sin embargo, los signos presentados por las plantas expuestas a condiciones salinas de hasta 12 dS m^{-1} en los experimentos de invernadero, no presentaron signos de toxicidad a sodio u otro catión. Con base en lo anterior, Reeves *et al.* (1996) considera que un proceso de hiperacumulación puede definirse a partir de concentraciones de metal en tejido de 1000 mg kg^{-1} PS, sin embargo, en el caso de nutrimentos como en el presente estudio, se ha considerado que de los 1000 mg kg^{-1} o ppm cuantificados, no representan el total acumulado, sino que parte de la concentración del ión cuantificado está incluida en la ruta metabólica de la planta.

Ahora bien, de acuerdo con Zayed *et al.* (1996), el factor de bioconcentración (FBC) puede utilizarse como una forma de evaluación indirecta para determinar la capacidad fisiológica de la planta para bioacumular, a partir de ser considerada como un “buen acumulador” y esto se define bajo dos criterios: i) la concentración del ión en tejido debe representar al menos el 0.5% del total del peso en seco (PS) y ii) un FBC mayor de 1000. De acuerdo con los resultados obtenidos y con base en los criterios propuestos por Zayed *et al.* (1996), es baja la concentración de Na^+ en *P. oleracea* para el tratamiento de 24 dS m^{-1} . Sin embargo, es un buen acumulador en las hojas (FBC = 1513, 1495 y 1074) en condiciones de estrés salino de 3, 9 y 12 dS m^{-1} . Así mismo, es un buen acumulador de K^+ y Mg^{2+} a una CE de 12 (FBC = 949) y FBC = 1041 en raíz, y de Mg^{2+} a CE de 3, 9 y 12 dS m^{-1} (FBC = 6553, 5110 y 2438) en hoja y FBC = 1781 a una CE de 6 en raíz.

En cuanto a la capacidad de *B. vulgaris* para bioacumular cationes, se encontró que los FBC de Ca^{2+} son bajos, por lo que se infiere que las bajas concentraciones de los tejidos son resultado de su inclusión en las rutas metabólicas. Bajo el criterio de “buena acumuladora”, si una planta bioacumula un ión en una proporción superior al 0.5% del peso seco total de la planta (Zayed *et al.*, 1996); entonces, los resultados sobre las concentraciones de iones (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}) en *B vulgaris* pueden adquirir esa clasificación, al superar dicha concentración en todos los tratamientos. No obstante, se reserva dicha categoría, debido a que nutrimentos como el Ca^{2+} , no se bioacumulan totalmente, sino que parte de esta es utilizada en los procesos metabólicos.

Conclusiones

Beta vulgaris var. *cicla* y *Portulaca oleracea* tienen la capacidad de germinar en condiciones salinas de hasta 6 dS m^{-1} , la dormancia germinativa se prolonga en conductividades eléctricas cercanas a 9 dS m^{-1} y la germinación se inhibe a CE de 12 dS m^{-1} . Por lo tanto, pueden producirse con

rendimientos económicos favorables en suelos cuya CE no exceda de 6 dS m^{-1} . Por un lado, la hoja es el principal órgano en el cual se bioacumula la mayor concentración de iones Na^+ , K^+ y Mg^{2+} , y en segundo caso la raíz y el tallo. Por otro lado, cabe considerar que las bajas concentraciones cuantificadas de Ca^{2+} en los tejidos, se deben posiblemente a su antagonismo con el Na^+ .

Cabe mencionar que *P. oleracea* es acumuladora de iones, en el supuesto de que la concentración total cuantificada en sus tejidos superó los 1000 mg Kg^{-1} en FBC de su peso seco. Considerando lo anterior, puede emplearse como especie de doble propósito en la fitoextracción de iones, en suelos contaminados por salinidad.

Referencias

- Aboulkhair K. S. y El-Sokkary I. H. 1994. Effect of salinity, boron and sodium on the growth and root infection by VAM, *Rhizobium* and *Frankia* of seedlings of three tree species. J. Agric. Sci. Egypt. 19:2969–2980.
- Ait A. N., Bernal M. P., y Ater M. 2002. Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*. Plant Soil. 239: 103-111.
- Aliasgharzadeh N., Saleh Rastin N., Towfighi H. y Alizadeh A. 2001. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in saline soils of the Tabriz Plain of Iran in relation to some physical and chemical properties of soil. Micorrizha 11:119–122.
- Al-Karaki G. N. 2000. Growth of mycorrhizal tomato and mineral acquisition under salt stress. Micorrizha 10:51–54.
- Baker A. J y Walker P. L. 1989. Physiological responses of plants to heavy metals and the quantification of tolerance and toxicity. Chem. Spec. Bioavail.1: 7-17.
- Bhoopander G. y Mukerji K. G. 2003. Mycorrhizal inoculant alleviates salt stress in *Sesbania aegyptiaca* and *Sesbania grandiflora* under field conditions: evidence for reduced sodium and improved magnesium uptake. Mycorrhiza 157:345-364.
- Carvalho L. M., Caçador I. y Martins-Loução M. A. 2001. Temporal and spatial variation of arbuscular mycorrhizas in salt marsh plants of the Tagus estuary (Portugal). Mycorrhiza 11:303–309.
- Chen D. M., Ellui S y Herdman K. 2001. Influence of salinity on biomass production by Australian *Isolothus* spp. Isolates. Mycorrhiza 11:231-236.
- Entry J. A., Rygielwicz P. T., Watrud L. S. y Donnelly P. K. 2002. Influence of adverse soil conditions on the formation and function of arbuscular mycorrhizas. Adv. Environ. Res. 7:123–138.

- García V. I. y Mendoza E. R. 2007. Arbuscular mycorrhizal fungi and plant symbiosis in a saline-sodic soil. *Mycorrhiza* 17:167–174.
- Gerdemann J. W. y Nicholson. T. H. 1963. "Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting", *Trans Brit. Mycol. Soc* 46: 235-244.
- Gupta R. y Krishnamurthy K. V. 1996. Response of mycorrhizal and non-mycorrhizal *Arachis hypogaea* to NaCl and acid stress. *Micorrhiza* 6:145–149.
- INECOL. Instituto Nacional de Ecología. 2001. Programa rector de restauración ecológica del Área Natural Protegida zona sujeta a conservación ecológica Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco. CORENA. 1098 pp.
- Jain P. K., Paliwal K., Dixon R. K. y Gjerstad D. H. 1989. Improving productivity of multipurpose trees on substandard soil in India. *J. For.* 87:38–42.
- Katembe W. J., Ungar I. A. y Mitchell J. P. 1998. Effect of Salinity on Germination and Seedling Growth of two *Atriplex* species (Chenopodiaceae). *Ann.Bot.* 82:167-175.
- Khan G. A. 2006. Mycorrhizoremediation an enhanced form of phytoremediation. *Journal of Zhejiang University. Science b* 7:503-514.
- McGonigle T. P., Miller M. H., Evans D. G., Fairchild G. L. y Swan J. A. 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol* 115:495–501.
- Núñez L. R., Vong M. Y., Borges O. R. y Olguín J. E. 2004. Fitorremediación: Fundamentos y Aplicaciones. *Ciencia* 55:3 69-82 pp
- Oliveira S. R., Castro L. M. C., Dodd C. J. y Vosátka M. 2006. Different native arbuscular mycorrhizal fungi influence the coexistence of two plant species in a highly alkaline anthropogenic sediment. *Plant Soil* 287:209–221.
- Oliveira S. R., Vosátka M., Dodd J. C. y Castro P. M. L. 2005. Studies on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi and the efficacy of two native isolates in a highly alkaline anthropogenic sediment. *Mycorrhiza* 16:23–31.
- Phillips J. M. y Hayman. D. S. 1970. Improved procedures for clearing and steaning parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Trans. Br. Mycol. Soc* 55:158-161.
- Reeves R. D., Baker A. J.M., y Brooks R. R. 1996. Abnormal accumulation of trace metals by plants. *Min. Environ. Man.* 3: 4-8
- Rosselli W., Keller C. y Boschi K. 2003. Phytoextracción capacity of trees growing on a metal contaminated soil. *Plant Soil* 256:265-272.

Micorriza arbuscular: ¿Predetermina la bioacumulación de iones en glicofitas?

- Ruiz L. J. y Azcón R. 2000. Symbiotic efficiency and infectivity of an autochthonous arbuscular mycorrhizal *Glomus* sp from desaline soils and *Glomus deserticola* under salinity. *Micorrhiza* 10:137-143.
- Schalamuk S., Velázquez S., Chidichimo H., y Cabello M. 2006. Fungal spore diversity of arbuscular mycorrhizal fungi associated with spring wheat: effects of tillage. *Mycologia*. 98: (1): 16-22
- Schenk N. y Pérez Y. 1990. Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi. INVAM. Gainesville. 286 pp.
- Wang F.Y., Liu R.J. y Lin X.G. 2002. Arbuscular mycorrhizal status of wild plants in saline-alkaline soils of the Yellow River Delta. *Micorrhiza* 14:133–137.
- Zapata A. C. y Galván V. Ma. De los. A. 2004. Manual básico de absorción atómica para el manejo del equipo Spectra 200 Marca Varian. F.E.S. Zaragoza, UNAM. México. 52 pp.*
- Zayed A., Gowthaman S., y Terry N. 1998. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. *J. Environ. Qualt.* 27: 715-721



Hongos micorrízicos arbusculares y su influencia en los ambientes salinos en la zona chinampera de Xochimilco, Ciudad de México

Brenda Karina Guevara–Olivar^{†1}
Ramiro Ríos Gómez²

¹Facultad de Estudios Superiores Aragón, Universidad Nacional Autónoma de México

² Unidad de Investigación en Sistemática Vegetal y Suelo, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México

[†]autor responsable: brendaguevarago@aragon.unam.mx

Resumen

Los hongos micorrízicos arbusculares (HMA) reducen los efectos de estrés asociados al suelo como: alta salinidad, deficiencias de nutrimentos y agua, pH altos (Entry *et al.*, 2002), contaminados (Enkhtuya *et al.*, 2002), semiáridos degradados (Caravaca *et al.*, 2003) y alta humedad (Escudero y Mendoza, 2005). La simbiosis micorrízica por lo tanto es una estrategia que tienen las plantas para sobrevivir en estas condiciones y representa una estrategia potencial muy valiosa para el diseño de proyectos de restauración de ambientes degradados por estas causas. La riqueza de especies de HMA contribuye al mantenimiento de la diversidad de la comunidad vegetal y de la estabilidad del ecosistema (Van der Heijden *et al.*, 1998 a,b; Dodd *et al.*, 2002; Renker *et al.*, 2004) y son también fundamentales en el establecimiento y supervivencia de plantas en un amplio intervalo de hábitats (Enkhtuya *et al.*, 2003). Por ello, el objetivo del presente estudio fue el de contribuir al conocimiento de las asociaciones plantas-micorrizas presentes en suelos salinos de chinampa en Xochimilco.

Se encontró que los procesos de producción en la chinampa, constitución geomorfológica del suelo, fluctuación del nivel freático, diversificación de las actividades productivas, tipo de cultivo, periodicidad y cambio de uso de suelo, son factores directamente relacionados con la salinización y la estacionalidad de los procesos que determinan la diversidad botánica y micorrízica del sitio de estudio. Así mismo, dentro de los HMA, la familia Glomeraceae es la que está mejor representada en suelos cuya perturbación se debe a la salinidad y las frecuencias de especies son más numerosas

en la rizósfera de las 14 herbáceas estudiadas establecidas en estos sitios. También, se observó que *Chenopodium macrospermum* spp. *Halophyllum*, *Heliotropium curassavicum*, *Suaeda torreyana* y *Distichlis spicata*, toleran CE de hasta 30 dSm⁻¹ y *Pennisetum clandestinum*, *Hordeum jubatum*, *Cynodon dactylon*, *Urtica dioica* asociadas a especies de HMA del género *Glomus*, pueden emplearse a través de un gradiente salino como parte de una alternativa potencial para restaurar sitios deteriorados químicamente por salinidad.

Palabras clave: salinidad, chinampa, Xochimilco, hongos micorrízicos arbusculares.

Introducción

La biorremediación de suelos salinos en México, es una técnica pocas veces utilizada en los procesos de restauración ecológica como parte de las técnicas empleadas en la reactivación de tierras ociosas y recuperación nutrimental de parcelas salitrosas sin embargo; la presión económica que se ejerce sobre las parcelas de producción es extrema, por lo que se tiende a adoptar técnicas más rápidas, costosas y que a corto y largo plazo llegan a ser perjudiciales para la microbiota del suelo (Núñez *et al.*, 2004)

En Xochimilco el problema de la salinidad es preocupante, ya que solo el 16.75 % de la superficie que ocupa el Área Natural Protegida, se encuentra en aptitud productiva, 41.02 % en aptitud productiva con riesgos de salinidad, 18.21 % sin aptitud por salinidad, 1.23 % de aptitud alta con riesgos por sodicidad y 22.79 sin aptitud por salinidad y sodicidad (INECOL, 2001), ello significa que es ineludible llevar a cabo acciones que lleven al rescate de la actividad productiva de la zona.

De esta manera que la zona chinampera de Xochimilco enfrenta un serio problema de deterioro ambiental por contaminación química y biológica, no obstante; tres actividades económicas (Turismo, Ganadería y Agricultura), coexisten en el área y es la actividad agrícola la que tradicionalmente ha sido centro de atención y le ha permitido al área, el reconocimiento por la UNESCO de Patrimonio Mundial Cultural y Natural. Esta actividad económica se ha visto seriamente afectada al degradarse el suelo por la salinidad, problema que día con día se incrementa e impacta negativamente a este recurso natural, de este modo se corre el riesgo de convertirse en un área improductiva y se pierda con ello su biodiversidad (INECOL, *op. cit.*). Con base en lo anterior, es ineludible generar conocimiento que permita detener el proceso de degradación y mejor aún, recuperar las zonas afectadas y en lo posible restaurarlas ecológicamente, por ello en la presente investigación se busca definir el intervalo de tolerancia a la salinidad de una lista de especies vegetales y hongos micorrízicos arbusculares asociados, que se desarrollan a lo largo de un

gradiente de concentración con el fin de emplearlas en la biorremediación del área según su grado de afectación, lograr la reactivación de la producción agrícola y conservar del paisaje chinampero.

II Origen y Naturaleza de los Ambientes Salinos

Los ambientes salinos del planeta se caracterizan por una elevada concentración de sales solubles. Estos ambientes pueden ser acuáticos, como los océanos y lagos salados, o bien terrestres, tanto en áreas húmedas como áridas, costeras o continentales (Aguilera, 1989). La salinidad en áreas alejadas del mar, en el interior del continente, se hace más frecuente bajo condiciones áridas y semiáridas. Sin embargo, en regiones húmedas se forman áreas salinas debido a deposiciones de sales fósiles o a la proximidad de manantiales salinos (Aguilera, *op. cit.*). En las tierras áridas y semiáridas la principal característica es la elevada evapotranspiración asociada a la escasez e irregularidad de las lluvias. Cuanto más grande sea la razón entre evaporación y precipitación, tanto más favorable se hacen las condiciones para la salinización del suelo (Willadino y Camara, 2004).

Origen de los ambientes salinos

Las principales fuentes naturales de salinidad son de origen marino y litogénico. Sin embargo, para fines del presente estudio, a continuación, se comentará la contribución a la salinidad por origen litogénico y antropogénico (Richards, 1954).

Origen litogénico

La corteza terrestre está formada por rocas que constituyen la litósfera y que sufren la acción de la meteorización, liberando productos que van a formar los suelos o los sedimentos en el fondo de ríos y otras masas de agua. Las rocas se componen de minerales primarios de los grupos: cuarzo, feldspatos, micas, anfíboles, piroxenos y olivinos o de minerales secundarios como: dolomita, calcita, entre otros.

También se encuentran fosfatos, sulfatos, sales alcalinas y alcalino-térreas, además de fósiles de carbono y deposiciones de elementos individuales como el azufre (Larcher, 1995).

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

La mayoría de las rocas se formaron bajo condiciones de temperatura y presión elevadas y sus constituyentes son termodinámicamente inestables en condiciones atmosféricas. Por tanto, los factores ambientales promueven y regulan la meteorización de las rocas y la formación de los suelos, en tanto que el agua es el componente climático más importante en este proceso.

Intemperismo físico

Desintegración

Roca \longrightarrow gravas, arena, limo e incremento del área de superficie expuesta.

El agua actúa como reactivo, solvente y medio de transporte de los productos de la meteorización, por lo que existe todo un proceso de intercambio entre litosfera e hidrosfera. El régimen de lluvia de una región controla la acción mecánica del agua sobre el sustrato rocoso y realiza la disolución de los minerales primarios para formar tanto minerales secundarios, como electrólitos e iones libres.

Intemperismo químico

Descomposición

Productos de la desintegración \longrightarrow Constituyentes solubles **1** + Minerales secundarios **2**

1 CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ ; también se incluye $\text{Si}(\text{OH})_4$

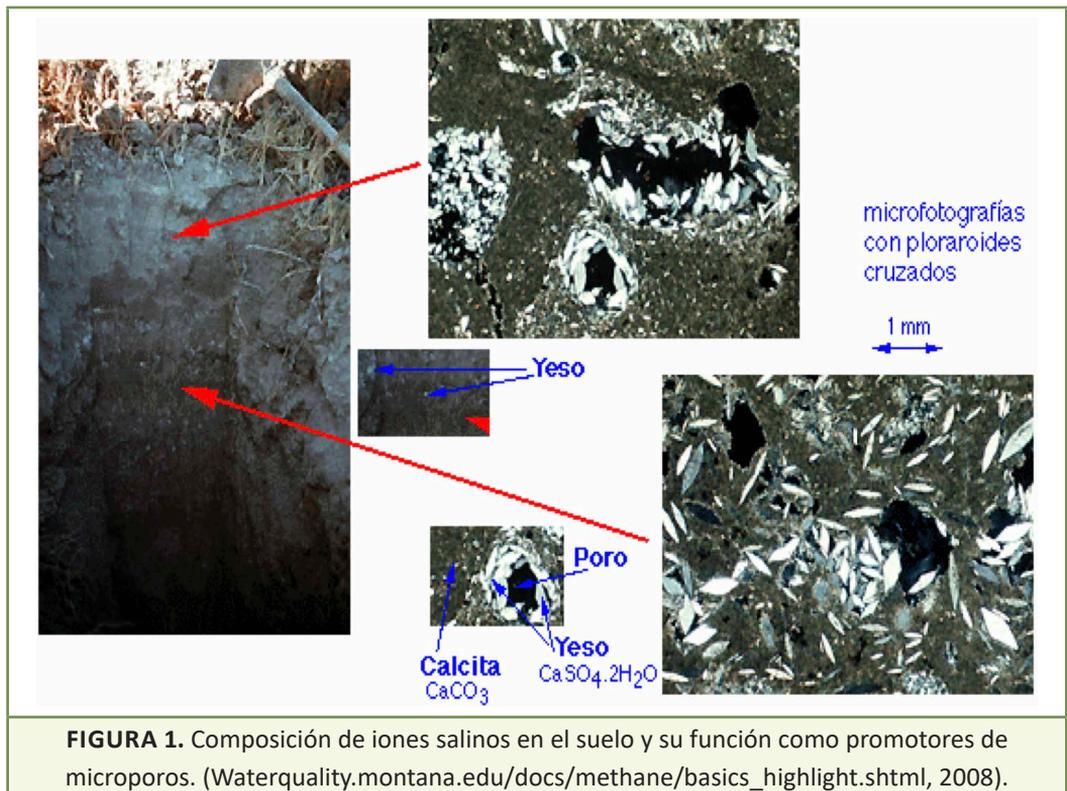
2 Arcillas, hidróxidos de Fe, Al y Si, carbonatos, sulfatos, nitratos, fosfatos, boratos, etc.

El dióxido de carbono (CO_2) y el oxígeno (O_2) también ejercen un papel importante en la meteorización. La descomposición elemental de las rocas y la solubilidad de los elementos mantienen una estrecha relación con la naturaleza de las sales que son liberadas por la meteorización. Los elementos minerales que se encuentran en concentraciones más elevadas en la litosfera son, en orden decreciente: silicio, aluminio, sodio, hierro, calcio, magnesio, potasio y fósforo (Larcher, 1995). Las sales de sodio y magnesio son las más abundantes en los suelos salinos, sobre todo en forma de cloruros y sulfatos. Por su muy alta solubilidad, el cloro se encuentra en las rocas en concentraciones muy bajas que en promedio representan 0.04%, por otro lado, el sulfato puede llegar al 0.27% en rocas sedimentarias como las calizas (Waisel, 1992).

La erosión de las rocas también puede liberar carbonatos de calcio y magnesio. Estos cationes divalentes pueden ejercer un importante control de la salinización del suelo. Este efecto se da en parte, porque estos cationes son atraídos hacia la superficie de las arcillas por una fuerza que es el doble de la que atrae a los cationes monovalentes como el Na^+ . Con esto, la fuerza de repulsión

entre las superficies cargadas negativamente disminuye y se forman agregados que mejoran la porosidad y consecuentemente la permeabilidad del suelo, estos microporos y macroporos se componen de una matriz de yeso o calcita como lo muestra la figura 1 (Willadino y Camara, 2003).

A pesar de la importancia de las rocas en la formación del suelo, su papel en la salinización de ellos solo adquiere dimensiones relevantes en zonas áridas y semiáridas.



Salinidad en Xochimilco

Para los suelos de la zona de chinampas de Xochimilco, D.F., que por su naturaleza son suelos de salinidad sódica, los valores de rendimiento por cultivo se encuentran muy disminuidos (15.0 – 20.0%) ya que los cultivos que se desarrollan y crecen en suelos de salinidad sódica, se

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

ven afectados por tres procesos adversos, como son: altas presiones osmóticas, procesos de hidrólisis debido al contenido de algunas cantidades de sodio intercambiable XNa y procesos de deficiencias nutricionales, causadas por la precipitación de calcio en forma de carbonato de calcio $CaCO_3$. También en condiciones de salinidad sódica la disponibilidad de muchos nutrimentos y microelementos se reduce considerablemente, como es el caso del fósforo, zinc, cobre y manganeso (Ortega y Velásquez, 2000).

La circulación permanente del agua de riego por la red de canales de la zona chinampera hace que en los suelos de las chinampas se tengan altos niveles freáticos.

Como consecuencia de los procesos de evapotranspiración, los suelos de la zona de chinampas se salinizan en diferentes grados. La intensidad de los procesos de acumulación de sales, en los espesores superiores de los suelos, está relacionada en primer lugar, con las características microgeomorfológicas de cada chinampa en particular y de manera secundaria con el tipo e intensidad de las prácticas agroalimentarias que se llevan a cabo en las diferentes chinampas; o con el abandono de uso agrícola de los suelos de las chinampas (Ortega y Velásquez, 2000)

El aumento de las concentraciones de las sales en los suelos de las chinampas de Xochimilco, y además asociado a esto las condiciones de alcalinidad en las soluciones de los suelos, debido a los altos valores de sodio intercambiable XNa en los diferentes espesores de los suelos, ha conllevado a que se reduzcan las capacidades productivas de las chinampas (Ortega y Velásquez, 2000).

Sodicidad

La soda Na_2CO_3 es un compuesto de alta solubilidad (178.0 gL^{-1} a 20°C). Gracias a los procesos de hidrólisis la soda produce una alta alcalinidad del medio acuoso hasta un $\text{pH} = 10.0 - 12.0$. Debido a la alta alcalinidad y alta solubilidad de la soda, esta sal tiene una alta toxicidad para la mayoría de las plantas. La presencia de la soda en las soluciones de los suelos provoca la peptización de los sistemas coloidales de los suelos, la destrucción de la estructura y que se tenga en los suelos una muy baja permeabilidad. La aparición de la soda en pequeñas cantidades $0.05 - 1.0\%$, condiciona una disminución de la fertilidad de los suelos debido a la alta alcalinidad y a la pérdida de la estructura (Ortega y Velásquez, 2000).

La tendencia a que el carbonato de sodio Na_2CO_3 pase de bicarbonato de sodio $NaHCO_3$ aumenta a medida que se tiene un mayor contenido de ácido carbónico en la solución del suelo. En contraste, con contenidos bajos de bióxido de carbono en la atmósfera del suelo, es decir, cuando se tiene

una actividad biológica muy baja de los microorganismos y un contenido muy bajo de sustancias orgánicas o durante la elevación de la temperatura de la solución del suelo, el bicarbonato de sodio fácilmente pasa a carbonato de sodio, liberándose agua y bióxido de carbono.

El sulfato de sodio Na_2SO_4 , es una sal típica de los suelos salinos, de las aguas freáticas salinas, de los lagos y de los sedimentos pelíticos. La toxicidad del sulfato de sodio es menor en dos o tres veces que el sulfato de magnesio. Y debido a los cambios en la solubilidad cuando se tienen variaciones en la temperatura, el comportamiento del sulfato de sodio es muy complejo. Durante las estaciones del año, el sulfato de sodio asciende por capilaridad hacia la superficie de los suelos de manera conjunta con las sales más solubles (sulfato de magnesio, cloruro de magnesio y cloruro de sodio).

En las estaciones frías del año el sulfato de sodio, debido a la disminución de su solubilidad no se lixivia en el suelo con los flujos de humedad descendentes quedándose por este motivo en la superficie de los suelos. Además, el sulfato de sodio se precipita de las soluciones saturadas cuando la temperatura de los suelos disminuye. En estas situaciones, el sulfato de sodio se precipita formando cristales transparentes de mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$). Después, durante las estaciones calientes del año, la mirabilita se deshidrata transformándose en un polvo blanco deshidratado de sulfato de sodio llamado tenardita.

Materiales y Métodos

Trabajo de campo

Suelo

Se realizaron recorridos de campo a través de la zona canalera de Xochimilco, con el fin de determinar los sitios con mayor afectación por salinidad, con base en ello, se escogieron cuatro sitios, dos parcelas ubicadas en los parajes Tlicuilli y Distrito de Riego y dos chinampas ubicadas en los parajes Tezhuilo y Toltenco.

Para determinar el grado de salinidad que afectaba a los sitios, se consideró la presencia de costras salinas y/o humatos, presencia de plantas ruderales con afinidad salina, efectos toxicológicos en cultivos locales, Conductividad Eléctrica en agua de canal y en suelo 1:2 en agua y pH en agua de canal. Así mismo, Cuanalo (1975) y Valencia y Hernández (2002) fueron tomados de referencia para realizar la caracterización ecológica y edafológica en los sitios de muestreo.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Para la caracterización edafológica se tomaron muestras de suelo cada 20 cm de espesor hasta que se llegó al manto freático y una muestra compuesta a fin de determinar los parámetros físicos y químicos de los suelos en la zona de estudio.

Plantas

Recolecta de plantas y esporas

Se recolectaron 250 g de suelo rizosférico y raíces secundarias por quintuplicado de aquellas plantas que se encontraron en los suelos salinos, las muestras fueron recolectadas en los primeros 10 cm de profundidad desde el nivel del suelo por encontrarse aquí el mayor número de esporas. Además del suelo rizosférico y raíces, se extrajeron plantas y se procedió a su herborización (UACH, 1985) para posteriormente realizar la determinación taxonómica. Las raíces recolectadas fueron fijadas en Formaldehído Alcohol Ácido acético (FAA) y se transportaron al laboratorio para su posterior clareamiento, tinción y análisis micorrízico.

Trabajo de laboratorio

Suelo

A las muestras de suelo tomadas en campo se les realizó el siguiente análisis utilizando los métodos que se indican:

Variable	Método
Color	Tablas Munsell (Munsell, 1999)
Textura	Procedimiento de Bouyoucos Método AS-09 (Norma Oficial Mexicana NOM- 001- ECOL_1996).
pH activo	Potenciómetro No. Método AS-02 (Norma Oficial Mexicana NOM- 001- ECOL_1996).
Materia Orgánica	Procedimiento de Walkey y Black (Black, 1934, <i>en</i> Gavande, 1079)
Conductividad Eléctrica	Método AS-18 (Norma Oficial Mexicana NOM- 001- ECOL_1996).
CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}	Método AS-21 (Norma Oficial Mexicana NOM- 001- ECOL_1996).
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Espectrofotometría por Absorción Atómica

Análisis micorrizico

Aislamiento de esporas

Para cada muestra se realizó el aislamiento de las esporas por el método de decantación y gradientes de sacarosa de Gerdemann y Nicholson (1963), adaptándolo para suelos muy arcillosos, esta modificación consistió en la adición de glicerol como solución de mayor densidad en lugar de sacarosa al 80%. Bajo repetidas pruebas, se observó que el glicerol retiene una mayor cantidad de esporas en comparación con la cantidad de esporas retenidas con sacarosa al 80%. Después de realizar el gradiente de sacarosa al 40%, 60% y glicerol. Se realizó una suspensión de 50 g de suelo en 100 mL de agua, se agitó mecánicamente por 5 minutos y se dejó reposar 10 minutos. Subsecuentemente se filtró por una serie de tamices que van de 149 μm , 105 μm , 74 μm y 45 μm , evitando el suelo del sedimento.

El suelo obtenido de cada tamiz se resuspendió en 10 mL de agua, y cuidando que no se rompiera el gradiente se añadió el suelo en cada tubo, se etiquetaron los tubos y se colocaron en la centrífuga a 3000 rpm por 5 minutos. Terminada la centrifugación, el sobrenadante se separó en cajas de Petri para su posterior montaje en portaobjetos e identificación.

Montaje y determinación taxonómica

Se procedió a la preparación de laminillas siguiendo la técnica de Schenck y Pérez (1990).

Se colocó en un extremo del portaobjetos una pequeña gota del líquido de montaje PVLG y se adicionaron de 20 a 25 esporas intactas, posteriormente se colocó el cubreobjetos evitando la formación de burbujas y se repitió la operación para (PVLG + reactivo de Melzer), se dejó espacio suficiente en un extremo de portaobjetos para colocar una etiqueta. Se dejó secar la preparación de 24-48 horas a estufa entre 60 ° y 65 °C en posición horizontal, posteriormente se observaron las preparaciones en el microscopio.

Para la identificación de las especies se requirió determinar el tamaño de las esporas y la estructura de la pared, este último es el principal criterio que se utilizó para la determinación de las especies; en este paso se aplicó una ligera presión en uno de los cubreobjetos para romper la pared de la espora y así poder definir su estructura.

Para la determinación taxonómica de las especies de HMA se recurrió a la valiosa colaboración de la especialista, M. en C. Laura Hernández Cuevas investigadora del Laboratorio de Micorrizas, del

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Centro de Investigaciones en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Tlaxcala, se empleó el manual de (Schenck y Pérez, 1990) y posteriormente se ratificaron las especies con la Colección Internacional de HMA (INVAM).

Además de la determinación taxonómica, se realizó la cuantificación del número de esporas por 50 g de suelo, por cada especie recolectada y determinada.

Clareamiento de raíces

Este se realizó siguiendo el método propuesto por Phillips y Hayman (1970), para ello, las raíces se fijaron previamente en una mezcla de formol (10%), ácido acético (50%), alcohol (5%) y agua destilada (35%) (FAA), se lavaron con agua destilada y fueron sumergidas en KOH al 10 % en un vaso de precipitados de 5 a 10 minutos sobre una placa de calentamiento, cuidando que no se dañaran las raíces. Se retiraron del KOH y se transfirieron a una solución de peróxido de hidrógeno alcalino al 10% en caliente por 3 minutos, con el fin de retirar las trazas de materia orgánica que pudiese quedar, posteriormente se enjuagó con agua corriente y se colocaron en HCl al 2% para acidificar. Después de acidificar se retiraron del ácido y se pasaron a una solución de Azul de Tripán al 0.05% en baño de vapor entre 3 o 4 minutos hasta que se tiñeron las raíces, a las raíces ya teñidas se les escurrió el colorante y se guardaron las raíces en una solución de ácido láctico-glicerina-agua (1:2:1, v:v) hasta su revisión.

Porcentaje de micorrización en raíz

Este método fue descrito por (McGonigle *et al.*, 1990), para cuantificar las diferentes estructuras micorrízicas por separado. Las raíces de cada muestra se sacaron del conservador y se colocaron en una caja de Petri adicionándoles agua corriente. Se dispersaron bien las raíces con ayuda de pinzas y agujas y se tomaron al azar veinte segmentos de raíz de aproximadamente un centímetro de longitud, fueron colocados paralelamente uno junto a otro a lo largo de un portaobjetos. Se colocaron unas cuantas gotas de agua sobre los segmentos, se cubrieron con cubreobjetos y se presionó ligeramente para extender las raíces. Se limpió el exceso de agua con papel higiénico y se observó al microscopio.

La observación se realizó para todos los segmentos de la preparación en tres puntos a lo largo del portaobjetos, con el objetivo seco fuerte (40x). Al realizar las observaciones se consideró la

presencia (+) o ausencia (-) de las estructuras fúngicas en la raíz (micelio, vesículas, arbusculos, o esporas), anotándose las estructuras que se observaron.

Para estimar el porcentaje de colonización se aplicó la fórmula:

$$\% \text{ de colonización} \left(\frac{\# \text{ de campos colonizados}}{\# \text{ de campos observados}} \right) \times 100$$

Índice de diversidad de Simpson

Considerando la cuantificación de esporas realizada, se obtuvo la riqueza (R), abundancia (A) y Abundancia relativa (AR) a fin de calcular el índice de Diversidad de Simpson (D), el cual se obtiene sustituyendo los valores con base en la siguiente fórmula:

$$D = \frac{1}{\sum (AR^2)}$$

Resultados

Caracterización ecológica de los sitios de estudio.

El terreno estudiado en el paraje Toltenco (figura 12), corresponde a una chinampa de forma rectangular de aproximadamente 1000 m² de superficie y circundada en tres de sus lados por dos apantles (canales) y un acalote o canal principal, los cuales le brindan buen aporte de humedad; el manto freático se encontró a 75 cm por debajo del nivel del suelo en su parte menos profunda y a 1.80 m en la más profunda.

El relieve presenta una ligera pendiente no mayor al 2% con proyección sur-norte, lo que favorece la acumulación de altas concentraciones salinas y la formación de costras álcali negro hacia la parte central de la parcela. En el sitio de acumulación, es evidente la ausencia de cobertura vegetal, a excepción de algunos individuos de *Chenopodium macrospermum* spp. Halophilu



FIGURA 12. Paraje Toltenco, Xochimilco y perfil de suelo.

Ch. berlandieri y *Solanum rostratum* distribuidos de forma heterogénea. La aptitud del sitio es semiproductiva, debido a las características visiblemente salinas las cuales dificultan o inhibe la capacidad germinativa de los cultivos, particularmente de Maíz. Con respecto a los cultivos establecidos en la zona salina, presentan achaparramiento, clorosis de hojas secundarias y marchitamiento de los ápices síntomas clásicos de fitotoxicidad.

Tezhuiloc (Figura 13), se caracteriza por ser una chinampa cuya superficie de producción estimada es de una hectárea y solo uno de sus lados colinda con un acalote por el cual fluye la mayor cantidad de agua hacia la parcela. El manto freático se encuentra a 80 cm de la superficie del suelo cuando más somero y a 120 cm en su parte más profunda. Hacia la ribera de la chinampa, se presenta una leve irregularidad con proyección norte-sur con pendiente no mayor al 2% lo que favorecería la acumulación de sal, sin embargo, esta no es visible a pesar de observarse especies tolerantes a la salinidad como *Pennisetum clandestinum*, *Rumex crispus*, *Tanacetum* sp. y *Ambrosia psilostachya*.

Cabe destacar que en la superficie laboreada en donde recientemente se ha cosechado maíz forrajero no son visibles costras ni manchas salinas. Con base en información facilitada por los productores, el grado de salinidad presente en el sitio pareció no afectar la producción de maíz forrajero.



FIGURA 13. Paraje Tezhuiloc, Xochimilco.

El terreno ubicado en el paraje Tlicuilli (Figura 14), corresponde a una chinampa de forma rectangular de aproximadamente hectárea y media de superficie, la cual colinda en dos de sus lados con los canales, “El Japón” y “Tlicuilli”, de los cuales se bombea agua para el riego. El manto freático, se encontró a una profundidad de 50 cm.



FIGURA 14. Perfil de suelo, paraje Tlicuilli, Xochimilco.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

El relieve es homogéneo y sin pendiente a excepción de una leve depresión de forma cónica presente en el terreno con proyección sur-norte con afloramiento de alcali blanco en su superficie. La vegetación dominante en el sitio se encuentra caracterizada por *Distichlis spicata* y *Pennisetum clandestinum* en menor abundancia, así como algunos individuos de *Cassuarina equisetifolia*

La parcela de estudio ubicada en la zona Ejidal denominada como Distrito de Riego (Figura 15), tiene una extensión de 890 m².



FIGURA 15. Paraje Distrito de Riego, Xochimilco y perfil de suelo.

No presenta colindancias con acalotes o apantles; el relieve es regular aunque presenta un desnivel con proyección oeste-este en cuya superficie se observan humatos y afloramientos de álcali negro. La profundidad a la cual se encuentra el manto freático es superior a los 2.0 m.

El predio se encuentra cultivado con acelga, misma que se encontró fuertemente estresada a causa de la salinidad; entre las especies presentes y en orden de dominancia en las márgenes de la parcela, se observó *Hordeum jubatum*, *Suaeda diffusa* y en menor número *Chenopodium macrospermum* spp. *Halophilu* y *Heliotropium curassavicum*.

Propiedades físicas y químicas de los suelos

Xochimilco tiene en la zona chinampera suelos oscuros que se caracterizan por un elevado porcentaje de materia orgánica, en los parajes Toltenco y Distrito de Riego el color del suelo es gris en seco y negro en húmedo (Cuadro 8), por su parte los suelos en Tlicuilli y Tezhuiloc son de color gris oscuro en seco y negro en húmedo. El sedimento del cual se conforman estos suelos tiene su origen de la intensa actividad volcánica producida en la cuenca por lo que es importante el predominio de arcillas confiriéndoles una textura migajón arcillosa a arcillosa, lo que favorece la retención de humedad. Con respecto a la densidad real de los sitios, en todos ellos el mayor valor de densidad real se encuentra en los primeros 20 cm de profundidad.

CUADRO 8. Principales propiedades físicas de los suelos de chinampa.

Sitio	Profundidad Cm	Color		DA Mg m ⁻³	DR Mg m ⁻³	Textura
		Seco	Húmedo			
Toltenco	0-10	10 YR 5/1 Gris	5Y 2.5/1 Negro	0.58	1.76	Migajón arcilloso
	10-20	10Y 5/1 Gris	7.5YR 2/0 Negro	0.55	1.83	Migajón arcilloso
Tezhuiloc	0-10	10Y 5/1 Gris oscuro	7.5 YR 2/0 Negro	0.47	1.86	Migajón
	10-20	10Y 5/1 Gris oscuro	7.5 YR 2/0 Negro	0.53	1.95	Migajón arcilloso
Tlicuilli	0-10	10Y 5/1 Gris	7.5YR 2/0 Negro	0.52	1.45	Migajón arcilloso
	10-20	10Y 5/1 Gris oscuro	7.5 YR 2/0 Negro	0.62	1.98	Arcilloso
Distrito de Riego	0-10	10 YR 5/1 Gris	5Y 2.5/1 Negro	0.19	1.21	Migajón arcilloso
	10-20	10Y 5/1 Gris	7.5YR 2/0 Negro	0.27	1.96	Arcilloso

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Con respecto a las propiedades químicas se encontró que en la época de estiaje, los valores de pH más elevados fueron registrados a una profundidad de perfil de entre 10 y 20 cm en todos los parajes, particularmente en Toltenco y Distrito de Riego se registraron los valores respectivos de 8.79 y 8.73, y en Tezhuiloc y Tlicuilli 8.55 y 8.65 respectivamente. Cabe destacar que los valores más altos de Conductividad Eléctrica (CE) se registraron en los primeros 10 cm del perfil, de esta manera la CE más alta registró un valor de 30.3 dS m^{-1} en Toltenco, 17.06 dS m^{-1} en Tlicuilli, 14.01 dS m^{-1} en Tezhuiloc y 11.06 dS m^{-1} en el Distrito de Riego (Cuadro 9).

CUADRO 9. Principales propiedades químicas de los suelos de chinampa en época de secas.

Sitio	Profundidad (cm)	pH	CE (dS m^{-1})	M.O (%)	CIC	CO_3^{2-}	HCO_3^- cmol L^{-1}	Cl^-	SO_4^{2-}
Toltenco	0-10	8.13	30.3	5.57	59.94	16.00	0.00	29.71	46.2
	10-20	8.79	9.1	5.99	59.94	15.30	0.00	27.21	34.21
Tezhuiloc	0-10	8.55	14.01	2.88	92.16	12.00	20.00	23.87	41.12
	10-20	8.44	9.1	2.32	67.15	11.00	16.30	19.22	36.77
Tlicuilli	0-10	8.65	17.06	9.44	59.43	8.00	0.00	15.58	10.28
	10-20	8.34	9.8	10.54	55.43	6.00	0.00	13.94	9.98
Distrito de Riego	0-10	8.45	11.6	11.33	69.29	10.00	12.00	62.80	17.14
	10-20	8.73	6.96	12.89	65.43	10.00	11.30	54.21	15.43

Todos los sitios tienen CIC muy alta, además de ser extremadamente ricos en materia orgánica y aumenta su proporción conforme aumentan la profundidad del suelo, excepto en Tezhuiloc en donde ambas propiedades disminuyen a mayor profundidad.

En cuanto a la concentración de aniones solubles Sulfato y Cloro, se encontró que en Toltenco la concentración de sulfatos es de 46.2 cmol L^{-1} y $29.71 \text{ cmol L}^{-1}$ de Cloro en los primeros 10 cm de la capa arable y disminuye ligeramente al sobrepasar esta capa, llegando a un valor de $34.21 \text{ cmol L}^{-1}$ y $27.21 \text{ cmol L}^{-1}$ de Cloro.

En Tezhuiloc sulfato y cloro tienen una concentración de $46.12 \text{ cmol L}^{-1}$ y $23.87 \text{ cmol L}^{-1}$ en los primeros 10 cm de profundidad y disminuye hacia los 20 cm de profundidad a una concentración de $36.77 \text{ cmol L}^{-1}$ y $19.22 \text{ cmol L}^{-1}$, finalmente en Tlicuilli y Distrito de Riego, se observó la misma

tendencia. La concentración de bicarbonatos y carbonatos en todos los sitios es más heterogénea, ya que solo en Tezhuiloc y en Distrito de Riego se obtuvieron valores de bicarbonatos, por otra parte, la concentración de carbonatos disminuye en todos los sitios conforme aumenta la profundidad, excepto en Distrito de Riego en donde la concentración de carbonatos fue constante a ambas profundidades. De esta manera el orden de concentración de iones en todos los parajes es el siguiente: $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{CO}_3^{2-} > \text{HCO}_3^-$.

En la época de lluvias (Cuadro 3), se observó que los valores de todas las propiedades químicas disminuyeron con respecto a aquellas registradas en época de estiaje, excepto en M.O en Toltenco en donde el porcentaje fue de 6.23 en los primeros 10 cm y 6.99 a mayor profundidad; así mismo en Tezhuiloc los porcentajes de M.O. fue de 3.88 en los primeros 10 cm y aumentó a 4.34% en 10-20 cm de profundidad, por otro lado en Toltenco se registró una concentración de bicarbonatos de 0.23 cmol L^{-1} la cual también disminuye (0.21 cmol L^{-1}) conforme aumenta la profundidad.

CUADRO 10. Principales propiedades químicas de los suelos de chinampa en época de lluvias.

Sitio	Profundidad (cm)	pH	CE (dS m^{-1})	M.O (%)	CIC	CO_3^{2-}	HCO_3^- cmol L^{-1}	Cl^-	SO_4^{2-}
Toltenco	0-10	8.17	13.24	6.23	39.94	14.00	0.23	25.71	34.20
	10-20	8.38	17.48	6.99	49.94	10.30	0.21	21.21	31.21
Tezhuiloc	0-10	8.18	6.8	3.88	68.14	12.00	20.00	22.47	33.12
	10-20	8.12	9.26	4.34	35.16	10.00	13.25	17.22	21.74
Tlicuilli	0-10	7.34	4.04	10.44	26.48	8.00	0.00	15.58	8.28
	10-20	7.85	4.98	11.54	35.43	6.00	0.00	12.56	7.68
Distrito de Riego	0-10	8.5	6.73	10.23	59.25	9.00	11.20	52.64	14.21
	10-20	8.55	4.62	11.69	65.66	8.32	10.50	34.23	13.23

Diversidad micorrizica, herbáceas asociadas e intervalos de tolerancia.

En los muestreos realizados durante la época de secas o estiaje, se registró una riqueza general de herbáceas correspondiente a once especies distribuidas en cinco familias (Cuadro 1) asociadas a sitios salinos, de las cuales *Chenopodium macrospermum* spp Halophilu (Figura 16), *Heliotropium curassavicum* (Figura 17), *Suaeda torreyana* (Figura 18) y *Distichlis spicata* (Figura 19) son las únicas

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

herbáceas consideradas como especies halófitas (Gorham, 1996), además de haberse encontrado en suelos donde la conductividad eléctrica fue de 30.3 dS m^{-1} ; así mismo la riqueza total de HMA que se registró, fue de once especies distribuidas en cuatro géneros (Cuadro 11, Anexo A) cuyos intervalos de tolerancia a pH y conductividad eléctrica oscila entre 8.43 a 8.73 y 12.68 a 30.3 respectivamente.



FIGURA 16. *Chenopodium macrospermum*
ssp Halophilu Hook.



FIGURA 17. *Heliotropium curassavicum* L.



FIGURA 18. *Suaeda torreyana* S.Watson



FIGURA 19. *Distichlis spicata* L. Gree.

CUADRO 11. Estructuras micorrizicas y grado de colonización observados en plantas herbáceas que crecen en suelos salinos de chinampa en época de secas, estatus determinado con base en Gorham (1996).

Familia	Especie	Nombre común	Estatus	% de colonización micorrizica			HMA y número de esporas por 100 g de suelo	CE (dS m ⁻¹)	pH
				arbúsculo	hifa	vesícula			
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium macrospermum</i> spp. <i>halophilu</i> Hook.f	Quelite	Halófito	10	30	10	<i>Glomus claroideum</i> (30) / <i>G. geosporum</i> (10)	30.3	8.55
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium berlandieri</i> Moq.	Quelite cenizo	Glicofita	nb	15	nb	<i>Glomus claroideum</i> (86) / <i>G. geosporum</i> (22) <i>G. mosseae</i> (2) <i>G. microagregatum</i> (2) <i>G. tortuosum</i> (2)		
Poaceae	<i>Hordeum jubatum</i> L.	Cebada silvestre	Glicofita	nb	33	6.66	<i>Archaespora leptotica</i> (10) / <i>Acaulospora morrowae</i> (4) / <i>A. scrobiculata</i> (4) / <i>Glomus claroideum</i> (18) / <i>G. geosporum</i> (34) <i>G. mosseae</i> (10) / <i>G. microagregatum</i> (4)		
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst ex Chiov.	Pasto kikuyo	Glicofita	30	43.33	16.66	<i>G. mosseae</i> (2) / <i>G. tortuosum</i> (2) / <i>G. geosporum</i> (16) / <i>G. claroideum</i> (6)		
Boraginaceae	<i>Heliotropium curassavicum</i> L.	Cola de mico	Halófito	nb	nb	nb	<i>G. claroideum</i> (8) / <i>G. mosseae</i> (4) <i>G. tortuosum</i> (4)		
Solanaceae	<i>Solanum rostratum</i> Dunal	Chicalote, mala mujer	Glicofita	20	38.3	nb	<i>G. claroideum</i> (16) / <i>G. mosseae</i> (4) / <i>G. geosporum</i> (10)		
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> L.	Zacate bermuda	Glicofita	26.66	43.33	nb	<i>Glomus claroideum</i> (13) / <i>G. geosporum</i> (14) / <i>G. mosseae</i> (2)	19.31	8.68
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst ex Chiov.	Kikuyo	Glicofita	30	43.33	nb	<i>Glomus mosseae</i> (2) / <i>G. tortuosum</i> (1)		

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Familia	Especie	Nombre común	Estatus	% de colonización micorrízica			HMA y número de esporas por 100 g de suelo	CE (dS m ⁻¹)	pH
				arbusculo	hifa	vesícula			
CUADRO 11 (continuación).									
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> L.	Zacate bermuda	Glicofita	nb	nb	nb	<i>Glomus claroideum</i> (8)/ <i>G. geosporum</i> (4) <i>G. mosseae</i>	14.2	8.43
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst ex Chiov.	Pasto kikuyu	Glicofita	nb	nb	nb	<i>Glomus mosseae</i> (6) / <i>G. tortuosum</i> (4)		
Poaceae	<i>Hordeum jubatum</i> L.	Cebada silvestre	Glicofita	nb	17	36.66	<i>Archaespora leptotica</i> (3)/ <i>Acaulospora morrowae</i> (2)/ <i>A. scrobiculata</i> (3)/ <i>Glomus claroideum</i> (11)/ <i>G. geosporum</i> (4)/ <i>G. mosseae</i> (6)/ <i>G. microagregatum</i> (10)		
Chenopodiaceae	<i>Suaeda torreyana</i> S.Watson	Romerito	Halófito	nb	nb	nb	<i>Glomus claroideum</i> (26)		
Solanaceae	<i>Solanum rostratum</i> Dunal	Chicalote, mala mujer	Glicofita	20	24.44	nb	<i>Glomus claroideum</i> (8) / <i>G. geosporum</i> (6) <i>G. mosseae</i> (6).		
Poaceae	<i>Hordeum jubatum</i> L.	Cebada silvestre	Glicofita	nb	nb	16.66	<i>Archaespora leptotica</i> (3)/ <i>Acaulospora morrowae</i> (4)/ <i>A. scrobiculata</i> (1)/ <i>Glomus claroideum</i> (14)/ <i>G. geosporum</i> (8) <i>G. mosseae</i> (7)/ <i>G. microagregatum</i> (4)	12.68	8.73
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium álbum</i> L.	Nc	Glicofita	5.5	nb	nb	<i>Glomus claroideum</i> (20)	12.68	8.73
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> L.	Pasto bermuda	Glicofita	23.33	20	nb	<i>Glomus claroideum</i> (19) / <i>G. geosporum</i> (8)/ <i>G. mosseae</i> (8)		

Hongos micorrizicos arbusculares y su influencia en los ambientes salinos

Familia	Especie	Nombre común	Estatus	% de colonización micorrízica			HMA y número de esporas por 100 g de suelo	CE (dS m ⁻¹)	pH
				arbusculo	hifa	vesícula			
CUADRO 11 (continuación).									
Chenopodiaceae	<i>Suaeda torreyana</i> S. Watson	Romerito	Halófito	nb	19.5	nb	<i>Glomus claroideum</i> (7) / <i>G. aff tenebrosum</i> (7)	12.68	8.73
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L. var. <i>angustifolia</i> Schtdl.	Ortiga	Glicofita	nb	19.4	nb	<i>Glomus claroideum</i> (5) / <i>G. mosseae</i> (5)		
Poaceae	<i>Distichlis spicata</i> L. Greene	Zacate salado	Halófito	nb	11.66	nb	<i>Glomus claroideum</i> (6) / <i>G. mosseae</i> (2) / <i>G. aff tenebrosum</i> (2) / <i>G. tortuosum</i> (6)		

nc: no conocido, nb: no observado.

Con respecto al índice de Diversidad (D) de Simpson se observó que la localidad Toltenco, presentó el mayor índice de diversidad (6.29) seguido del Distrito de Riego (6.23), Tlicuilli y Texhuiloc con 5.12 y 3.37 respectivamente (Cuadro 12).

Por otro lado, los parajes Toltenco y Distrito de Riego presentan valores de Riqueza iguales a 9 especies, seguido de Tlicuilli y Tezhuiloc con 7 y 4 especies.

Por otra parte se encontró que durante la época de lluvias (Cuadro 13), la riqueza de herbáceas se vio disminuida de manera conspicua reduciéndose a ocho y de HMA a nueve, así mismo, las únicas especies halófitas observadas en los sitios de estudio fueron: *Pennisetum clandestinum* (pasto kikuyo), *Distichlis spicata* (zacatón), *Chenopodium berlandieri* (quelite cenizo) y *Suaeda torreyana* (romerito). Además, se observó un ligero descenso en los valores de pH, registrándose 8.73 en época seca y 8.1 en la estación húmeda, un comportamiento similar tiene lugar en la conductividad eléctrica, se registró un valor de 13.54 dS m⁻¹ en la estación seca y 6.73 dS m⁻¹ en la estación húmeda.

CUADRO 12. Especies de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) por localidad, abundancia, abundancia relativa y diversidad, en época de secas.

Localidad	Especie	Riqueza (R)	Abundancia (A)	Abundancia relativa (AR)	Diversidad (D)
Toltenco	<i>Glomus mosseae</i> Nicolson & Gerdemann	9	5	0.21	6.29
	<i>G. tortuosum</i> Schenck & Smith		4	0.17	
	<i>G. claroideum</i> Schenck & Smith		5	0.21	
	<i>G. geosporum</i> (Nicol & Gerd.) Walker		4	0.17	
	<i>G. microaggregatum</i> Koske, Gemma & Olexia		2	0.08	
	<i>Archaeospora leptotica</i> (Schenck & Smith) Morton & Redecker		1	0.04	
	<i>Acaulospora morrowae</i> Spain & Schenck		1	0.04	
	<i>A. scrobiculata</i> Trappe		1	0.04	
	<i>A. mellea</i> Spain & Schenck		1	0.04	
Texhuiloc	<i>Glomus claroideum</i> Schenck & Smith	4	1	0.2	3.37
	<i>G. geosporum</i> (Nicol & Gerd.) Walker		1	0.2	
	<i>G. mosseae</i> Nicolson & Gerdeman		2	0.4	
	<i>G. tortuosum</i> Schenck & Smith		1	0.2	
Tlicuilli	<i>Glomus claroideum</i> Schenck & Smith	7	3	0.25	5.12
	<i>G. mosseae</i> Nicolson & Gerdeman		4	0.33	
	<i>G. aff. tenebrosum</i> (Thaxter) Berch		1	0.083	
	<i>G. tortuosum</i> Schenck & Smith		3	0.25	
	<i>G. geosporum</i> (Nicol & Gerd.) Walker		1	0.083	
	<i>Archaeospora leptotica</i> (Schenck & Smith) Morton & Redecker		1	0.083	
	<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe		1	0.083	

Hongos micorrizicos arbusculares y su influencia en los ambientes salinos

Localidad	Especie	Riqueza (R)	Abundancia (A)	Abundancia relativa (AR)	Diversidad (D)
CUADRO 12 (continuación).					
	<i>Glomus claroideum</i> Schenk & Smith	9	5	0.27	6.23
	<i>G.microaggregatum</i> Koske, Gemma & Olexia		1	0.055	
	<i>G. tortuosum</i> Schenk & Smith		1	0.055	
	<i>G. aff. tenebrosum</i> (Thaxter) Berch		2	0.11	
Distrito de Riego	<i>G. geosporum</i> (Nicol & Gerd.) Walker		2	0.11	
	<i>G. mosseae</i> Nicolson & Gerdeman		4	0.22	
	<i>Archaeospora leptotica</i> (Schenck & Smith) Morton & Redecker		1	0.055	
	<i>Acaulospora morrowe</i> Spain & Schenck		1	0.055	
	<i>A.scrobiculata</i> Trappe		1	0.055	

CUADRO 13. Estructuras micorrízicas y grado de colonización observados en plantas herbáceas que crecen en suelos salinos de chinampa en época de lluvias.

Familia	Especie	Nombre común	Estatus	% de colonización micorrízica			HMA y número de esporas por 100 g de suelo	CE (dS m ⁻¹)	pH
				arbúsculo	hifa	vesícula			
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> L.	Pasto kikuyo	Halófila	nb	33	nb	<i>Glomus mosseae</i> (2) / <i>G. tortuosum</i> (2)	12.68	8.73
Asteraceae	<i>Tanacetum</i> sp.	Nc	glicofita	nb	nb	nb	<i>Gigaspora</i> sp (6) / <i>Glomus tortuosum</i> (12)		
Poaceae	<i>Cynodon dacylon</i> L.	Zacate bermuda, pata de gallo	glicofita	nb	32.6	nb	<i>Glomus claroideum</i> (12) / <i>G. geosporum</i> (14) / <i>G. mosseae</i> (2)	9.26	8.12

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Familia	Especie	Nombre común	Estatus	% de colonización micorrízica			HMA y número de esporas por 100 g de suelo	CE (dS m ⁻¹)	pH
				arbúsculo	hifa	vesícula			
CUADRO 13 (continuación).									
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> L.	Pasto kikuyo	glicofita	nb	13.33	nb	<i>Glomus mosseae</i> (2) / <i>G. tortuosum</i> (2)	9.26	8.12
Solanaceae	<i>Solanum rostratum</i> Dunal	Chicalote, mala mujer	glicofita	10	18.33	nb	<i>Glomus claroideum</i> (14) / <i>G. geosporum</i> (22) / <i>G. mosseae</i> (4)		
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> L.	Zacate bermuda, pata de gallo	glicofita	nb	38.3	nb	<i>Glomus claroideum</i> (2)	13.54	8.1
Poaceae	<i>Distichlis spicata</i> L. Greene	Zacate salado	halófila	nb	20	nb	<i>Glomus claroideum</i> (6) / <i>G. mosseae</i> 6) / <i>G. aff tenebrosum</i> (2) / <i>G. tortuosum</i> (6)		
Poaceae	<i>Penisetum clandestinum</i> L.	Pasto kikuyo	glicofita	30	43.33	nb	<i>Glomus mosseae</i> (2) / <i>G. tortuosum</i> (2)		
Poaceae	<i>Penisetum clandestinum</i> L.	Pasto kikuyo	glicofita	nb	nb	nb	----- ----- -----	6.73	8.5
Asteraceae	<i>Bidens aurea</i> (Ait) Sherff	Te de milpa	glicofita	nb	nb	nb	<i>Glomus claroideum</i> (8) / <i>G. microagregatum</i> (6) / <i>G. tortuosum</i> (4)		
Chenopodiaceae	<i>Suaeda torreyana</i> S. Watson	Romerito	Halófila	nb	6.66	nb	<i>Glomus claroideum</i> (26) / <i>G. aff tenebrosum</i> (9)		
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium berlandieri</i> Moq.	Quelite cenizo	Halófila	nb	nb	nb	<i>Glomus claroideum</i> (14)		
Asteraceae	<i>Ambrosia psilostachya</i> DC.	Nc	glicofita	np	35	nb	<i>Glomus claroideum</i> (12) / <i>G. geosporum</i> (8) / <i>G. mosseae</i> (8)		

nc: no conocido, nb: no observado.

Hongos micorrizicos arbusculares y su influencia en los ambientes salinos

Así mismo, se observó una riqueza y abundancia más heterogénea para todos los sitios, por lo que se observó una marcada disminución de la diversidad de especies de HMA (Cuadro 14), en este sentido, el sitio con mayor diversidad fue Tlicuilli con un valor de 4.03 seguido de Tezhuilco con 3.57, Toltenco 2.66 y Distrito de Riego 1.78.

CUADRO 14. Especies de hongos micorrizicos arbusculares (HMA) por localidad, abundancia, abundancia relativa y diversidad, en época de lluvias.

Localidad	Especie	Riqueza (R)	Abundancia (A)	Abundancia relativa (AR)	Diversidad (D)
Toltenco	<i>Glomus mosseae</i> Nicolson & Gerdemann	3	1	0.25	2.66
	<i>G. tortuosum</i> Schenck & Smith		2	0.5	
	<i>Gigaspora</i> sp		1	0.35	
Tezhuilco	<i>Glomus claroideum</i> Schenck & Smith	4	1	0.2	3.57
	<i>G.geosporum</i> (Nicol & Gerd.) Walker		1	0.2	
	<i>G.mosseae</i> Nicolson & Gerdeman		2	0.4	
	<i>G. tortuosum</i> Schenck & Smith		1	0.2	
Tlicuilli	<i>Glomus claroideum</i> Schenck & Smith	5	3	0.25	4.03
	<i>G.mosseae</i> Nicolson & Gerdeman		4	0.33	
	<i>G.aff.tenebrosum</i> (Thaxter) Berch		1	0.083	
	<i>G.tortuosum</i> Schenck & Smith		3	0.25	
	<i>G. geosporum</i> (Nicol & Gerd.) Walker		1	0.083	

Localidad	Especie	Riqueza (R)	Abundancia (A)	Abundancia relativa (AR)	Diversidad (D)
CUADRO 12 (continuación).					
Distrito de Riego	<i>Glomus claroideum</i> Schenck & Smith	6	5	0.45	1.78
	<i>G. microaggregatum</i> Koske, Gemma & Olexia		1	0.09	
	<i>G. tortuosum</i> Schenck & Smith		1	0.09	
	<i>G. aff. tenebrosum</i> (Thaxter) Berch		1	0.09	
	<i>G. geosporum</i> (Nicol & Gerd.) Walker		2	0.18	
	<i>G. mosseae</i> Nicolson & Gerdeman		1	0.09	

Correspondencia entre especies de hongos micorrizicos arbusculares (HMA), halófitas y localidades

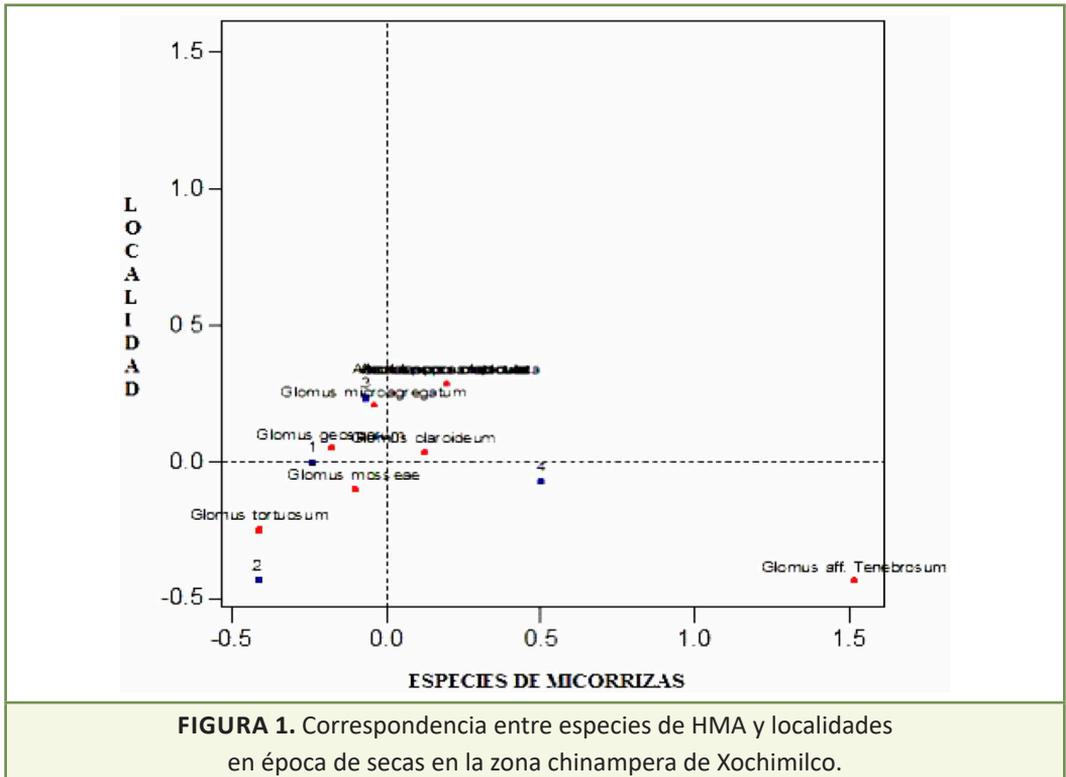
Se observó para la época de secas, que Toltenco y Tlicuilli mantienen una mayor correspondencia con la mayoría de las especies de micorrizas particularmente *Glomus claroideum*, *G. microaggregatum* y *G. geosporum*, (Figura 1). Así mismo, los valores de abundancia y abundancia relativa mostraron que dichas especies, poseen alta capacidad de esporulación (Cuadro 2). Por otro lado, en Tezhuilloc y Distrito de Riego se observó el mismo comportamiento al mantener una estrecha relación con *G. tortuosum* y *G. aff. tenebrosum* respectivamente.

Al analizar la correspondencia entre HMA y plantas herbáceas en época de secas, se encontró que *Chenopodium berlandieri* y *Ch. macrospermum* están más estrechamente relacionadas con Toltenco, mientras que *Hordeum jubatum*, *Solanum rostratum*, *Heliotropium curassavicum*, *Suaeda difussa*, *Rumex crispus* y *Picris echioides* se encuentran más relacionadas con las localidades restantes (Figura 2).

Para la época de lluvias se encontró un comportamiento análogo al observado en la época de secas, sin embargo, Tlicuilli y Distrito Riego presentaron una correspondencia más estrecha respecto a

Hongos micorrizicos arbusculares y su influencia en los ambientes salinos

la riqueza de especies de plantas y HMA, en este sentido, las especies de mayor representatividad fueron en orden de abundancia *G. claroideum*, *G. geosporum*, *G. mosseae* y *G. microagregatum*. Con relación a las plantas observadas en los sitios, las mejor representadas fueron *Chenopodium macrospermum*, *Ch. berlandieri* y *Solanum rastrorum* y en menor medida, *Tanacetum* sp. y *Picris equiodes*, las cuales no se encontraron en la época de secas. El análisis de correspondencia mostró que *G. claroideum*, es la especie más frecuentemente encontrada en la rizósfera de las plantas y con mayor distribución entre las localidades estudiadas.



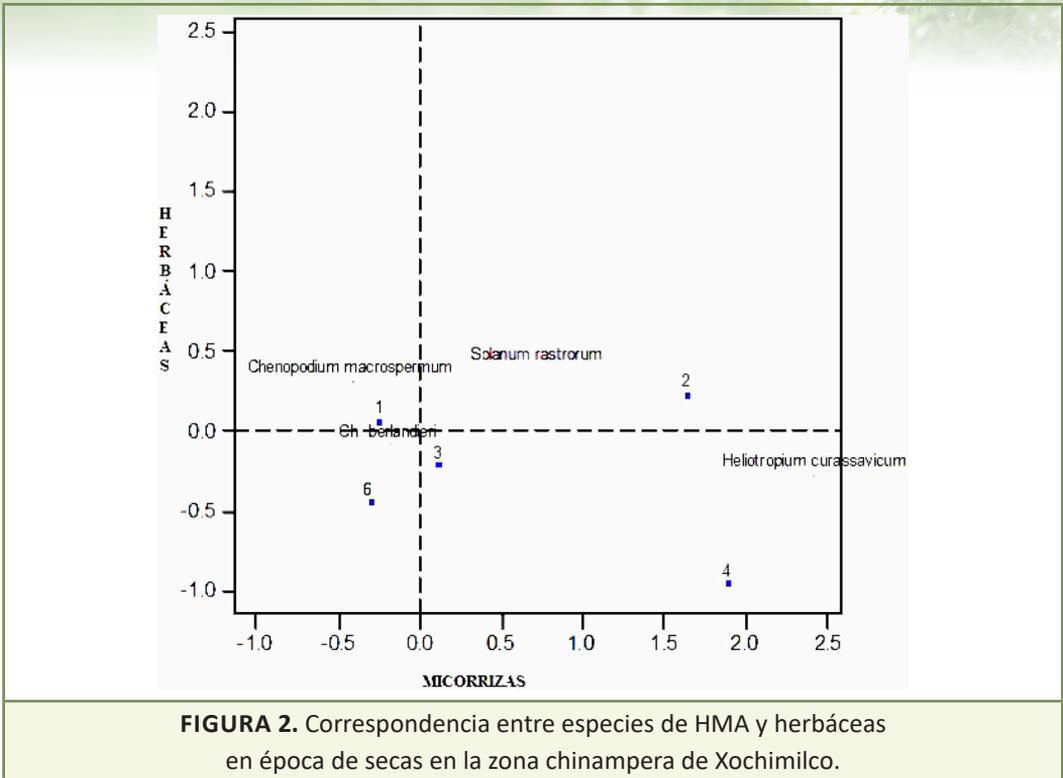


FIGURA 2. Correspondencia entre especies de HMA y herbáceas en época de secas en la zona chinamera de Xochimilco.

Discusión

Caracterización ecológica

La conformación florística de los sitios de estudio, indica un avanzado grado de alteración en el cual, la salinidad es el principal factor de perturbación y el primordial agente estresante de la vegetación. Procesos de producción en la chinampa, constitución geomorfológica, fluctuación del nivel freático, diversificación de las actividades productivas, así como cultivares e invariación de los ciclos productivos, son factores que han coadyuvado al aumento de la salinidad del suelo; sin embargo, la salinidad no es un problema de reciente creación, ya que está presente desde la época en que se formó la cuenca de México al depositarse diferentes residuos de origen volcánico durante los periodos geológicos formando un relieve acumulativo fluvial y palustre (Mendoza, 1961).

La conjunción de estos fenómenos geológicos y la intervención del ser humano para formar chinampas, las cuales han sido afectadas por los factores y procesos formadores de suelo para comportarse como suelos naturales (Aguirre, 2005), también ha favorecido que la salinidad se presente en sitios donde el manejo agrícola es inadecuado incluso, donde los elementos hídricos y florísticos ya no fungen como parte del ecosistema. Esto se refleja claramente en los sitios estudiados, en las chinampas que se mantienen como una conformación ecológica clásica, esto es, una porción de tierra delimitada por lo menos en dos de sus lados por flujos de agua o canales y delimitada por hileras de árboles de Ahuejote como en Toltenco y Tezhuiloc, en comparación con aquellas en las cuales dichos canales ya no existen como Tlicuilli y El Distrito de Riego, en donde la chinampa ha perdido su dinámica agroecológica.

Así mismo, la reconversión de las actividades productivas favorece de manera importante el aumento de la salinidad, el libre pastoreo de ganado bovino, equino, o caprino, producción bajo invernadero o la realización de actividades recreativas como centros sociales, turísticos y zonas deportivas.

En este sentido, en ninguno de los sitios estudiados se observaron actividades de recreación o deporte, sin embargo, en los sitios donde la ganadería es parte de la actividad productiva, el fuerte impacto ejercido por la salinidad hace casi imposible el desarrollo de producción agrícola.

Con base en lo anterior, se ha determinado que el agua residual la cual es vertida a los canales representa una de las causas por las cuales los sitios estudiados se han salinizado tan severamente, por lo que todos los sitios comparten las mismas causas de origen, sin embargo el uso y abuso del suelo ha establecido la actual situación edáfica en que se encuentra cada chinampa o parcela. Es digno señalar, que la ubicación de cada una de ellas, es un factor importante por el cual se ha fomentado alguna actividad o se ha dificultado otra.

En este sentido, el caso de Toltenco y Tezhuiloc comparte condiciones geográficas y ecológicas similares, en las cuales existe un flujo de agua importante, ambas conservan los apantles propios de la chinampa y la actividad agrícola es constante. Por otra parte, en las parcelas ubicadas en Tlicuilli y el Distrito de Riego, predomina la actividad ganadera o se mantuvieron inactivas durante tiempo prolongado. Estas diferencias ecológicas y las diferencias observadas en los valores de pH y Conductividad eléctrica practicadas en agua de canal y suelo los cuales resultaron alcalinos y mayor de 7.5 dS m^{-1} ; hace suponer sobre la dinámica que ha seguido cada sitio como unidad productiva ya que está directamente influenciada por los procesos de lluvia y estiaje.

Propiedades físicas y químicas de los suelos

El color del suelo refleja las propiedades biofísicoquímicas de la relación suelo- planta y está influido por los porcentajes de materia orgánica, los suelos de Xochimilco presentan un color que varía de gris a gris oscuro en seco y cambia a negro en húmedo (Cuadro 1), este color es característico de suelos con alto porcentaje de materia orgánica (Aguilera, 1989) como es el caso de las chinampas en donde el valor de M.O. es mayor al 5% en el horizonte A y aumenta hasta 12% en los horizontes inferiores cercano a lo reportado por (Miramontes *et al.*, 2000; Flores, 2001). Esta proporción de materia orgánica en el suelo, indica chinampas muy activas desde el punto de vista agrícola dado que con las prácticas de fertilización el agricultor dota al suelo de abonos animales y abonos verdes, los cuales se descomponen de forma lenta debido a las condiciones de anaerobiosis y altamente reductivas a causa de las fluctuaciones en el nivel hídrico.

El color oscuro del suelo se debe en los suelos chinamperos a la alta melanización por parte de los ácidos orgánicos, sin embargo, pueden observarse tintes pardos como resultado de la destrucción de complejos organominerales (hidrólisis de complejos y movilidad de humatos) como parte de la sustitución de los cationes floculantes Ca y Mg por el Na en los complejos.

La destrucción de los complejos provoca la liberación del humus y con ello un incremento de su solubilidad y dispersión. Al encontrarse el Na⁺ bien representado en el complejo y solución del suelo, se forman los humatos de sodio altamente solubles y móviles, estos se concentran de manera localizada en las partes bajas del microrrelieve o bien en los puntos de máxima evaporación, formando los álcali negros.

En los suelos de las chinampas, se encontró en este estudio que los aniones dominantes son el SO₄⁻ y CO₃⁻ mientras que uno de los cationes más comunes son el Na⁺ formando de este modo carbonato de sodio y sulfato de sodio, estas son las sales más abundantes en la solución de los suelos de chinampa y las responsables de los procesos de salinización. El carbonato de sodio tiene además el efecto adicional inmediato de elevar el pH en función de su concentración, esta es la razón por la cual se encuentran pH de 8.5 o superiores. Cabe señalar que la presencia de los sulfatos en mayor cantidad que los carbonatos, explica que los pH no sean más alcalinos, pues son sales antagónicas, el carbonato de sodio es altamente hidrolítica y alcalina, mientras que el sulfato de sodio es una sal neutra y no hidrolítica.

La densidad aparente de mayor valor se presentó en el paraje Distrito de Riego y Tlicuilli, estos valores son altos dado que estos sitios son susceptibles a inundarse y las quemas cíclicas de las parcelas favorece la cementación del calcio y el tamponamiento de los microporos por las partículas de materia orgánica, así como el flujo constante del agua a través del horizonte debido al ascenso y

descenso del nivel freático. Por otra parte Toltenco y Tezhuiloc en donde los valores son más altos, se infiere que son sitios cuya edad de formación edafológica es más reciente, ello implica que el desarrollo de la vegetación sea favorable dado facilita el enraizamiento, asegura la conservación del agua y favorece los intercambios entre la planta y el suelo, permitiendo la difusión del aire y el agua. Sin embargo, son suelos con problemas de drenaje por lo que son susceptibles a inundarse como se observó en Tlicuilli y el Distrito de Riego, en donde la compactación del suelo aumenta el problema de la salinidad.

Como se mencionó, la susceptibilidad a inundarse de los suelos de Xochimilco se ve en gran medida favorecida al grado de compactación que presentan los sitios de estudio, sin embargo, la textura de los mismos es un factor fundamental en este proceso, lo que causa una velocidad de infiltración baja, permeabilidad lenta, energía de retención de humedad alta y capacidad elevada de retención de agua disponible para las plantas.

Con respecto a las propiedades químicas, el pH del suelo es fuertemente alcalino y varía a alcalino a mayor profundidad de la capa arable, excepto en Toltenco y Distrito de Riego, en Toltenco los valores de pH aumentan en las capas por debajo de los 10 cm, esto puede deberse al elevado nivel del manto freático el cual mantiene la fase salina de mayor concentración en las capas superficiales; por su parte Distrito de Riego no tiene un nivel freático alto, sin embargo es un suelo fuertemente compactado y con problemas de drenaje lo que dificulta la lixiviación de las sales a los horizontes más profundos, pero favorece el ascenso capilar y con ello la concentración superficial de las sales incrementándose el pH.

En algunos casos, la CE puede disminuir abruptamente como en Toltenco, en donde la CE en época de secas registró un valor de 30.3 y disminuyó a 9.1 posterior a los 11 cm de profundidad, como lo reportan Ramos *et al.*, 2000, Ortega y Velázquez, 2000, Miramontes, 2000; Flores 2001), este fenómeno en el cual disminuye la CE de una capa a otra, caracteriza a los suelos salino-sódicos en las capas superficiales, y sódicos, salino y normales en las capas más profundas, del mismo modo, estas conductividades eléctricas son mayores a 4 dS m^{-1} por efecto de la materia orgánica disuelta, nivel freático elevado y predominancia de Cl^- y SO_4^{2-} sobre HCO_3^- y CO_3^{2-} .

Diversidad micorrizica, herbáceas asociadas e intervalos de tolerancia

Con base en el análisis de correspondencias realizado, las localidades de Toltenco y Tlicuilli poseen la mayor diversidad de especies de HMA, especialmente *Glomus claroideum*, *G. mosseae*, *G. geosporum*, *Acaulospora scrobiculata*, *A. morrowae* y *Archaeospora leptica*, quienes son más funcionales en las condiciones de estrés salino que predominan en los sitios.

Por otra parte, éste análisis mostró que en condiciones de salinidad extrema, las Chenopodiaceas y Poaceas, son más susceptibles de ser colonizadas por *G. claoideum* y *G. geosporum*. Sin embargo, esta habilidad no se considera atribuible a la capacidad fisiológica de las familias para necesitar de la asociación micorrízica, sino a la alta esporulación que desarrollan dichos hongos, en tal caso, se infiere que la relación hongo-herbácea podría favorecer más al hongo que a la planta atribuyéndole una relación parásita.

La relación entre esporulación y colonización de HMA, varía de acuerdo con las propiedades físicas y nutrimentales del suelo (Abbott y Robson, 1991; Gazey *et al.*, 1992) las cuales son modificadas con la estacionalidad (García y Mendoza, 2007). En este estudio la riqueza de especies de HMA estuvo mayormente representada por las especies *Glomus geosporum*, *G. mosseae*, *G. etunicatum*, *G. tortuosum* y *G. claoideum*, siendo esta última la especie que esporula más y por lo tanto la que presenta mayor frecuencia de ocurrencia, datos similares obtuvieron Oliveira *et al.*, (2005) quienes observaron que *G. intraradices*, *G. mosseae*, *G. claoideum*, *G. etunicatum*, *G. geosporum* y *G. fasciculatum* se encuentran mejor representadas en sedimentos con un fuerte impacto antropogénico y (Wang *et al.*, 2002; Schalamuk *et al.*, 2005) quienes registraron especies similares de HMA en sitios perturbados por salinidad. La riqueza total de HMA observadas en época de secas se encuentra representada en el Cuadro 12, la cual disminuye durante la época de lluvias como lo muestra el Cuadro 13, puede observarse que las condiciones de estrés favorecen la colonización y esporulación.

De acuerdo con los resultados de este estudio, el total de especies vegetales analizadas presentan mayor colonización micorrizica durante la estación seca, momento en el que la evaporación concentra las sales en la zona radical y las especies vegetales se ven obligadas a asociarse con los hongos micorrizicos a fin de incrementar su eficiencia en la captación de agua, nutrimentos y eliminación de iones tóxicos, para de este modo hacer frente a las condiciones de estrés hídrico, nutrimental y toxicidad de iones específicos, logrando así completar su ciclo biológico y concomitantemente también el hongo. Este mecanismo funcional, es resultado de un proceso evolutivo que asegura la perpetuidad de las especies o ecotipos de hongos, incrementa la diversidad y la estabilidad del ecosistema (Landwehr *et al.*, 2002). Este mecanismo funcional es resultado de una fina interacción entre los factores del ambiente atmosférico y edáfico que actúan como estímulo para las plantas, mismas que responden produciendo señales fitoquímicas que estimulan a los micosimbiontes, dando como resultado el establecimiento de la asociación funcional planta-hongo. Una misma planta incrementa su tolerancia al estrés cuando es micorrizada con respecto a una no micorrizada (Aliasgharzadeh *et al.*, 2001).

Con relación a las demás herbáceas recolectadas, se observó que los pastos *Pennissetum clandestinum*, *Hordeum jubatum* y *Cynodon dactylon* poseen el mayor porcentaje de micorrización

en sitios con CE de 30.3 dS m^{-1} por algunas especies de hongos como *Archaespora leptotica*, *Acaulospora morrowae*, *A. scrobiculata*, *Glomus claroideum*, *G. geosporum*, *G. mosseae*, *G. microagregatum*, dependiendo de la especie vegetal, esto concuerda con lo encontrado en la literatura (Carvalho *et al.*, 2004; Hildebrandt *et al.*, 2001) donde se señala que especies vegetales que normalmente no micorrizan lo hacen a altas concentraciones salinas y esta se mantiene aunque en menor proporción aun cuando los valores de CE disminuyen hasta un límite de concentración; esto es un dato nuevo para estas especies, ya que la literatura cita otras estrategias de tolerancia a la salinidad afines a la familia Poaceae como excreción, secreción o extrusión, la cual se realiza a través de glándulas secretoras (Waisel, 1972) o a través de mecanismos de extrusión activa en los cuales las glándulas presentan una aparente selectividad entre los iones Na^+ y K^+ (Levitt, 1980).

En cuanto a *Chenopodium macrospermum* spp. Halophilu, *Ch. Berlandieri*, *Solanum rostratum* y *Urtica dioica*, el estudio demostró que todas ellas establecen mutualismos con alguna o algunas especies de HMA mediante la micorrización al observarse el desarrollo de arbusculos y micelio. Por otra parte, *Tanacetum* sp. *Bidens aurea* y *Ambrosia psilostachya* consideradas como glicófitas, aparecieron durante la época de lluvias, la cuales no se habían registrado durante la época de secas lo que demuestra su intolerancia a salinidad elevada, así mismo, la riqueza de HMA en estas herbáceas fue baja ya que solo *Ambrosia psilostachya* y *Solanum rostratum* presentaron micorrización por debajo del 40%, aún en suelos donde la CE fue mayor a 6 dS m^{-1} , esta ausencia de micotrofia posiblemente se deba a que las condiciones ambientales no son tan drásticas durante la época de lluvia, además que dichas especies posean otras adaptaciones fisiológicas o metabólicas al medio (Munns, 1993).

Ch. macrospermum (Chenopodiaceae), *Heliotropium curassavicum* (Boraginaceae), *Suaeda torreyana* (Chenopodiaceae) y *Distichlis spicata* (Poaceae) son las especies que presentan mayor abundancia en suelos afectados por salinidad durante la época de estiaje, en este periodo se encontró que todas ellas se relacionan con diferentes especies de HMA del género *Glomus*, este hecho representa evidencia importante sobre la dependencia del género *Chenopodium*, ya que hasta el momento, la literatura señalaba que las Chenopodiaceas comúnmente no establecían relaciones mutualistas con HMA, o los pastos, a los cuales se les atribuyen otros mecanismos de tolerancia a la salinidad. En el caso de algunos pastos tolerantes a la salinidad, hay evidencias de que propágulos de algunas especies de HMA pueden sobrevivir en las raíces en suelos salino-sódicos (Mendoza *et al.*, 2005). Estos hallazgos permiten comprender como estas especies pueden establecer micotrofia bajo condiciones elevadas de estrés salino, esto concuerda con lo reportado en otras investigaciones (Katembe *et al.* 1998; Sengupta y Chaudhuri 1990; Carvalho *et al.*, 2004), así mismo Harley y Harley (1987) señala como positiva la relación micorrízica en *Beta vulgaris* y *Portulaca oleracea*.

Del total de las especies herbáceas registradas en época de secas, *Heliotropium curassavicum* (Boraginaceae) y *S. torreyana* (Chenopodiaceae) ambas consideradas como halófitas según Gorham (1996), fueron las únicas en las que no se observaron indicios de colonización micorrízica, sin embargo durante la época de lluvias se encontró que *S. torreyana* establece micorrización dado que se observó la presencia de hifas en un 19.5% de colonización, en cuanto a *H. curassavicum* la ausencia de estructuras micorrízicas posiblemente esté relacionada con su anatomía, la cual le confiere la suculencia suficiente para tolerar altas concentraciones salinas además de evadir las altas concentraciones de sal en el suelo, ya que por la longitud de la raíz, está puede superar los 30 cm de profundidad; el que no se le haya encontrado durante la misma época, señala que posiblemente *H. curassavicum* se desarrolle en el ambiente como una halófito facultativa.

Tal variación en la riqueza de herbáceas y la tendencia de las mismas a micorrizar, hace inferir que en Xochimilco las herbáceas y HMA coexisten de forma paralela limitados por los procesos de humedad y evapotranspiración, así como modificación extrema de las condiciones ambientales de la chinampa y el aprovechamiento productivo (Abbott y Robson, 1991). Otra alternativa es que las dos halófitas no micorrizan por su condición natural de tener alta tolerancia a la salinidad y no requieren de una relación simbiótica para sobrevivir en estas condiciones, no debemos olvidar que la simbiosis micorrízica es una estrategia de las plantas para crecer en condiciones de estrés (Entry *et al.*, 2002) entre ellas la salinidad.

El hecho de que las diferentes especies de herbáceas micorricen o no con distintos géneros de HMA es irrelevante, ya que el 83% de las plantas dicotiledóneas y el 79% de plantas monocotiledóneas hasta ahora investigadas presentan micorrización (Allen, 1991). Sin embargo, el hecho de que una planta habite y se desarrolle en diferentes gradientes salinos conforme fluctúan las condiciones ambientales, es una estrategia bien conocida en estudios con frutales, pero poco conocida en estudios de campo principalmente cuando el ambiente es estresante como ocurre en las chinampas salinas.

Para el presente estudio, se observa este fenómeno ejemplificado por la presencia o ausencia de unas u otras especies de herbáceas y HMA en los sitios de muestreo en donde los valores de Riqueza (R) y Diversidad (D) de los HMA's se modifican de diferente manera, esto es, R y D de micorrizas son bajos en la época de lluvias con respecto a la época de secas.

Esta diferencia en riqueza y diversidad de micorrizas en la época de lluvias y el aumento de las mismas en época de secas, señala una importante disponibilidad de "salvavidas" para aquellas plantas que se encuentran en estrés inminente, de esta manera los valores de R y D en época de secas y lluvias es muy marcado.

Pero ¿por qué es marcado?, imaginemos que caminamos por un desierto y nos extraviamos y la cantidad de agua que traemos con nosotros es limitada, pronto estaremos sedientos y tendremos que abastecernos para no entrar en shock, del mismo modo cuando se inicia la época de secas las plantas que se desarrollan bajo condiciones extremas (tolerantes) buscan asociarse con alguna o algunas especies de micorrizas, las cuales le harán la “vida más fácil” cuando llegue la época de secas incrementando la superficie de captación de agua y nutrimentos, principalmente de iones fosfato y amonio disponibles en el suelo.

De esta manera, cuando llega la estación húmeda o época de lluvias, toda la dinámica del suelo de las chinampas cambia, el pH y la conductividad eléctrica disminuyen, algunos micro y macroelementos incrementan su solubilidad, su eficiencia en la actividad microbiana y se incrementa la descomposición de la materia orgánica y su incorporación al perfil edáfico, en este proceso, la CE y el pH disminuyen tanto que las condiciones reductoras son mínimas (Ortega y Velázquez, 2000), lo que favorece el desarrollo de plántulas a partir del banco de semillas que bajo condiciones de extrema salinidad y elevado pH no podían germinar.

Estas condiciones permiten el establecimiento y desarrollo de otras asociaciones HMA-plantas en pro de la diversidad, estabilidad y productividad de los agrosistemas chinamperos, pues es sabido que los HMA mejoran la productividad de las plantas (Abbaspour *et al.*, 2006; Al-Karaki, 2000, 2006; Sannazzaro *et al.*, 2006), al favorecer la absorción de nutrimentos con baja movilidad como P, Fe, Cu y Zn (Ruiz-Lozano *et al.*, 1996; Al-Karaki, 2000) y disminuir la absorción de Na (Al-Karaki, 2006; Colla *et al.*, 2008), mejorar procesos fisiológicos, como el incremento de la conductividad hidráulica de las raíces, favorecer el ajuste osmótico y composición de carbohidratos (Ruiz-Lozano, 2003).

Esta dinámica de presencia/ausencia de especies es claramente perceptible en los parajes de Toltenco y Distrito de Riego, donde la D es más alta, de esta manera el principal factor que limita la permanencia de estas especies es el filtro fisiológico (Lambers *et al.*, 1998), el cual en el caso de las localidades antes mencionadas está determinado por la disponibilidad de agua y la dinámica física, química y biológica que tiene lugar en el suelo producto de la disponibilidad de agua. Aparentemente la diversidad de HMA en Tlicuilli no varía mucho, de hecho la diversidad de Tezhuilco no se ve modificada, ello pudiera deberse a que las condiciones de trabajo en la chinampa son constantes, esto es, la chinampa es labrada de la misma manera y en los mismos periodos de tiempo ciclo tras ciclo, por lo que la acumulación de sal se desarrolla de forma paulatina, lo que ha favorecido que aquellas especies cuya aptitud adaptativa ha superado un filtro histórico y un filtro fisiológico, sean solo influenciadas por la competencia y la herbivoría.

Con respecto a las herbáceas colectadas, se desconoce el mecanismo por el cual toleran la salinidad durante las etapas fenológicas previas a la floración, aunque las semillas de estas podrían quedar en latencia y esperar a que se modifiquen las condiciones ambientales en la época de lluvias para germinar, o ser favorecidas por la micotrofia a fin de establecer nodrizaje.

Es importante señalar que el papel que los HMA desempeñan en las interacciones suelo-microbiota-planta, es preponderante en la dinámica ecológica-edáfica, así como su importancia en la nutrición y productividad vegetal (Khan, 2006). Además es significativa la evidencia científica que señala que el grupo de micorrizas con mayor distribución y resistencia en ambientes impactados por prácticas antropogénicas es la familia Glomeraceae (Carvalho *et al.*, 2001; Aliasgharzadeh, 2001, Wang *et al.*, 2002; Oliviera *et al.*, 2005; Oliviera *et al.*, 2006; Schalamuk *et al.*, 2006; García y Mendoza, 2007), así mismo, el presente estudio propone al grupo de HMA del phylum Glomeromycota en combinación con herbáceas tolerantes a la salinidad como aquellas especies con potencial de uso en la recuperación de suelos impactados por salinidad derivada de las actividades antropogénicas.

Conclusiones

El avanzado grado de salinización observado en los sitios de estudio, se encuentra directamente relacionado con el riego con agua de baja calidad, abuso en la aplicación de fertilizantes químicos, producción de monocultivos, constitución geomorfológica del suelo a partir del material parental, fluctuación del nivel freático, tipo de cultivo, periodicidad y cambio de uso del suelo. De este modo, las propiedades físicas y químicas de los suelos que fueron calificados y cuantificados señalan que la compactación es mayor en el paraje Tlicuilli dado que presenta valores altos de densidad aparente a causa de la actividad ganadera, destrucción de coloides por sodicidad y la precipitación de calcio por el incremento de pH por encima de 8.5. Por otro lado, Distrito de Riego, Toltenco y Texhuiloc, presentan menor compactación, dado que las evoluciones de sus perfiles se han desarrollado paralelamente a prácticas de conservación que caracterizan al sistema productivo de chinampa como la rotación de cultivos, descanso de los ciclos productivos, producción de policultivos, así como ausencia de pastoreo. En todos los sitios, el espesor de 0-20 cm, rebasa los 4 dS m⁻¹ de conductividad eléctrica. Sin embargo, los primeros 10 cm registran las mayores concentraciones de sales, debido a que existe una elevada tasa de evapotranspiración lo que provoca que las sales se concentren en esta profundidad.

El ácido carbónico derivado de la descomposición de la materia orgánica se combina fácilmente con los iones Na y Mg del suelo, formando carbonatos de estos elementos lo cual eleva el pH y provocan toxicidad, del mismo modo, las elevadas concentraciones de Sulfato de sodio, una sal de

alta solubilidad se lixivia o bien asciende a través del perfil por capilaridad para concentrarse en la capa arable y su concentración está determinada por el flujo de agua en el suelo.

Con respecto a la similitud de condiciones ambientales, así como la correspondencia realizada entre herbáceas, HMA y localidades, se determinó que existen dos ambientes diferentes caracterizados por la magnitud de perturbación, por un lado, Tezhuiloc y Toltenco cuyas características ecológicas son favorables para plantas y HMA; y Tlicuilli y Distrito de Riego en donde el elevado grado de perturbación, favorece la colonización por especies tolerantes a la alta salinidad. *Glomus claroideum*, *G. geosporum*, *G. mosseae*, *G. microagregatum*, *G. tortuosum*, *Archaeospora leptotica*, *Acaulospora morrowae* y *A. scrobiculata*, toleran condiciones salinas desde 12.68 dSm⁻¹ hasta 30.3 dSm⁻¹ y pH de 8.43 a 8.73; por otra parte, *G. claroideum*, *G. microagregatum*, *G. tortuosum*, *G. geosporum* y *G. mosseae*, se encuentran presentes en el suelo cuya CE y pH es de 6.75 dSm⁻¹ y 8.1 respectivamente. Estos rangos de tolerancia, les atribuyen una amplia aplicación en sitios salinos, cuyas concentraciones se asemejen a las estudiadas.

Toltenco y Distrito de Riego, son los sitios con mayor riqueza micorrízica durante la época de estiaje, mientras que Tlicuilli y Distrito de Riego son los que poseen la mayor riqueza de HMA en la época de lluvias, por lo tanto, la diversidad de HMA, se encuentra ligada a la dinámica que sigue el humedal durante los procesos de inundación y estiaje.

Glomus es el género mejor representado entre las poblaciones estudiadas en todos los parajes, lo que le confiere mejor funcionalidad en sitios perturbados por salinidad.

Pennisetum clandestinum, *Hordeum jubatum* y *Cynodon dactylon*, presentan porcentajes de micorrización de 43.33 %, 36.66% y 26.66% respectivamente en condiciones salinas de 30.3 dSm⁻¹, lo que los hace especies con alto potencial para ser empleadas en la restauración de sitios salinos. Se encontró que *Chenopodium macrospermum* spp. *Halophilu* y *Ch. berlandieri*, género reportado como raramente micorrizable, establecen relaciones mutualistas con alguna o algunas especies de HMA del género *Glomus*. Así mismo, *Solanum rostratum* y *Urtica dioica* consideradas glicofitas, pueden emplear el mismo mecanismo a fin de aumentar su funcionalidad.

Heliotropium curassavicum no presentó micorrización, posiblemente a que su constitución morfofisiológica le permite tolerar y evadir la salinidad en el suelo.

Anexo A

Especies de plantas encontradas en suelos salinos y sus intervalos de tolerancia



FIGURA 25. *Hordeum jubatum* L.
CE 9.26 - 30.3 dSm⁻¹ pH 8.12 - 8.68



FIGURA 26. *Ambrosia psilostachya* DC.
CE 6.73 dSm⁻¹ pH 6.73



FIGURA 27. *Pennisetum clandestinum*. Hochst ex Chiov.
CE 6.73 - 30.3 dSm⁻¹ pH 8.12 - 8.68



FIGURA 28. *Chenopodium album* L.
CE 12.68 dSm⁻¹ pH 8.73



FIGURA 29. *Solanum rostratum* Dunal.
CE 9.26 - 30.3 dSm⁻¹ pH 8.12 - 8.55

Anexo B

Especies de HM encontradas en suelos salinos y sus intervalos de tolerancia



FIGURA 30. *Glomus aff. tenebrosum* (Thaxter) Berch
CE 6.73 – 13.54 dSm-1 pH 8.1 – 8.5



FIGURA 31. *Glomus claroideum* Schenk & Smith
CE 6.73 – 30.3 dSm-1 pH 8.1- 8.68



FIGURA 32. *Glomus geosporum* (Nicol & Gerd.) Walker
CE 6.73 – 30.3 dSm-1 pH 8.12 – 8.73



FIGURA 33. *Glomus mosseae* Nicolson & Gerdemann
CE 6.73 – 30.3 dSm-1 pH 8.12 – 8.68



FIGURA 34. *Glomus etunicatum*
CE 6.73 dSm-1 pH 8.5



FIGURA 35. *Glomus tortuosum* Schenk & Smith
CE 6.73 – 30.3 dSm-1 pH 8.1 – 8.55



FIGURA 36. *Acaulospora mellea*
Spain & Schenk
CE 12.68 – 30.3dSm-1 pH 8.43 – 8.73



FIGURA 37. *Acaulospora morrowae*
Spain & Schenk
CE 12.68 – 30.3dSm-1 pH 8.43 – 8.73



FIGURA 27. *Pennisetum clandestinum*.
Hochst ex Chiov.
CE 12.68 – 30.3 dSm-1 pH 8.43 – 8.73

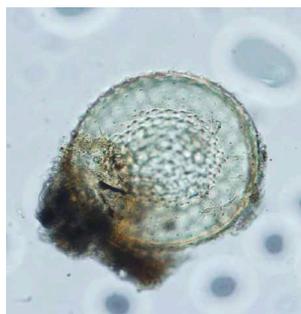


FIGURA 39. *Archaeospora leptoticha*
(Schen & Smith) Morton & Redecker
CE 12.68 – 30.3 dSm-1 pH 8.43 – 8.73

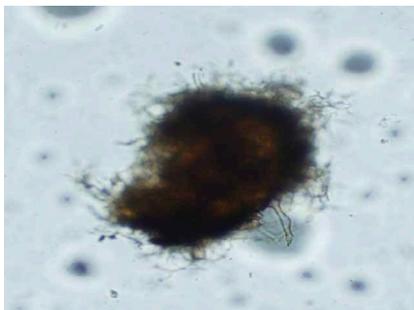


FIGURA 40. *Sclerocystis* sp.
CE 12.68 – 30.3 dSm-1 pH 8.43 – 8.73

Referencias

- Abbaspour H., Fallahyan F., Fahimi H. y Afshari H. 2006. Response of *Pistacia vera* L. in salt tolerance to inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi under salt stress. *Acta Hort* 26:383–389
- Abbot L. K. y Robson A. D. 1978. Growth of subterranean clover in relation to the formation of endomycorrhizas by introduced and indigenous fungi in a field soil. *New Phytol* 81:575–585
- Aboulkhair K. S. y El-Sokkary I. H. 1994. Effect of salinity, boron and sodium on the growth and root infection by VAM, *Rhizobium* and *Frankia* of seedlings of three tree species. *J Agric Sci Egypt* 19:2969–2980.
- Aguilera H. N. 1989. Tratado de Edafología de México T I. UNAM. 92-94 pp.
- Aguirre J. M. de L. 2005. Los suelos de las chinampas de Xochimilco, ¿antrópicos o naturales?. 1er. Coloquio franco-mexicano sobre Chinampas y “hortillonnages. Territorios intraurbanos frágiles entre tierra y agua.pag 34
- Ait A. N., Bernal M. P., y Ater M. 2002. Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*. *Plant and Soil*. 239: 103-111.
- Aliasgharzadeh N., Saleh Rastin N., Towfighi H. y Alizadeh A. 2001. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in saline soils of the Tabriz Plain of Iran in relation to some physical and chemical properties of soil. *Micorrizha* 11:119–122.
- Al-Karaki G. N. 2000. Growth of mycorrhizal tomato and mineral acquisition under salt stress. *Micorrizha* 10:51–54
- Al-Karaki G. N. 2006. Nursery inoculation of tomato with arbuscular mycorrhizal fungi and subsequent performance under irrigation with saline water. *Sci Hort* 109:1–7
- Allen M. F. 1991. The ecology of mycorrhizae. University Press, Cambridge. 234 pp
- Allison L. E., Brown. J. W., Hayward. H. E., Richards. L. A., Berstein. L., Fireman. M., Pearson. G. A., Wilcox. L. U., Bower. C. A., Hatchers. J. T. y Reeve. R. C. 1980. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Limusa. 6ª ed. México. 172 pp
- Alzate R. J. A. 1971. Memoria sobre Agricultura. En: La Agricultura chinampera, compilación histórica. Rabiela. T. R. 1983. Universidad Autónoma Chapingo, México. 13–29
- Ait A. A., Bernal P. y Ater M. 2002. Tolerance and bioacumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*. *Plant and Soil* 239:103–111.
- Bago B., Azcón–Aguilar Y., Shachar–Hill y Pfeffer P. E. 2000. El micelio externo de la micorriza arbuscular como puente simbiótico entre la raíz y su entorno. En: Ecología, fisiología y

- biotecnología de la micorriza arbuscular. Alarcón A. y Ferrera- Cerrato (eds), 2000. IRENAT. Mundi Prensa. México. p 78-92.
- Baker A. J y Walker P. L. 1989. Physiological responses of plants to heavy metals and the quantification of tolerance and toxicity. *Chemical Speciation and Bioavailability*.1: 7-17.
- Batanouny K. L. 1996. Mechanisms of salt tolerance of halophytes En: *Halophytes and Biosaline Agriculture*. Redouane Ch. Clive. A. Handy. A (eds). Marcel Dekker Inc. p 73-94.
- Barbour M. G. 1970. Is any angiosperm an obligate halophyte? *Ecology of Journal* 84:105-120.
- Barea J. M., Azcón R. y Hayman D. S. 1975. Possible synergistic interactions between *Endogone* and phosphate solubilizing bacteria in low- phosphate soils. En: Sanders, F.E., B. Mosse y P.B. Tinker (eds). *Endomycorrhizas*. Academic Press, Londres, p. 407-417.
- Bradán O., Abouelkhair K. y Kandeel S. 1994. Effect of salinity, boron and sodium of irrigation water on the growth of three timber seedlings grown in soil containing vesicular-arbuscular mycorrhizal spores. 4th European Symposium on Mycorrhizas. Abstracts. Granada, p 28.
- Bhoopander G. y Mukerji K. G. 2003. Mycorrhizal inoculant alleviates salt stress in *Sesbania aegyptiaca* and *Sesbania grandiflora* under field conditions: evidence for reduced sodium and improved magnesium uptake. *Mycorrhiza* 15:345-364.
- Black C. A. 1975. Relaciones Suelo- Planta. Tomo I. Hemisferio Sur. Argentina. p 391-444.
- Bofante P., Ballestrini R. y Mendgen. K. 1994. Storage and secretion process in the spore *Gigaspora margarita* Becker & Hall as revealed by high-pressure freezing and freeze-substitution. *New Phytol* 128:93-101.
- Caravaca F., Barea J. M., Palenzuela J., Figueroa D., Alguacil M. M. y Roldán A. 2003. Establishment of shrub species in a degraded semiarid site after inoculation with native or allochthonous arbuscular mycorrhizal fungi. *Appl Soil Ecol* 22:103-111.
- Carvalho L. M., Caçador I. y Martins-Loução M. A. 2001. Temporal and spatial variation of arbuscular mycorrhizas in salt marsh plants of the Tagus estuary (Portugal). *Mycorrhiza* 11:303-309.
- Carvalho L. M., Correia P. M. y Martins-Loução M. A. 2004. Arbuscular mycorrhizal fungal propagules in a salt marsh. *Mycorrhiza* 14:165-170.
- Cerda R. E., Aldaco N. R. A., Montemayor T. A., Fortis H. M., Olague R. J y Villagómez G. J. C. 2007. Aprovechamiento y mejoramiento de un suelo salino mediante el cultivo de pastos forrajeros. *Téc Pecu Mex* 45(1):19-24.
- Chen D. M., Ellui S y Herdman K. 2001. Influence of salinity on biomass production by Australian *Pisolithus* spp. Isolates. *Mycorrhiza* 11:231-236.

- Chong M. G. 2004. La agricultura chinampera actual en San Gregorio Atlapulco, Xochimilco. Tesis de Licenciatura. FES Aragón. 132 pp
- Comisión Nacional del Agua. 2000. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México 82-107 pp.
- Colla G., Roupheal Y., Cardarelli M., Tullio M., Rivera C. M. y Rea E. 2008. Alleviation of salt stress by arbuscular mycorrhizal in zucchini plants grown at low and high phosphorus concentration. *Biol Fertil Soils* 44:501–509
- Crawford R. M. M. ed. 1990. *Studies in Plant Survival. Ecological Case Histories of Plant Adaption to Adversity*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Reino Unido. 150-165 pp.
- Cuanalo de la C. H. 1975. Manual para la descripción de perfiles de suelo en el campo. Colegio de Posgraduados. Escuela de Agricultura Chapingo. México 40 pp.
- DGCORENADER. 2006. Programa de Manejo del Área Natural Protegida con carácter de Zona de Conservación Ecológica “Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco”. Gaceta Oficial del Distrito Federal. No. 5. 40 pp.
- Dodd J. C., Dougall T. A., Clapp J. P. y Jeffries P. 2002. The role of arbuscular mycorrhizal fungi in plant community establishment at Samphire Hoe, Kent, UK—the reclamation platform created during the building of the Channel tunnel between France and the UK. *Biodivers Conserv* 11:39–58.
- Dupont F. M. 1992. Salt-induced changes in ion transport: Regulation of primary pumps and secondary transporters. En: DT Croke, DT Clarkson, eds, *Transport and receptor protein of plant membranes*, Plenum Press, New York. p 91–100.
- Enkhtuya B., Rydlová J. y Vosátka M. 2000. Effectiveness of indigenous and non-indigenous isolates of arbuscular mycorrhizal fungi in soils from degraded ecosystems and man-made habitats. *Appl Soil Ecol* 14:201–211.
- Enkhtuya B., Óskarsson Ú., Dodd J. C. y Vosátka M. 2003. Inoculation of grass and tree seedlings used for reclaiming eroded areas in Iceland with mycorrhizal fungi. *Folia Geobot* 38:209–222.
- Entry J. A., Rygielwicz P. T., Watrud L. S. y Donnelly P. K. 2002. Influence of adverse soil conditions on the formation and function of arbuscular mycorrhizas. *Adv Environ Res* 7:123–138.
- Escudero V. G. y Mendoza R. E. 2005. Seasonal variation of arbuscular mycorrhizal fungi in temperate grasslands along a wide hydrologic gradient. *Mycorrhiza* 15:291–299.
- Espinosa F. J. y Sarukhán J. 1997. *Manual de Malezas del Valle de México. Claves, descripciones e ilustraciones*. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica, México, D. F. 136 pp.

- Flores T. Y. 2001. Agricultura chinampera: un sistema productivo sustentable. Tesis de licenciatura. FES Aragón. p 45-76
- Gazey C., Abbott L. K. y Robson A. D. 1992. The rate of development of mycorrhizas affects the onset of sporulation and production of external hyphae by two species of Acaulospora. *Mycol Res* 96:643–650.
- García V. I. y Mendoza E. R. 2007. Arbuscular mycorrhizal fungi and plant symbiosis in a saline-sodic soil. *Mycorrhiza* 17:167–174.
- García C. N. P. S, Galicia N. Aguilera H y Reyes L. O. 1994. Organic matter and humic substances contents in chinampas soils from Xochimilco- Tláhuac Areas (México). In 15 th World Congress of Soil Science. Acapulco. México Vol. 3. Symposium ID-12. 368-383 pp
- Gerdemann J. W. y Nicholson. T. H. 1963. "Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting", *Trans Brit. Mycol. Soc* 46: 235-244.
- Gianinazzi S., Trouvelot A. y Gianinazzi-Pearson V. 1989. Conceptual approaches for the rational use of VA endomycorrhizae in agriculture: possibilities and limitations. *Agr. Ecosyst. Environ* 29:153-161.
- Giovannetti M y Mosse B.1980 An evaluation of techniques for measuring vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New phytology* 84:489–500.
- González M. B. 2003. Uso de *Larrea tridentata* Cav. Como bioindicador de Cd y Ni en la zona circundante a la planta de tratamiento de residuos de un Cimari, en el municipio de Mina, Nuevo León, Tesis de Licenciatura. UNAM. 36-47 pp
- Gorham J. 1996. Mechanisms of salt tolerant of halophytes En: *Halophytes and Biosaline Agriculture*. Redouane Ch. Clive. A. Handy. A (eds). Marcel Drekker Inc. p. 31-53.
- Graham J. H. 1998. Comparative effects on phosphate (HPO⁻) and phosphate (PO⁻²) on root exudation and arbuscular mycorrhizal functioning. En. Ahonen-Jonnarth, U., E. Danell, P. Fransson, O. Karén, B. Lindhal, I. Rangel y R. Finlay (eds). *Second International Conference on Mycorrhiza*. Uppsala, p 73.
- Greenway H. y Munns R. A. 1980. Mechanisms of salt tolerans in non-halophytes. *Annu. Rev. Plant Physiology* 31:149-190.
- Griffin D. H. 1981. *Fungal physiology*. John Wiley & Sons, Nueva York 45–53.
- Grime J. P. 1989. The stress debate: symptom of impending synthesis? *Biol. J. Linn. Soc* 37:3-37.
- Gupta U. S. 2005. *Physiology of Stressed Crops. Nutrient Relation*. Vol II. Science Publishers, Inc. USA. 49-76.

- Gupta R. y Krishnamurthy K. V. 1996. Response of mycorrhizal and nonmycorrhizal *Arachis hypogaea* to NaCl and acid stress. *Mycorrhiza* 6:145–149.
- Harley J.L y Harley E.L. 1987. Mycorrhizal check-list. *The New Phytologist*. 105 (2). 30-31 pp
- Hernández C. L., Argüero C. S., Chávez G. P., Orea M. Y., Romero R. M. A. y Gallén S. I. 2003. Hongos Micorrizicos del Pedregal de San Ángel. Facultad. De Ciencias, UNAM. México. 82 p.
- Hildebrandt U., Janetta K., Ouziad F., Renne B., Nawrath K. y Bothe H. 2001. Arbuscular mycorrhizal colonization of halophytes in Central European salt marshes. *Mycorrhiza* 10:175–183.
- Hill A. E. y Hill B. S. 1976. Mineral ions. En U Lüttge, MG Pittman, eds, *Transport in plants*. Encyclopedia of Plant Physiology. Springer Verlag, Nueva Cork, p 225–243.
- Hogan K.P. 1996. Ecotypic variation in the physiology of tropical plants. En SS Mulkey, RL Chazdon, AP Smith, eds, *Tropical Forest Plant Ecophysiology*. Chapman and Hall. ITP, Nueva York, EE.UU. pp 497-530
- INECOL. 2001. Programa rector de restauración ecológica del Área Natural Protegida zona sujeta a conservación ecológica Ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco. CORENA. 1098 pp.
- INEGI. 2006. Anuario Estadístico del Distrito Federal, Marco Geoestadístico, 1999. (b) INEGI-DGG. Superficie de la República Mexicana por Estados. 32-43 pp
- Jain P. K., Paliwal K., Dixon R. K. y Gjerstad D. H. 1989. Improving productivity of multipurpose trees on substandard soil in India. *J For* 87:38–42.
- Jeffries P. y Barea J. M. 2001. Arbuscular micorriza- a key component of sustainable plant-soil ecosystems. En Hock B. (ed). *The Mycota IX. Fungal Associations*. Springer. Verlag, Berlin, p 95-113.
- Jiménez S. I. 2004. Evaluación de la concentración de metales pesados en suelo y hortalizas de la zona chinampera de Xochimilco, D.F. Tesis de licenciatura. FES Zaragoza. UNAM, México. p 85-112.
- Khan G. A. 2006. Mycorrhizoremediation an enhanced form of phytoremediation. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B* 7 (7):503-514.
- Katembe W. J., Ungar I. A. y Mitchell J. P. 1998. Effect of Salinity on Germination and Seedling Growth of two *Atriplex* species (Chenopodiaceae). *Annals of Botany* 82:167-175.
- Kelly A. P. 1990. Mycotrophy in plants. Lectures on the Biology of mycorrhizae and related structures. Bishen Singh Mahendra. Pal Singh 23 – A, Connaught Place, Dhra Dun. p. 11-167.
- Koumanik P. P., Bryan W. C. y Schultz R. C. 1980. Procedures and equipment for staining large numbers of plant roots for endomycorrhizal assay. *Can. J. Microbiol* 26:536–538.

- Lambers H., Chapin S. y Pons T. 1998. Plant physiological ecology. Springer.USA. p 277-281.
- Landwehr M., Hildebrandt U., Wilde P., Nawrath K., Tóth T., Biró B. y Bothe H. 2002. The arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus geosporum* in European saline, sodic and gypsum soils. *Mycorrhiza* 12:199–211.
- Larcher W. 1995. Physiological plant ecology: Ecophysiology and stress physiology of functional groups. Springer- Verlag, Berlín. 506 p.
- Läuchli A. y Epstein E. 1990. Plant responses to saline and sodics conditions. En K.K. Tanji. (eds), *Agricultural Salinity Assessment and Management*. American Society of Civil Engineers, Nueva York. p 113-137.
- Levitt J. 1980. Responses of plants to environmental stresses. Vol II. Water, Radiation, Salt, and other stresses. 2ª ed. Academic Press. Inc. USA. p 365–488.
- Lichtenthaler H. K. 1996. Vegetation stress: an introduction to the stress concept in plants. *J. Plant Physiol* 148:4-14.
- Longer R. H. y Hill. G. 1991. *Agricultural Plants*. Cambridge University Press. 2ª ed. USA. p 197-216.
- López C. C. 1988. Recuperación de un suelo salino-sódico del exlago de Texcoco, mediante la aplicación de yeso, cloruro de calcio y gallinasa. Tesis de Licenciatura. UACH. p 55–72.
- López R. G. 1988. *Sistema Agrícola de Chinampas*. Universidad Autónoma Chapingo, México. 111 pp.
- Maia L., Kimbrough C. J. W. y Benny G. 1993. Ultrastructural studies of the spore wall of *Gigaspora albida*(Glomales). *Mycologia* 85:883-889.
- Martínez J. L. y Martínez J. M. 2005. La Chinampa una tecnología agroambientalmente sustentable. 1er. Coloquio Franco-Mexicano. Chinampas y “hortillonnages”: territorios intraurbanos frágiles entre tierra y agua. Pag 62.
- McGonigle T. P., Miller M. H., Evans D. G., Fairchild G. L. y Swan J. A. 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol* 115:495–501.
- Medina B. Ma de la P. 2005. Agroclimatología de las chinampas de Xochimilco, D.F. 1er. Coloquio Franco-Mexicano. Chinampas y “hortillonnages”: territorios intraurbanos frágiles entre tierra y agua. Pag 61.
- Mendoza R., Escudero V. y García I. 2005. Plant growth, nutrient acquisition and mycorrhizal symbioses of a waterlogging tolerant legume (*Lotus glaber* Mill.) in a saline-sodic soil. *Plant Soil*. 275:305–315.

- Miller R. M. y Jastrow. D. 1992. The Role of Mycorrhizal Fungi in Soil Conservation, en Mycorrhizae in sustainable agriculture. Bethlenfalvy. G. J. y Linderman. R. G. ASA. Special publication. No. 54.USA. p 29–35, 101–109.
- Miramontes F. B., Arroyo V. L., Tarín R. J. M y Fierro A. A. 2000. Comportamiento de las sales solubles y sodio intercambiable de un suelo durante el proceso de lixiviación. En Séptima semana de la investigación científica. Tomo II, UAM-X, Cuadernos de Extensión Universitaria. p 467-473.
- Morton B. J. 1988. Taxonomy of VA mycorrhizal fungi: Classification, nomenclature, and identification. Mycotaxon 32:267–324.
- Morton B. J. 1986. Effects of mountants and fixatives on wall structure and Melzer's reaction in spores of two Acaulospora species (Endogonaceae). Mycologia 78(5):787–794.
- Mosse B., y Hayman, D. S. 1971. Plant response to vesicular-arbuscular mycorrhiza. II. In: unsterilized field soils. New Phytol 70:29-34.
- Munsell. 1999. Color Research & Application. Wiley Periodicals. EE.UU. 160 pp.
- Munns R. 1993. Physiological processes limiting plant grow in saline soils: some dogmas and hypotheses. Plant, Cell and Environment. 16: 15-24
- Neumann P., Azaieth H. y Leon. D. 1994. Hardenin of root cell walls: a growth inhibitory response to salinity stress. Plant Cell Environment 17:303–309.
- Núñez L. R., Vong M. Y., Borges O. R. y Olguín J. E. 2004. Fitorremediación: Fundamentos y Aplicaciones. Ciencia 55:3 69-82 pp
- Oliveira R. S., Vosátka M., Dodd J. C. y Castro P. M. L. 2005. Studies on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi and the efficacy of two native isolates in a highly alkaline anthropogenic sediment. Mycorrhiza 16:23–31.
- Oliveira S. R., Castro L. M. C., Dodd C. J. y Vosátka M. 2006. Different native arbuscular mycorrhizal fungi influence the coexistence of two plant species in a highly alkaline anthropogenic sediment. Plant Soil 287:209–221.
- Orcutt D. M. y Nilsen E. T. 2000. Physiology of plants under stress. John Willey and Sons, Nueva York, 683 pp.
- Ortega E. M y Velazquez M. A. A. 2000. Caracterización de los suelos y aguas de la zona de chinampas de Xochimilco, D.F. Programa de Hidrociencias. Colegio de Posgraduados. Texcoco, México. 11-25 pp
- Pacioni G. 1992. Wet-sieving and decanting techniques for the extraction of vesicular-arbuscular fungi. En Techniques for mycorrhizal research. Methods in microbiology. Norris et al (eds), 1994. Academic Press. USA. p 777-797.

- Partridge T. R y Wilson J. B. (1988). Vegetation and patterns in salt marshes Of the Otago, New Zealand. New Zealand. Journal of Botany 26:497-510.
- Persad Chinnery S. B., Chinnery L. E., Dales R. G. B. 1992. Enhancemet of in Vitro spore germination of *Gigaspora rosea* by a cellulase preparation. Micol. Res 94:626-628.
- Phillips J. M. y Hayman. D. S. 1970. Improved procedures for clearing and steaning parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. Trans. Br. Mycol. Soc 55:158-161.
- Pianka E. R. 1983. Evolutionary Ecology. III. Ed. Harper and Row. New York, EE.UU. 35-56 pp.
- Pirozynki L. A, y Malloch D.W. 1975. The Origine of land plants: a matter of mycotrophism. BioSystems. 6: 153-164
- Prasad M. N. 2003. Fitorremediación. Aplicaciones, ventajas e inconvenientes, en, La ecofisiología vegetal, una ciencia de síntesis. Reigosa. M. J., Pedrol. N. y Sánchez. A., eds 2004. España. 1193 pp.
- Powell C. L. 1982. Selection of efficient VA mycorrhizal fungi. Plant Soil 68:3-9.
- Powell C. L. y Bagyaraj D. J. 1984. VA Mycorrhiza. CRC Press. USA. p 57–112.
- Ramos B.R., Cajuste L. J., Flores R. D., y Garcia C. N.E. 2001. Metales pesados, sales y sodio en suelos de chinampa en México. Agrociencias 35: 385-395
- Redecker D., Morton J. B. y Bruns T. D. 2000. Molecular phylogeny of the arbuscular mycorrhizal fungi *Glomus sinuosum* and *Sclerocystis coremioides*. Mycologia 92:282-285.
- Reigosa M. J., Pedrol N. y Sánchez A. eds. 2004 La Ecofisiología Vegetal, una ciencia de síntesis. España. 1193 pp.
- Rengel Z. 1992. Te role of calcium in salt toxicity. Plant Cell Enviroment 15:625-632.
- Repp G. 1958. Die Salztoleranz der Pflanzen. I. Salzhaushalt und Salzresistenz von Marschpflanzen der Nordseekürstr Dänemarks in Beziehung zum Standort. Oesterr. Bot. Z 104:454–490.
- Reeves R. D., Baker A. J.M., y Brooks R. R. 1996. Abnormal accumulation of trace metals by plants. Mining Environmental. Manage. 3: 4-8
- Renker C., Zobel M., Opik M., Allen M. F., Allen E.B., Vosátka M., Rydlová J. y Buscot F. 2004. Structure, dynamics, and restoration of plant communities: do arbuscular mycorrhizae matter? In: Temperton V. M., Hobbs R., Nuttle T., Halle S. (eds) Assembly rules and restoration ecology. Island Press, Washington, D.C., p 189–229.
- Richards L. A. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Álcali Soils. USDA Handbook No. 60. Washington D.C. 160 pp.

- Rilling C. M. y Mummey D. L. 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist* 171:41-53.
- Rojas R. T. 1983. *La Agricultura Chinampera*. Universidad Autónoma Chapingo, México. 229 pp.
- Rosselli W., Keller C. y Boschi K. 2003. Phytoextracción capacity of trees growing on a metal contaminated soil. *Plant and Soil* 256:265-272.
- Rozema J., Bijward P., Prast G. y Broekman R. 1985. Ecophysiological adaptation of coastal halophytes from foredunes and salt marshes. *Vegetation* 62:499-521.
- Rozema J., y Verkleij J. A. C. 1991. *Ecological responses to environmental stresses*. Kluwer Academic Publishers. Inglaterra. 278-288 pp.
- Ruiz L. J. y Azcón R. 2000. Symbiotic efficiency and infectivity of an autochthonous arbuscular mycorrhizal *Glomus* sp. from de saline soils and *Glomus deserticola* under salinity. *Micorrhiza* 10:137-143.
- Ruiz-Lozano J. M. 2003. Arbuscular mycorrhizal symbiosis and alleviation of osmotic stress. *New perspectives for molecular studies*. *Micorrhiza* 13:307-317.
- Ruiz-Lozano J. M., Azcon R. y Gómez M. 1996. Alleviation of salt stress by arbuscular mycorrhizal *Glomus* in *Lactuca sativa* plants. *Physiol Plant* 98:767-772.
- Rzedowski G. C. de, J. Rzedowski. 2001. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2a ed. Limusa, México. 432 pp. *
- Sannazzaro A. I., Ruiz O. A., Alberto E. O. y Menéndez A. B. 2006. Alleviation of salt stress in *Lotus glaber* by *Glomus intraradices*. *Plant Soil* 285:279-287.*+
- Sengupta A. y Chaudhuri S. 1990. Vesicular-arbuscular mycorrhiza in pioneer salt marsh plants of the Ganges River delta in West Bengal (India). *Plant Soil* 122:111-113.*+
- Schalamuk S., Velázquez S., Chidichimo H., y Cabello M. 2006. Fungal spore diversity of arbuscular mycorrhizal fungi associated with spring wheat: effects of tillage. *Mycologia*. 98: (1): 16-22
- Schenck N. C. 1982. *Methods and Principles of Mycorrhizal Research*. The American Phytopathological Society. 2ª ed. USA. p 29-45.
- Schenk N. y Pérez Y. 1990. *Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi*. INVAM. Gainesville. 286 pp.
- Schroeder J. I., Ward. J.M. y Gassman W. 1994 Perspectives on the physiology and structure of inwardrectifying K⁺ channels in higher plants: biophysical implications for K⁺ uptake. *Annu. Rev. Biophys. Biomol. Struct* 23:441-471.
- Scofield C. S. 1935. *The Salinity of Irrigation Water*. Smithan. Inst. Ann. Rpt. 275-287 pp.

- Soriano M. A. y Ferreres E. 2003. Use of crops for in situ phytoremediation of polluted soils following a toxic flood from a mine spill. *Plant and Soil* 256:253-264.
- Smith S. E. y Read D. J. 1997. *Mycorrhizal Symbiosis*. Editorial Academic Press. 235.
- Sylvia D. M. y Burks J. N. 1988. Selection of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus for practical inoculation of *Uniola paniculata*. *Mycologia* 80:565-568.
- Shainberg I. y Singer. M. J. 1990. Soil response to saline and sodic conditions. En: K.K. Tanji, eds, *Agricultural Salinity Assessment and Management*. American Society of Civil Engineers, Nueva York, p 9 –112.
- Schüßler A., Schwarzott D. y Walker C. 2001 A new fungal phylum, the Glomeromycota phylogeny and evolution phylogeny and evolution. *Mycol.Res* 105:1413-1421.
- Spain J. L., Sieverding E. y Schenck.N. C. 1989. *Gigaspora ramisporophora*: a new species with novel sporophores from Brazil. *Mycotaxon* 34:667-677.
- Stephens D. 1996. Controle la Erosión y la Salinidad. *Productores de Hortalizas* 5:1, 34-35.
- Szaboles I. 1989. *Salt-affected soils*. CRC Press Inc, Boca Raton, 274 pp.
- Tanji K. K. 1990. Nature and extent of agricultural salinity. En K.K. Tanji, eds. *Agricultural Salinity Assessment and Management*. American Society of Civil Engineers, Nueva York, p 1-17.
- Tomlison P. B. 1994. *The botany of mangroves*. Cambridge University Press, Nueva York, 419 pp.
- Valencia I. C. y Hernández B. A. 2002. *Muestreo de Suelos, Preparación de Muestras y Guía de Campo*. FES Cuautitlan. México. 131 pp.
- Van der Heijden M. G. A., Boller T., Wiemken A. y Sanders I. R. 1998a. Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology* 79:2082–2091.
- Van der Heijden M. G. A., Klironomos J. N., Ursic M., Moutoglis P., Streitwolf-Engel R., Boller T., Wiemken A. y Sanders I. R. 1998b. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396:69–72.
- Vierheiling H., Schweiger P. y Brundrett M. 2005. An overview of methods for the detection and observation of arbuscular mycorrhizal fungi in roots. *Physiologia Plantarum* 125:393–404.
- Volkmar K. M., Hu Y. y Steppuhn H. 1998. Physiological responses of plants to salinity: a review. *Can J Plant Sci* 78:19–27.
- Waisel Y. 1972. *Biology of the halophytes*. Academic Press, Nueva York, 395 pp. *

- Walker C. 1983. Taxonomic concepts in the endogonaceae: spore wall characteristics in species descriptions. *Mycotaxon* 18(2):443–455.
- Wang B. y Qiu L. 2006. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza* 16:299-363.
- Wang F.Y., Liu R.J. y Lin X.G. 2002. Arbuscular mycorrhizal status of wild plants in saline-alkaline soils of the Yellow River Delta. *Mycorrhiza* 14:133–137.*+
- Wenger K., Gupta S. K., Furrer G. y Schulin R. 2002. Zinc Extraction potential of two common crop plants, *Nicotiana tabacum* and *Zea mays*. *Plant and Soil* 242:217-225. *
- Willadino L. y Camara T. 2003. Origen y Naturaleza de los ambientes salinos en. *La ecofisiología Vegetal*. Reigosa M., Pedrol N. y Sánchez A. 2004 (eds). Thomson. España. 303-330 pp *
- Wissenbock G. 1969. Einfluss des Bodensalzgehaltes auf Morphologie und Ionen-speicherung von Halophyten. *Flora*. 158:369-389. *
- <http://www.invam.caf.wvu.edu/fungi/taxonomy/>. INVAM. (Agosto de 2005)
- <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm>/VERDOLAGA. Mondragón. P. J. 5 de mayo de 2005. Malezas de México. *Portulaca oleracea*. (Octubre de 2006).
- http://waterquality.montana.edu/docs/methane/basics_highlight.shtml. [on line] (última modificación 4/2/2008)
- Zapata A. C. y Galvan V. Ma. De los. A. 2004. Manual básico de absorción atómica para el manejo del equipo Spectra 200 Marca Varian. F.E.S. Zaragoza, UNAM. México. 52 pp.*
- Zayed A., Gowthaman S., y Terry N. 1998. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. *Journal Environmental Quality*. 27: 715-721.



Establecimiento de humedales flotantes para el saneamiento de la Laguna Negra, Acapulco Guerrero

Eliseo Cantellano de Rosas
Dana Mariana Juárez Cruz
Raúl Arcos Ramos

Unidad de Investigación en Sistemática Vegetal y Suelo. Laboratorio de Contaminación Acuática. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México
Correo-e: cantellano@unam.mx

Resumen

Ante la degradación ambiental de los cuerpos acuáticos por descargas de aguas residuales que afectan la biodiversidad y la salud humana, se requieren diversas acciones para su saneamiento y restauración. Los humedales artificiales se han venido empleando recientemente como una estrategia basada en la naturaleza con diversas ventajas económicas, sociales y ecológicas; sin embargo, es necesario conocer los tipos, componentes y procesos adecuados para su establecimiento como son la selección de especies, los materiales para su construcción y los aspectos de su operación y mantenimiento. Esto es particularmente relevante para las zonas costeras donde el crecimiento urbano y turístico ha venido impactando los espacios naturales y particularmente los recursos acuáticos. Se diseñó un sistema piloto de humedales flotantes instalándose dos módulos en la Laguna Negra Puerto Marqués, Acapulco Guerrero con el objetivo de evaluar el establecimiento de las plantas platanillo (*Canna indica* L.), palma areca (*Dyopsis lutescens* (H. Wendl.) Beentje & J. Dransf.), lirio de pantano (*Crinum americanum* L.), iris africano (*Dietes iridioides* L.), singonio (*Syngonium podophyllum* Schott), mangle blanco (*Laguncularia racemosa* (L.) C.F.Gaertn.), mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.), alcatraz (*Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng.), papiro (*Cyperus papyrus* L.) y helecho (*Nephrolepis exaltata* (L.) Schott) como componentes del humedal flotante. Se determinaron los parámetros físicos (pH, temperatura, salinidad, conductividad y oxígeno disuelto), químicos (nitratos, ortofosfatos, demanda química de oxígeno (DQO) y biológicos (bacterias coliformes totales y *E. coli*). Las preguntas por investigar

fueron ¿Cuáles son las características del agua en la Laguna que puedan explicar el establecimiento de especies para un humedal flotante? ¿Cuáles especies son las adecuadas para establecer un humedal flotante en el sitio? Para ello se establecieron nueve puntos de muestreo y dos humedales flotantes piloto. Se pudo establecer que la Laguna presenta contaminación por materia orgánica observada en la relativa concentración elevada de la DQO (promedio de 88 mg/L), así como por ortofosfatos (promedio 0.68 mg/L) y nitratos (promedio de 1.96 mg/L), mientras que la contaminación bacteriológica se concentra en los sitios de descarga con hasta 5, 875 unidades formadoras de colonias que rebasan los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 1998) y los criterios ecológicos de la calidad del agua (SEDUE, 1989) aunque no puede establecerse que el sistema presente características eutróficas. En cuanto al componente vegetal la especie que mejor se estableció fue *Canna indica* con un 100% de supervivencia, aunque se proponen tres grupos de plantas en función de la respuesta al establecimiento (mayor, media y nula-muy baja). Destaca que las especies (*Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*) y en menor grado *C. americana* a pesar de ser nativas no lograron adecuarse tan fácilmente como ocurrió con platanillo probablemente debido a las condiciones de estrés derivadas de las descargas de aguas residuales. Finalmente se recomienda establecer humedales flotantes con predominancia de *C. indica*, *D. lutescens* y *C. americana* además de continuar la valoración de los mangles locales con la finalidad de disminuir el impacto de las descargas de aguas residuales y proteger la integridad de los servicios ambientales que esta laguna ofrece.

Los resultados mostraron que los dos tratamientos húmedos tuvieron una respuesta significativa en crecimiento, producción de biomasa y supervivencia, respecto a los testigos secos. Asimismo, la micorriza favorece significativamente el establecimiento y crecimiento de *B. gracilis* bajo condiciones de sequía. Se concluye que el tratamiento húmedo favorece significativamente la micorrización de un 40 a un 63%, que la antesis es función de la humedad y no de la micorrización y que en condiciones de capacidad de campo del sustrato, la micorrización incrementa la EUA en un 70%. Finalmente se recomienda micorrizar las plantas de esta gramínea en programas de repoblamiento vegetal de matorrales xerófitos deteriorados.

Palabras clave: manglares, lagunas costeras, establecimiento vegetal, saneamiento ecológico, restauración ecológica, humedales de saneamiento.

Introducción

Las descargas de aguas residuales sin tratamiento disminuyen la calidad de los cuerpos acuáticos superficiales y subterráneos, poniendo en riesgo la salud de la población y la integridad de los ecosistemas. En México, según cifras de CONAGUA (2018) el tratamiento de aguas residuales pasó de 83.64 m³/s a 135.58 m³/s (2008-2017) correspondiente al 63% de las aguas recolectadas para el último año, empleando mayormente el sistema de lodos activados (52.9%). Si bien este proceso resulta ser eficiente para el tratamiento de aguas residuales también conllevan altos costos económicos y ambientales, por ello los humedales artificiales representan una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales, sobre todo en poblaciones rurales y pequeñas comunidades. En estos sistemas se emplean plantas acuáticas establecidas sobre un lecho o sustrato impermeabilizado. La acción de las macrófitas hace posible complejas interacciones físicas, químicas y biológicas a través de las cuales el agua residual es depurada progresiva y lentamente con bajos costos de construcción y mantenimiento con una buena eficiencia de remoción de contaminantes (Wu *et al.*, 2018). Además, el agua tratada y las plantas pueden usarse en riego o de manera productiva hortícola o piscícola (Belmont *et al.*, 2018). El tipo de HHA más generalizado es el humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial, el cual puede ser combinado con el de flujo vertical, sedimentadores o sistema anaeróbicos como el reactor de flujo ascendente (Hoffmann, 2011). Recientemente se está desarrollando un tipo de humedal flotante adecuado para apoyar el saneamiento y restauración de cuerpos acuáticos como ríos y lagunas. Sin embargo, es necesario considerar diferentes aspectos de diseño para su uso como es caso de la selección de especies, su aclimatación e incluso los materiales y la forma del humedal (Shahid *et al.*, 2018). Esta situación se presenta en la Laguna Negra, en Puerto Marqués del municipio de Acapulco que recibe descarga de aguas residuales de la zona aledaña ocasionando su eutrofización y diferentes enfermedades por el uso o contacto con el agua tanto por la población local como por los turistas que visitan el lugar (Dimas *et al.*, 2019). Ante ello, es necesario valorar el potencial uso de los humedales flotantes como una estrategia de saneamiento y restauración ecológica lo que requiere conocer las condiciones físicas, químicas y biológicas del agua del cuerpo acuático para determinar y probar un diseño viable para el sitio por lo que es pertinente plantearse las siguientes preguntas de investigación ¿Cuáles son las características del agua en la Laguna? ¿Las condiciones del sitio permiten su establecimiento? ¿Cuáles especies son las adecuadas para establecer un humedal flotante en el sitio?

Material y métodos

Lugar del estudio

El trabajo se realizó en la Laguna Negra, poblado Puerto Marqués perteneciente al municipio de Acapulco, Estado de Guerrero (figura 1) en donde se efectuaron cinco muestreos durante los meses de septiembre a diciembre (2019) y febrero (2020).

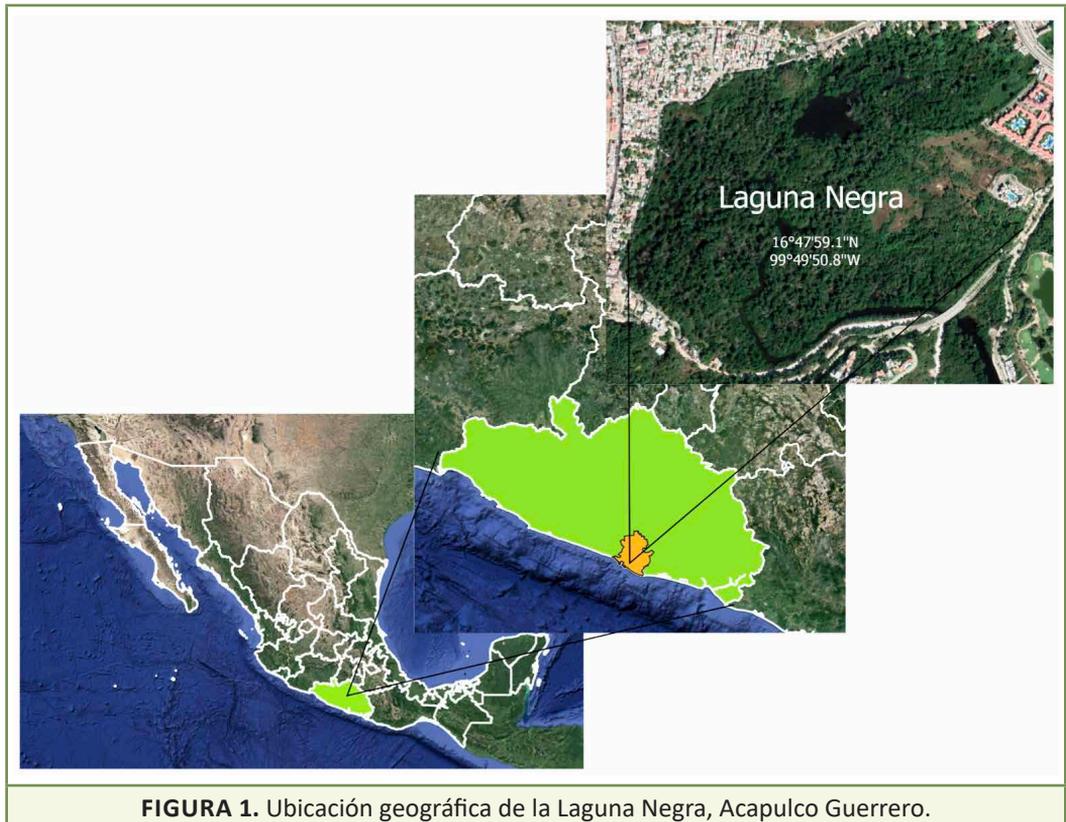


FIGURA 1. Ubicación geográfica de la Laguna Negra, Acapulco Guerrero.



FIGURA 2. Localización de los puntos de muestreo de la Laguna Negra.

Trabajo de campo

Los sitios de muestreo se muestran en la figura 2, tres son cercanos a las descargas de aguas residuales de la zona urbana (Humedal 1, Humedal 2 y Embarcadero), uno en la parte norte (Lirio acuático), dos sitios en la zona centro de la Laguna (Espejo y Salida espejo), así como tres hacia la salida del agua rumbo al mar (Revolcadero 1, 2 y 3). *In situ* se tomaron los datos de pH, temperatura, conductividad, salinidad y oxígeno disuelto, así como muestras de agua para la posterior determinación en laboratorio de la demanda química de oxígeno (DQO), nitratos, fosfatos, bacterias coliformes totales y bacterias *E. coli* mediante técnicas estandarizadas. Paralelamente se diseñó un tipo de humedal flotante construido de manera rectangular (3.0 m x 2.0 m) con material de PVC de cuatro pulgadas estableciéndose en dos sitios de descargas de aguas residuales (Humedal 1 y Humedal 2). Se colocaron ejemplares de las plantas a ser valoradas (figura 3) de las siguientes especies platanillo (*Canna indica*), palma areca (*Dypsis lutescens*), lirio de pantano (*Crinum americanum*), iris africano (*Diets iridioides*), singonio (*Syngonium podophyllum*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), mangle rojo (*Rhizophora mangle*), alcatraz (*Zantedeschia aethiopica*), papiro (*Cyperus papyrus*) y helecho (*Nephrolepis exaltata*). Se realizó un análisis gráfico de los parámetros físicos, químicos y biológicos, así como un análisis de varianza para comparar la respuesta de las plantas.



FIGURA 3. Armado y colocación de los humedales flotantes.

Resultados y Discusión

Con respecto a los parámetros físicos del agua la temperatura promedio en la Laguna fue de 29.35 °C, muy similar al reportado para las lagunas cercanas Chautengo y Tres Palos (Mendoza *et al.*, 2013; Rendón-Dircio *et al.*, 2012), el pH (6.23) aunque ligeramente más ácido que la laguna Chautengo es aceptable, ya que se encuentra en el intervalo establecido en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 1998). El agua es ligeramente salina ya que no supera valores a 1.0 ups, lo que en este caso denota poca influencia del agua marina (Rendón-Dircio *et al.*, 2012). Las concentraciones de oxígeno disuelto fluctuaron alrededor de 5.38 mg/L lo que favorece los procesos aeróbicos de la vida acuática. La conductividad promedio (1.66 mS/cm) es menor a los reportados por Juárez

et al., (2019) para la Laguna de Tres Palos (3.8 mS/cm) pero son más elevados que otros cuerpos acuáticos como en La Vega Escondida (González-Dávila *et al.*, 2019) y El Chairel (Pérez-Arreaga *et al.*, 2012) con 0.87 mS/cm y 0.65 mS/cm, respectivamente lo que podría evidenciar la influencia de las descargas de aguas residuales.

Encuanto a los parámetros químicos del agua no existe una gran variación entre los sitios de muestreo en cuanto a alcalinidad, nitratos, DQO, fosfatos y sulfatos. La primera presenta un promedio de 42.6 mg/L por debajo del valor recomendado por la UNECE (1994) para el mantenimiento de la vida acuática (200 mg/L). Los nitratos presentan un valor promedio de 1.96 mg/L que de acuerdo con los criterios ecológicos de calidad del agua (SEDUE, 1989) están por debajo de los límites para agua de uso pecuaria pero rebasa el límite de agua potable (0.8 mg/L) evidenciando un proceso de eutrofización. La DQO oscila entre 72 y 108 mg/L lo que corresponde a un intervalo de agua contaminada según la escala de clasificación de la calidad del agua (CONAGUA, 2010), además de que rebasa el límite máximo permisible (40 mg/L) señalado en la NOM-001-SEMARNAT-1996. Pero no son tan elevadas como las encontradas para algunos cuerpos acuáticos como la Chontalpa de 1,812.0 mg/L (Ramos-Herrera *et al.*, 2012) o una descarga de agua residual cruda o fuertemente contaminada (hasta 443.0 mg/L) (García *et al.*, 2021). De manera similar los fosfatos presentan valores promedio elevados (0.68) de acuerdo con los criterios ecológicos de SEDUE (1989) para influentes a lagos y embalses (0.05 mg/L) y evidencia una tendencia hacia la eutrofización de la Laguna. Los niveles de sulfatos (35.2 mg/L) son relativamente elevados pero se encuentran por debajo del intervalo reportado por Almazán-Juárez (2015) para la cuenca baja del Río Papagayo (74.86-120.87 mg/L), son superiores (16.0-19.0 mg/L) a los de la Laguna La Vega Escondida en Tampico, México (González-Dávila *et al.*, 2019) y similares a los reportados para la Laguna de Yuriria, cuyas concentraciones están entre 32.3 y 74.3 mg/L (Espinal *et al.*, 2013) y corresponden a un cuerpo acuático eutrofizado con mala calidad del agua, sin embargo estos valores pueden explicarse por la influencia del mar. En conjunto estos resultados no evidencian un impacto directo de las descargas sino más bien reflejan la compleja dinámica de la interacción de las descargas con los aportes externos de agua dulce de los escurrimientos río arriba y del contacto con el agua de mar, además de las características propias de la Laguna.

Los anteriores resultados contrastan con la contaminación bacteriológica pues está concentrada en los sitios de descarga de aguas residuales (figura 4). El valor más alto de *E. coli* se presentó en el "Humedal 1" con 5,875 unidades formadoras de colonias (UFC), seguido por "Embarcadero" con 5,445 UFC y "Humedal 2" con 2,225 UFC mientras que el resto de los sitios estuvieron por debajo de 1,400 UFC. En este caso, se puede tener una idea de el límite máximo permisible para las descargas de residuales vertidas a aguas y bienes nacionales (NOM-01), así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola), son de 1,000 y 2,000 de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente. Para el caso de *E.coli*, las normas de los

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Estados Unidos de Norteamérica establecen un valor límite máximo permisible de 126 NMP/100 mL para actividades recreativas con contacto primario (USEPA, 2012), por lo que las concentraciones obtenidas en la Laguna Negra sobrepasan dicho límite permisible.



FIGURA 4. Coliformes totales y *E.coli* promedio por sitio de muestreo (unidades formadoras de colonias).

Con respecto al comportamiento de las plantas en los humedales flotantes (figura 5) la diferencia estadística significativa (prueba ANOVA de Fisher LSD con un 95% de confianza) se presentó únicamente entre *Zantedeschia aethiopica* y *Canna indica*. Sin embargo, tomando como base el promedio de los resultados mensuales de supervivencia de las especies, se puede plantear una tendencia hacia la formación de tres grupos. En el primero “supervivencia mayor” se encuentran las especies *Canna indica*, *Crinum americanum* y *Laguncularia racemosa* con supervivencia promedio de 88.48%, 73.33% y 71.66%, respectivamente. Es decir la especie con la mayor sobrevivencia y las dos especies locales. La segunda categoría corresponde a “supervivencia media” con las especies *Syngonium podophyllum* (69.8%), *Dypsis lutescens* (66.65%), *Diets iridioides* (63.37%) y La última categoría denominada “supervivencia nula o muy baja ” lo integran *Rhizophora mangle* (47.7%) *Equisetum arvense* (38.32%): *Zantedeschia aethiopica* (0%), y *Nephrolepis exalata* (19.8%).

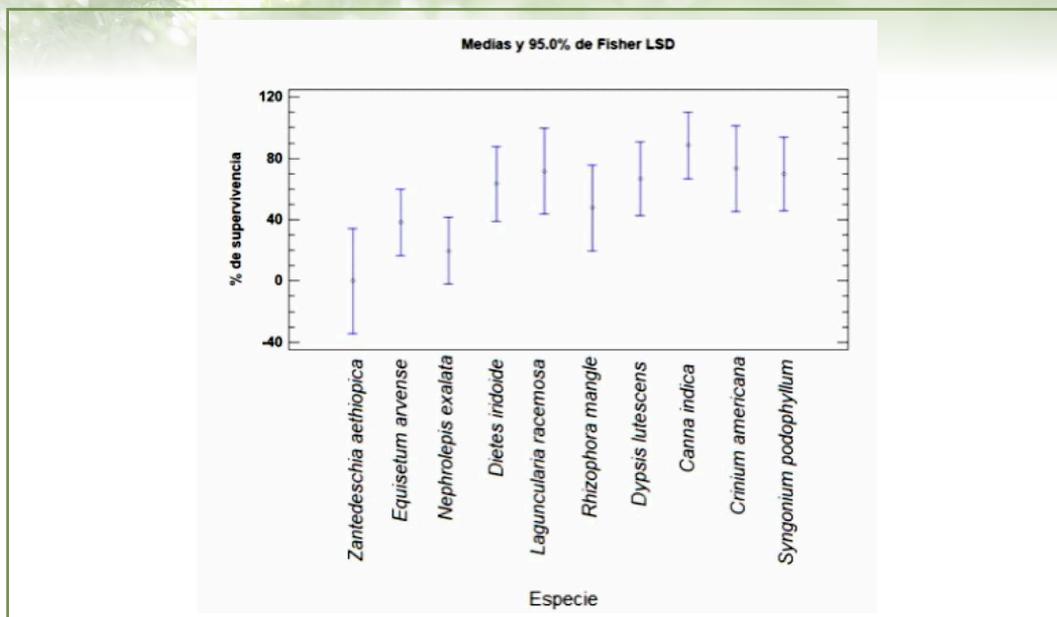


FIGURA 5. Porcentaje de supervivencia mensual por especie en los humedales flotantes piloto.

Los humedales artificiales de flujo superficial y subsuperficial se han planteado desde los años 1950s-1960s mientras que los humedales flotantes empezaron a utilizarse más recientemente, por lo que varios aspectos ecotecnológicos aún no se han desarrollado completamente, siendo la selección de las plantas uno de los aspectos más relevante en el diseño y operación de este tipo de sistemas (Colares *et al.*, 2020). Wang y Sample (2014) indican varias características para la selección como son: especies perennes, emergentes, resistentes a la contaminación, etcétera. Es particularmente relevante la carencia de parámetros de diseño y operativos de este tipo de sistemas (Vymazal *et al.*, 2021).

Colares *et al.*, (2020) destacan los géneros *Canna*, *Carex*, *Cyperus*, *Juncus* y *Typha* lo que coincide en este trabajo para el caso de *Canna indica* como la especie que tuvo el mejor desempeño como lo indican dichos autores además de Barco y Borin (2020) quienes destacando su valor estético y su uso en zonas urbanizadas que en este estudio corresponde a la zona de mayor contaminación por descargas de aguas residuales en una zona de gran afluencia turística del puerto de Acapulco. Esta especie ha sido empleada en este tipo de humedales para aguas domésticas (Zhan *et al.*, 2016; Afzal *et al.*, 2019) y lixiviados de rellenos sanitarios (Maine *et al.*, 2021) observándose buenos

resultados de remoción. Se puede confirmar que *Canna indica* es una especie adecuada para un humedal artificial flotante, debido a su alto vigor y colonización de los sistemas flotantes, tiene una supervivencia (100%), absorción de nitrógeno de 15.1 gm^{-2} (Barco & Borin 2020). Además de *Canna indica*, el alcatraz (*Zantedeschia aethiopica*) es otra de las especies ornamentales que más se han empleado en humedales de tratamiento, tanto en climas tropicales como subtropicales y mediterráneos (Sandoval *et al.*, 2019; Vera-Puerto *et al.*, 2021). Se ha estudiado el estrés en esta especie debido a la cantidad de agua presente en el humedal (Zurita *et al.*, 2008), pero en el caso de La Laguna Negra su bajo desempeño puede atribuirse a las condiciones extremas de temperatura en los sitios donde se colocaron los humedales piloto, ya que su crecimiento óptimo ha sido reportado en un intervalo de 15 a 28 grados centígrados (De Pascale y Paradiso, 2006) mientras que en dichos sitios la temperatura del agua fue de 29.35 grados lo cual coincide con lo planteado por Barco y Borin (2020) en cuanto a la dificultad de emplearlo en humedales flotantes.

Si bien la condición salobre es una característica de las lagunas costeras que podría influir en el establecimiento de las plantas en el humedal esperando que las especies nativas (*Crinum americanum* y *Laguncularia racemosa*) tuvieran mejor desempeño, sin embargo los valores de salinidad presentes en la Laguna no evidencian una fuerte influencia del agua marina por lo que probablemente no dio ventaja a dichas especies y en cambio las descargas de aguas residuales las afectarían más que a *C. indica*.

En los humedales colocados en la Laguna Negra de Puerto Marqués una de las especies con mayor supervivencia fue *Canna indica* por lo que resulta una opción adecuada para este tipo de sistemas costeros. Las especies nativas de la zona de estudio tienen una mayor probabilidad de supervivencia y establecimiento, sin embargo, a pesar de que no se obtuvieron porcentajes de supervivencia bajos, no se establecieron como se esperaba, probablemente debido a las condiciones de estrés de las constantes descargas de aguas residuales.

Conclusiones

La Laguna Negra se encuentra contaminada según los criterios de calidad del agua de (SEDUE, 1989) a lo largo de toda su superficie, pero el parámetro que destaca corresponde a la contaminación biológica (bacterias coliformes, particularmente por *E. coli*) en los sitios aledaños a las descargas de aguas residuales.

Se logró diseñar un modelo de humedal flotante piloto funcional destacando el establecimiento exitoso de *Canna indica* contrastante con *Zantedeschia aethiopica* con nula sobrevivencia.

Si bien no hay una clara distinción estadística entre las demás especies evaluadas, se puede proponer como un grupo de plantas con mayor supervivencia a *C. indica* conjuntamente con la especies locales (*Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* y *Crinum americana*) las cuales presentaron supervivencia mayor al 71% en las descargas de aguas residuales.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM, por el financiamiento otorgado para esta investigación mediante el Proyecto PAPIIME con clave PE204221.

Referencias

- Afzal, M., Arslan, M., Müller, J. A., Shabir, G., Islam, E., Tahseen, R. & Khan, Q. M. (2019). Floating treatment wetlands as a suitable option for large-scale wastewater treatment. *Nature Sustainability*, 2(9), 863-871.
- Almazán-Juárez, M. T., Almazán-Juárez, Á., Carreto-Pérez, B. E., Hernández Castro, E., Damián-Nava, A., & Almazán-Núñez, R. C. (2016). Calidad y clasificación de usos del agua en la cuenca baja del río Papagayo, Guerrero, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 3(9), 293-305.
- Barco, A., & Borin, M. (2020). Ornamental plants for floating treatment wetlands: Preliminary results. *Italian Journal of Agronomy*, 15(2), 109-120.
- Belmont, M. A., Cantellano, E., & Ramirez-Mendoza, N. (2018). Ornamental Flowers and Fish in Indigenous Communities in Mexico: An Incentive Model for Pollution Abatement Using Constructed Wetlands. En Nagabhatl, N. & Metcalfe, C.D. (ed). *Multifunctional Wetlands*. Springer, Cham.
- Colares, G. S., Dell’Osbel, N., Wiesel, P. G., Oliveira, G. A., Lemos, P. H. Z., da Silva, F. P., ... & Machado, Ê. L. (2020). Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. *Science of the Total Environment*, 714, 136776.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2018). Estadísticas del Agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México. http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf

- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2010). Estadísticas del Agua en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México. México. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2010-16Junio2010.pdf>
- De Pascale, S., y Paradiso, R. (2006). Influencia del régimen térmico y del GA3 sobre *Zantedeschia aethiopica* L. 3er Congreso Argentino de Floricultura., 21-24. La Plata, Argentina.
- Dimas, M. J., Ortega, R. G., & Dimas, G. D. (2019). Enfermedades detectadas por la utilización del agua en las lagunas: Tres Palos, Puerto Marqués y Pie de la Cuesta. En: Pérez, C. E., Sarmiento F. J.F., y Mota F. E. (ed). Impactos ambientales, gestión de recursos naturales y turismo en el desarrollo regional. Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional A.C, Coeditores, Ciudad de México.
- Espinal, C. T., Sedeño D. J. E., López L. E. (2013). Evaluación de la calidad del agua en la Laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(3), 147-163.
- García-Rodríguez, G., Sandoval-Rojas, M. E., Corona-Romano, E. R., Martínez-Romay, B., García-Gil, E., & García-Gil, E. (2021). Aplicación de dos metodologías para la evaluación de la calidad del agua de cuerpos superficiales destinados a la pesca en el sur del estado de Veracruz, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 37, 89-107.
- González-Dávila, R. P., Ventura-Houle, R., De la Garza-Requena, F. R., & Heyer-Rodríguez, L. (2019). Caracterización fisicoquímica del agua de la laguna La Vega Escondida, Tampico, Tamaulipas, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(1), 1-29.
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M., & Muench, E. V. (2011). Revisión Técnica de Humedales Artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas. Agencia de Cooperación Internacional de Alemania GIZ. Programa de Saneamiento Sostenible ECOSAN, 38. Eschborn, Alemania.
- Juárez, L., Rodríguez, C., Castro, M., Aparicio, J. L., & Marmolejo, C. V. (2019). Prospectiva Ambiental para la Laguna de Tres Palos, Municipio de Acapulco, Guerrero, México. En XIII CTV 2019 Proceedings: XIII International Conference on Virtual City and Territory: "Challenges and paradigms of the contemporary city": UPC, Barcelona, October 2-4, 2019. Centre de Política de Sol i Valoracions, CPSV/Universitat Politècnica de Catalunya, UPC.
- Maine, M. A., Hadad, H. R., Camaño Silvestrini, N. E., Nocetti, E., Sanchez, G. C., & Campagnoli, M. A. (2021). Cr, Ni, and Zn removal from landfill leachate using vertical flow wetlands planted with *Typha domingensis* and *Canna indica*. *International Journal of Phytoremediation*, 1-10.
- Mendoza Mojica, M., Martínez Arroyo, A., Espinosa Fuentes, M. D. L. L., Peralta Rosales, O., &

- Castro Romero, T. (2013). Caracterización de dos lagunas costeras del pacífico tropical mexicano en relación con el contenido de carbono y la captura y emisión de CH₄ y CO₂. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 29(2), 145-154.
- Pérez-Arreaga, E., Garza-Flores, R., Canales-Caballero, S. & Guevara-Guerrero, M. (2012). Análisis de la calidad del agua y del paisaje del sistema lagunario Chairel. Ciudad Victoria, Tamaulipas. Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria.
- Rendón-Dircio, J.A., Ponce-Palafox, J.T., Rojas-Herrera, A., Arredondo-Figueroa, J.L., De La Lanza, G. y Flores-Verdugo, F. (2012). Morfometría, hidrodinámica y físico-química del agua de la laguna de Chautengo, Guerrero, México. *Rev. Bio Ciencias* 4, 25-37.
- Sandoval, L., Zamora-Castro, S. A., Vidal-Álvarez, M., & Marín-Muñiz, J. L. (2019). Role of wetland plants and use of ornamental flowering plants in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Applied Sciences*, 9(4), 685.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (1998). Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*. Publicada el 03 de junio de 1998. México.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE). 1989. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad de Agua CE-CCA001/89. *Diario Oficial de la Federación*, 435(9), 7-23.
- Shahid, M. J., Arslan, M., Ali, S., Siddique, M., & Afzal, M. (2018). Floating wetlands: a sustainable tool for wastewater treatment. *Clean-Soil, Air, Water*, 46(10), 1800120.
- UNECE. (1994). Standard statistical classification of surface freshwater quality for the maintenance of aquatic life. *Readings in International Environment Statistics*. En *Reading in international environment statistics*. United Nations Economic Commission for Europe. New York, USA.
- USEPA. (2012). Recreational water quality criteria. EPA-820-F-12-061. Office of Water. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2004). Water Quality Standards for Coastal and Great Lakes Recreation Waters; Final Rules, Part II. Environmental Protection Agency. 67218 Federal Register/Vol. 69, No. 220/Rules and Regulations. <http://www.epa.gov>. Acceso: Diciembre (2021).
- Vera-Puerto, I., Escobar, J., Rebolledo, F., Valenzuela, V., Olave, J., Tijero-Rojas, R., ... & Arias, C. (2021). Performance Comparison of Vertical Flow Treatment Wetlands Planted with the Ornamental Plant *Zantedeschia aethiopica* Operated under Arid and Mediterranean Climate Conditions. *Water*, 13(11), 1478.

- Vymazal, J., Zhao, Y., & Mander, Ü. (2021). Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 169, 106318.
- Wu, S., Lyu, T., Zhao, Y., Vymazal, J., Arias, C. A., & Brix, H. (2018). Rethinking intensification of constructed wetlands as a green eco-technology for wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*, 52(4), 1693-1694.
- Wang, C. Y., & Sample, D. J. (2014). Assessment of the nutrient removal effectiveness of floating treatment wetlands applied to urban retention ponds. *Journal of Environmental Management*, 137, 23-35.
- Zhang, L., Zhao, J., Cui, N., Dai, Y., Kong, L., Wu, J., & Cheng, S. (2016). Enhancing the water purification efficiency of a floating treatment wetland using a biofilm carrier. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(8), 7437-7443.
- Zurita, F., Belmont, M. A., De Anda, J., & Cervantes-Martinez, J. (2008). Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 33(2), 110-118.

Aplicación del Índice de calidad del bosque de ribera en los ríos Alcalica y Nexapa

L. Fernando Monfil Hernández
Eloísa A. Guerra Hernández

Laboratorio de Calidad de Agua y Ecohidrología
Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad
Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
e-mail: eloisaaguerrah@gmail.com

Resumen

Por su ubicación y riqueza de servicios ecosistémicos que provee, el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP) y su área de influencia, es una de las regiones más importantes del país, sin embargo, éstas mismas cualidades la han convertido en una zona vulnerable, por la alta afluencia de visitantes y la gran demanda de bienes naturales, que llevan a la degradación de sus ecosistemas. Dentro de los ecosistemas presentes en esta zona, se encuentran los ribereños, cuyas características específicas y funciones que ostentan, les hacen excelentes indicadores para la gestión y el ordenamiento del paisaje, por lo que su inclusión como elemento para la determinación del estado ecológico de los ríos es clave. En esta investigación, se monitorearon doce zonas ribereñas del PNIP y su área de influencia, con el objetivo de analizar los efectos que el cambio en el uso de suelo ocasiona sobre ellas y su relación con el estado ecológico obtenido con del índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR). Se identificaron seis diferentes usos de suelo (US), de los cuales, cuatro poseen condiciones óptimas de conservación mientras que dos poseen un alto grado de degradación, con una calidad deficiente, en los usos de suelo agropecuario y agrícola-urbano-minero. A partir de esto, se concluye que la calidad de los bosques de ribera está estrechamente relacionada con los cambios en el uso de suelo, disminuyendo su grado de conservación y calidad ecológica a causa del desarrollo e incremento de diversas actividades antrópicas, en descenso del gradiente altitudinal.

Palabras clave: Índice QBR, calidad ecológica, vegetación ribereña.

Introducción.

Las montañas son ecosistemas que albergan una gran biodiversidad y representan una fuente importante de servicios ambientales para la sociedad. Aproximadamente, el medio montañoso cubre el 27 % de la superficie de la Tierra (Devenish et al., 2012) y es en estas zonas es donde se originan la mayoría de los principales ríos del mundo, los cuales, poseerán cualidades características como un pronunciado gradiente en el canal, una marcada variabilidad en su régimen hidrológico y una alta variabilidad espacial en la morfología del canal, entre otras (Wohl, 2010). A lo largo de estos ríos, se encuentran franjas de vegetación en lo que se conoce como una zona de transición entre el ecosistema terrestre y acuático, definida como vegetación ribereña, riparia o de galería. Este tipo de vegetación se caracteriza por estar altamente influenciada por la intensidad luminosa, el contenido de agua y las condiciones del suelo (Granados-Sánchez et al., 2006). Así pues, la estructura y actividad de la vegetación también regulan los procesos hidrológicos y a su vez estos moderan la estructura y actividad de la vegetación, la cual, finalmente determinará las funciones y servicios ecosistémicos de estos ecosistemas a múltiples escalas (Wei et al., 2011).

Las características estructurales y funcionales del ecosistema ribereño son enlaces clave para mantener la integridad ecológica (USDA, 2003), es por ello que los bosques ribereños han sido identificados como uno de los elementos ecológicos más valiosos de los sistemas fluviales, ya que como se mencionó anteriormente, sus atributos están estrechamente relacionados con las condiciones hídricas, mismas que determinan su calidad (Magdaleno y Martínez, 2014). Lo anterior, se conocerá a partir de la aplicación de índices específicamente diseñados para ello, entre los cuales, destaca el índice de calidad de bosque de Ribera (QBR), el cual considera que los bosques de ribera son indicadores de la gestión antrópica del territorio (actividades de agricultura, ganadería, construcción de vías y represas, entre otros) y son elementos clave para la calificación del estado ecológico de los ríos (Galeano-Rendón et al., 2017). Este índice fue propuesto por Munné et al. (1998) para evaluar la calidad del hábitat ribereño y está basado en cuatro componentes del hábitat ribereño: a) la cobertura total de la vegetación riparia, b) la estructura de la cobertura, c) la calidad de la cobertura y d) las alteraciones en el canal, tomando en cuenta las diferencias geomorfológicas del río desde la cabecera hasta el curso bajo, a través de datos sencillos registrados in situ y llevados a una escala cuantitativa, con un propósito de evaluar objetivamente la calidad de estos ambientes.

Material y métodos

Área de estudio. El Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP), se ubica entre los estados de Puebla, Morelos y de México. De acuerdo con datos de la CONANP (2013), tiene un área aproximada de 40 mil hectáreas y su rango altitudinal va desde los 3 mil a los 5 mil 480 metros sobre el nivel del mar. Debido a su topografía y ubicación, el parque tiene una variedad de climas que van del templado húmedo a los climas frío y muy frío. De acuerdo con el Ordenamiento Ecológico del Volcán Popocatepetl, el parque se divide en cuatro subcuencas: La Compañía o Chalco-Textoco, Cuautla-Yautepec, Río Atoyac y Río Nexapa (CONANP, 2013). El suelo representativo de la región es andosol mólico, que se forma a partir de las cenizas volcánicas, aunque su evolución es diversa, según lo accidentado del terreno y de su acumulación (CONANP, 2013). En el Parque Nacional, es posible observar tres grandes fajas de vegetación en función de la altitud, estas son: la sierra con pastizal montano y bosques de *Pinus* y *Abies*; el somontano alto con bosques mixtos de *Quercus*, *Pinus* y *Abies*; y el somontano bajo con bosques de *Quercus* y vegetación secundaria (Hernández-García y Granados-Sánchez, 2006).

Delimitación del área de estudio y trabajo de campo. Con ayuda de un sistema de información geográfica se seleccionaron de dos afluentes con corriente permanente, tanto en la zona oriental como la occidental del volcán Iztaccíhuatl. De cada afluente, se eligieron 6 potenciales sitios de monitoreo en función del gradiente altitudinal y su uso de suelo, estos se ubicaron tanto dentro del PNIP como en su área de influencia. Posteriormente a partir de visitas a campo se realizó la selección final mediante la comprobación de las características previamente observadas, así como de la accesibilidad a los sitios. El periodo de las observaciones fue de febrero a mayo de 2019 y en cada sitio se realizó una caracterización que incluía los siguientes datos: fecha, ubicación, uso que se le da al suelo y el tipo de vegetación predominante. La localización de los 12 sitios de monitoreo se observa en la figura 1.

Determinación del Índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR). Previo a la aplicación del índice, en cada sitio se diferenció y delimitó la orilla del cauce y la ribera. La primera corresponde a la zona del cauce inundable en crecidas periódicas mientras que la segunda es la zona inundable en crecidas de gran magnitud (Munné et al., 1998). Posteriormente se hizo la aplicación del índice, el cual consta de cuatro bloques a evaluar y la puntuación de cada uno debe ser entre 0 y 25 puntos, tomando en cuenta ambos márgenes del río como una misma unidad (Munné et al., 1998). Al final, la puntuación total del sitio es la suma de los puntajes obtenidos en cada bloque y el resultado puede variar entre 0 y 100. En el primer bloque se califica el grado de cobertura vegetal, midiéndose el porcentaje de cobertura de toda la vegetación considerando solo el área ribereña,

excluyendo las orillas y el canal. En el segundo bloque, el aspecto a evaluar es la estructura de la cobertura respecto a la complejidad de la vegetación, tomando en cuenta el porcentaje de cobertura de árboles y arbustos. Para el tercer bloque fue evaluada la calidad y diversidad de la cubierta vegetal especificando previamente el tipo geomorfológico de la ribera, posteriormente, se consideró la diversidad de especies arbóreas y arbustivas nativas presentes tanto en la orilla, como en la ribera. Por último, en el cuarto bloque se evaluó el grado de naturalidad del canal fluvial, registrando las modificaciones tanto dentro del río como en las terrazas adyacentes, así como la presencia de obras de infraestructura o estructuras sólidas dentro del río o en la ribera.

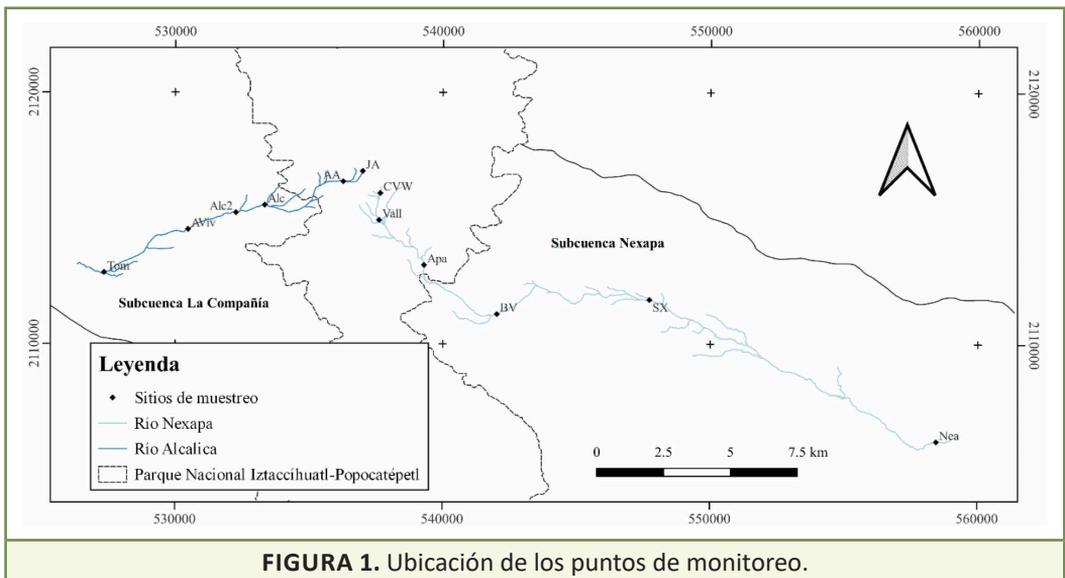


FIGURA 1. Ubicación de los puntos de monitoreo.

Resultados y Discusión

Caracterización de los sitios. En el Cuadro 1 se describen las características los doce sitios estudiados. El afluente con dirección poniente, pertenece a la subcuenca de La Compañía (Chalco-Textcoco) y la variación altitudinal de los sitios de monitoreo en ella, va de los 2530 hasta los 3900 m s.n.m., mientras que el afluente con dirección oriente, pertenece a la subcuenca Nexapa y el intervalo altitudinal de los puntos de monitorio va de los 2260 a los 4010 m s.n.m. El uso de suelo observado es el descrito en campo a partir de la cobertura de vegetación dominante y la diversidad y magnitud de las actividades desarrolladas en cada sitio.

CUADRO 1. Caracterización de los sitios de monitoreo.

SC	Sitio	Altitud (msnm)	Coordenadas UTM		Uso de Suelo (INEGI, 2016)	Uso de Suelo observado
			X	Y		
LCA	Joya Alta	3900	537032	2116867	Pradera de alta montaña	Pastizal montano
LCA	Alcalica Alta	3800	536209	2116433	Bosque de Pino	Forestal
LCA	Alcalica	3150	533340	2115448	Bosque de Oyamel	Forestal
LCA	Alcalica 2	3000	532272	2115274	Bosque de Oyamel	Forestal perturbado
LCA	Alcalica Viviero	2810	529827	2115051	Bosque de Pino	Forestal Agrícola
LCA	Tomacoco	2530	527364	2112824	Agrícola Anual	Agropecuario
NXP	Cascada VW	4010	537660	2116000	Pradera de alta montaña	Pastizal montano
NXP	Vallecito	3840	537750	2115023	Pradera de alta montaña	Forestal
NXP	Apatlaco	3630	539298	2113136	Bosque de Pino	Forestal
NXP	Buenavista	3300	542050	2111210	Bosque de Pino	Forestal perturbado
NXP	S. Xalizintla	2680	547778	2111758	Agrícola Anual	Agropecuario
NXP	Nealtican	2260	558446	2106140	Agrícola Anual	AUM

SC: Subcuenca, LCA: La Compañía, NXP: Nexapa, AUM: Agrícola-Urbano-Minero.

Estado ecológico de la ribera. Los doce sitios de monitoreo fueron clasificados de acuerdo con las cinco categorías que el índice QBR asigna en función de su calidad y que se representan mediante un color e indica las alteraciones que se han presentado en la vegetación (*Cuadro2*).

Los valores obtenidos a partir de la evaluación en campo para cada uno de los sitios en diferentes épocas para el cálculo del índice QBR, se presentan en el cuadro 3.

CUADRO 2. Clasificación del QBR (modificado de Munné, 1998).

Calidad del Bosque de ribera	Características generales	Intervalo de puntaje	Color	
Muy buena	Bosque de ribera sin alteraciones	≥ 95	Azul	
Buena	Bosque ligeramente perturbado	75-94	Verde	
Moderada	Bosques con alteraciones evidentes en estado incipiente	55-74	Amarillo	
Deficiente	Alteración fuerte de la vegetación y hábitat ribereños con muy mala calidad	26-54	Naranja	
Mala	Degradación extrema del ambiente de ribera	≤ 25	Rojo	

CUADRO 3. Clasificación del hábitat ribereño a través del Índice de calidad del bosque de ribera (QBR).

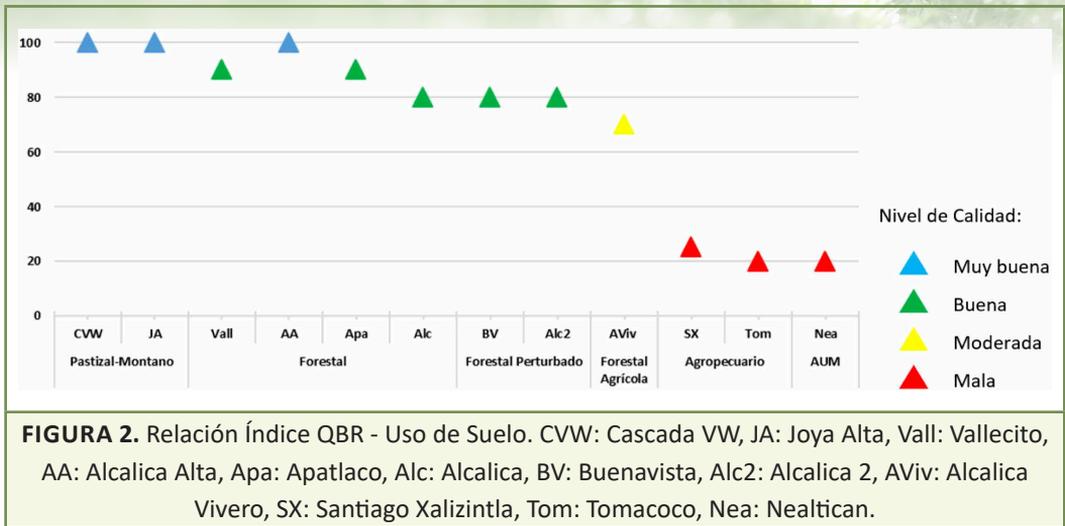
Sitio	Grado de Cubierta	Estructura de la cubierta	Calidad de la cubierta	Grado de Naturalidad del canal fluvial	Puntaje total	Color
Joya Alta	25	25	25	25	100	
Alcalica Alta	25	25	25	25	100	
Alcalica	20	15	20	25	80	
Alcalica 2	20	20	15	25	80	
Alcalica Vivero	20	15	20	25	70	
Tomacoco	5	0	15	0	20	
Cascada VW	25	25	25	25	100	
Vallecito	25	25	25	15	90	
Apatlaco	25	15	25	25	90	
Buenavista	25	20	20	15	80	
S. Xalizintla	0	15	0	10	25	
Nealtican	0	10	0	10	20	

Aplicación del Índice de calidad del bosque de ribera en los ríos Alcalica y Nexapa

En la primera categoría, con una calidad de ribera MUY BUENA se clasificaron tres sitios: Cascada VW, Joya Alta y Alcalica Alta, los cuales se encuentran dentro del área del Parque Nacional, lo que se interpreta como que a pesar de la presencia de visitantes y habitantes del área de influencia, estos sitios no presentan alteraciones de su estado natural. Otros cinco sitios: Vallecito, Apatlaco, Buenavista, Alcalica y Alcalica 2, entraron en la siguiente con una calidad de ribera BUENA, los dos primeros se localizan dentro del Parque Nacional, el primero en una zona de baja pendiente donde se han realizado obras para canalizar el flujo de agua y el segundo en un área muy visitada por estar cerca de las instalaciones de un parque Ecoturístico, los otros tres sitios se localizan en el área de influencia con mayor presencia humana, en todos ellos se observaron ligeras perturbaciones. En la siguiente categoría, que incluye sitios con un estado de conservación MODERADO, se ubicó a Alcalica vivero, el cual muestra alteraciones importantes en fase incipiente, con paso de vehículos no intensivo sobre el cauce del río. Por último, en la última categoría, con una calidad de ribera MALA y señales de degradación extrema, se describieron tres sitios más: Santiago Xalizintla, Tomacoco y Nealtican.

Los resultados indican que los sitios con mejores condiciones ecológicas y sus consecuentes favorables calificaciones en el índice QBR, fueron aquellos que se ubican en la zona de mayor altitud dentro del área de estudio, sobre los 3000 m s.n.m. Estos resultados concuerdan con numerosos estudios que consideran el factor altitudinal como uno de los más importantes en la determinación de la calidad de las riberas (Jacobsen et al., 1997; Suárez y Vidal-Abarca, 2000; Fernández et al., 2009; Sirombra y Mesa, 2012; Lujan et al., 2013; Villamarín et al., 2014; Posada y Arroyave, 2015; Rodríguez-Téllez et al., 2016; Almarales et al., 2017), esto debido a que en altitudes bajas, la accesibilidad a ellos y su cercanía a asentamientos humanos o poblados, los hace vulnerables al desarrollo de actividades productivas como la ganadería y la agricultura, contrario a los sitios de mayor altitud, donde su difícil accesibilidad y características topográficas, hacen que el establecimiento de actividades sea más difícil de desarrollarse.

Variación del índice QBR en función del Uso de Suelo. De acuerdo con el puntaje del índice QBR obtenido se hizo la comparación de acuerdo a los usos de suelo presentes en cada sitio. En la Figura 2, se pone de manifiesto cómo los puntajes en el índice QBR disminuyen conforme los usos de suelo presentan alteraciones antrópicas, lo cual se refleja en la pérdida de calidad ecológica de los sitios estudiados, a causa de la pérdida de vegetación natural, el desarrollo de vegetación secundaria o crecimiento de especies introducidas, modificaciones al cauce por eventos ocasionales o por la intervención directa del río para desvió de caudales, cruces vehiculares o peatonales y al terreno adyacente, para el desarrollo de actividades diversas entre otros aspectos.



Los sitios con menor puntaje corresponden a lugares donde el uso de suelo ha sido modificado y se ha destinado a desarrollo urbano, agrícola o ganadero, lo que ha generado un cambio importante en el paisaje, así mismo, el incremento demográfico en la zona y la falta de un ordenamiento y control de éste crecimiento, ha provocado un deterioro ambiental y pérdida de biodiversidad.

Las principales acciones que tienen consecuencias en los tres sitios con peores calificaciones tienen que ver con actividades productivas. El proceso de sustitución de vegetación primaria por cultivos o por asentamientos humanos acelerará el proceso de degradación en gran medida. La presencia de cultivos en la zona aledaña a la ribera no solo modifica la cobertura vegetal y reduce la vegetación ribereña a sólo franjas aledañas al río, también disminuye la conectividad con los bosques adyacentes. Esto mismo se ha reportado en diversos trabajos, donde plantaciones afectan estos aspectos y reducen los puntajes del índice. López-Delgado et al. (2015), reportan que bajas calificaciones en sitios con cultivos aledaños, mientras que la ausencia de ellos provoca un alto grado de cobertura (80%) y conectividad mayor al 50%. Viera-Llaneros et al. (2010), encontraron que, riberas en valles y zonas aledañas a aldeas, la vegetación ribereña se reduce a una pequeña franja en uno o ambos márgenes del cauce, perdiendo total conectividad con el ecosistema natural adyacente.

Sin embargo, estas alteraciones no solo se quedan en la zona de ribera, también modifican el cauce mediante la construcción de estructuras sólidas que lo alteran y canalizan. Por ejemplo, la

construcción de caminos para facilitar el desarrollo de las actividades antrópicas es otras de las alteraciones comunes (López-Delgado et al. 2015; Almarales et al. 2017), situación encontrada en Nealtican, donde además, la extracción de roca de manera intensiva de la cantera, altera las condiciones del cauce, aumenta la sedimentación y la formación de bancos de arena, reduciendo con esto la biodiversidad, la calidad del agua y del suelo e impactando el hábitat ribereño (Naiman et al., 1993).

Conclusiones

Respecto a la aplicación del índice QBR para el establecimiento del grado de conservación de la vegetación ribereña en el PNIP y su área de influencia, éste índice mostró de forma clara y sencilla, las condiciones de conservación actuales; resultó una útil herramienta que es sencilla de aplicar, la cual, no requiere de equipo sofisticado o técnicas complejas y la inversión de tiempo para la evaluación es moderada y los resultados son altamente confiables. Se identificó que las actividades antrópicas que se realizan en torno a los sistemas ribereños impactan su estado de conservación y aumentan conforme se desciende en el gradiente altitudinal, con acciones como la eliminación de la vegetación ribereña para mayor accesibilidad a los arroyos o ríos, la modificación de caminos y cruces de los cauces, la desviación de caudales para ganadería, acuicultura y agricultura, así como la cercanía de estas actividades a la ribera, genera la degradación del hábitat en estos ambientes, poniendo de manifiesto su vulnerabilidad.

Recomendaciones

El índice QBR resultó una excelente herramienta, sin embargo, éste índice fue desarrollado para ríos mediterráneos, lo que hace necesario tomar en cuenta algunas consideraciones al momento de su aplicación para ecosistemas diferentes, como fue el caso de ésta investigación, ya que, al trabajarse en algunos sitios de la alta montaña, hay apartados que deben puntuarse de forma diferente, por ejemplo, no penalizar la ausencia de un estrato arbóreo en ríos de alta montaña, tal como sugieren Carrascosa & Munné (2000), mismo que es sustituido por el pastizal de alta montaña.

Referencias

- Almarales, A., Castell, M, Fornaris, E., Portyondo, E. & Revilla, Y. (2017). Evaluación de la calidad ecológica de los hábitats de rivera de la cuenca del Río San Juan, Santiago de Cuba, Cuba. *Ciencia en su PC*. 2: 1-22.
- Carrascosa, V. & Munné, A. (2000). Qualificació dels boscos de ribera andorrans. Adaptació de l'índex QBR als d'alta muntanya. *Habitats-Cenbre de Biodiversitat*. IEA. 1: 413.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2013). Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, Programa de Manejo. México, D.F., México. 190 pp.
- Devenish, C, Hofstede, R y Saravia, M. (2012). Las montañas en nuestro lugar: La importancia de las montañas para el desarrollo sostenible antes y después de Río+20. *Revista Virtual REDEMES*. 6 (1): 11-18.
- Fernández, L., Rau, J. & Arriagada, A. (2009). Calidad de la vegetación ribereña del río Maullín (41°28'S y 72°59'W) utilizando el índice QBR. *Gayana Botánica*. 66 (2): 269-278. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432009000200011>.
- Galeano-Rendón, E., Monsalve-Cortes, L. & Mancera-Rodríguez, N. (2017). Evaluación de la calidad ecológica de quebradas andinas en la cuenca del río Magdalena, Colombia. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* 20 (2): 413-424.
- Granados-Sánchez D., Hernández-García M. A. & López-Ríos G. (2006). Ecología de las Zonas Ribereñas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 12 (1): 55-69.
- Hernández-García, M. & Granados-Sánchez, D. (2006). El Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl-Zoquiapan y el impacto ecológico-social de su deterioro. *Revista Chapingo. Serie de ciencias forestales y el ambiente*. 12 (2): 101-109.
- Jacobsen, D., R. Schultz & A.C. Encalada. (1997). Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biol.* 38 (2): 247-261. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00210.x>.
- López-Delgado, E., Vázquez-Ramos, J., Villa-Navarro, F. & Reynoso-Flores, G. (2015). Evaluación de la calidad del bosque de ribera, utilizando un método simple y rápido en dos ríos de bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Revista Tumbaga*. 1 (10): 6-29.
- Lujan, N.K., K.A. Roach, D. Jacobsen, K.O. Winemiller, V.M. Vargas, V.R. Ching & J.A. Maestre. (2013). Aquatic community structure across an Andes-to Amazon fluvial gradient. *Journal of Biogeography*, 40 (9): 1715-1728. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.12131>

- Magdaleno, F. & Martínez, R. (2014). Evaluating the quality of riparian forest vegetation: The Riparian Forest Evaluation (RFV) index. *Forest system* 23 (2): 259-272. DOI: <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2014232-04488>
- Munné, A., C. Sola & N. Prat. (1998). QBR: un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*. 175: 20-39.
- Naiman R., Decamps, H. & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining biodiversity. *Ecological applications*. 3 (2): 209-212. DOI: <https://doi.org/10.2307/1941822>
- Posada M. & Arroyave, M. (2015). Análisis de la calidad del retiro ribereño para el diseño de estrategias de restauración ecológica en el Río La Miel, Caldas, Colombia. *Revista EIA*. 12 (23): 117-128.
- Rodríguez-Téllez E., García-De-Jalón, D., Pérez-López, M., Torres-Herrera, S., Ortiz-Carrasco, R., Pompa-García, M., Morales-Montes, M., García-García, D., Zamudio-Castillo, E. & Vázquez-Vázquez, E. (2016). Caracterización de la calidad ecológica del bosque de galería del río La Saucedá, Durango, México. *Hidrobiológica*. 26 (1): 35-40.
- Sirombra, M. & Mesa, L. (2012). A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecological Indicators*. 20: 324-331. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.021>
- Suárez, A. & Vidal-Abarca, R. (2000). Aplicación del índice de calidad del bosque de ribera, QBR (Munné et al., 1998) a los cauces fluviales de la cuenca del río Segura. *Tecnología del Agua*. 201: 33-45.
- USDA. (2003). *A Soil Bioengineering Guide for Streambank and Lakeshore Stabilization*. Department of Agriculture, Forest Service, National Technology and Development Program. 187 p.
- Vieira-Laneros R., Servia M., Barca S., Couton M., Rivas S. & Sánchez J. (2010). Índices de calidad de la vegetación de ribera y del hábitat fluvial en los afluentes de la margen española del Baixo Miño. V Simpósio Ibérico Sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Minho. 79–88.
- Villamarín, C., Prat, N. & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 42 (5): 1072-1086. DOI: <http://dx.doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Wei, X., Sun, G., Vose, J., Otsuki, K., Zhang, Z. & Smetterm, K. (2011). Forest ecohydrological processes in a changing environment. *Ecohydrology*. 4 (2): 143-347. DOI: 10.1002/eco.218
- Wohl, E. (2010). *Water resources monograph series*. American Geophysical Union. Washington D.C., EUA. 573 pp.



Evaluación del riesgo de incendios en fragmentos de pedregal en la zona urbana de Ciudad Universitaria, UNAM

Sonia María Juárez Orozco

Erik Iván López García

Eréndira Ramírez Rodríguez

Ramón Eduardo Martínez Grimaldo

Norberto Nieto Vázquez

Humberto Peraza Villarreal

María Esther Sánchez Coronado

Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México; Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México; Dirección General de Obras y Conservación, Universidad Nacional Autónoma de México; Instituto Tecnológico Nacional de México de Gustavo A. Madero
Correo-e: sonia.juarez@gmail.com, eritgam@gmail.com, arqereram@gmail.com, rompe_2000@yahoo.com, norniva622@ciencias.unam.mx, hperazavillarreal@ieciologia.unam.mx, esanchez@ecologia.unam.mx

Resumen

En este capítulo se describe el riesgo potencial de la ocurrencia de incendios en fragmentos de pedregal de la Ciudad Universitaria, de la Universidad Nacional Autónoma de México, en la Ciudad de México. El análisis se realizó en 5 fragmentos del campus, considerando las especies de la vegetación del matorral xerófilo del pedregal que pudieran contribuir al inicio y propagación de los incendios por su abundancia, fenología y producción de biomasa. La ubicación, dimensión y longitud de los fragmentos se realizó mediante imágenes satelitales, utilizando el programa de Google Earth Pro. En el fragmento 5 se identificaron las especies que potencialmente pueden promover un incendio y sus coberturas fueron calculadas a partir de una ortofoto elaborada a partir de imágenes tomadas a 25 y 120 m de altura con un dron y procesadas con ArcGis. El fragmento y las imágenes se georreferenciaron con un GPS. *Buddleja cordata* tuvo la mayor cobertura en el fragmento (43.2%) 5, la cual acumula hojas secas bajo su copa. También se observaron (18.9% de cobertura) otras especies cubiertas por *C. sicyoides* e *Ipomoea* sp., entre ellas *Pennisetum clandestinum* (pasto kikuyo). Esta última especie forma manchones puros y cubre 15.4% de la superficie del fragmento, sin embargo, su cobertura fue subestimada en las imágenes debido a que también crece bajo otras especies, incluso bajo *B. cordata*, por lo que se

estimó que podría cubrir una superficie de >70% en el fragmento. En su conjunto la hojarasca de los árboles y el kikuyo seco integran una gran cantidad de combustible inflamable. Otro aspecto importante fue la presencia de basura en numerosos puntos del área de estudio y aunque su cobertura sólo fue del 1% representa un peligro por su alta inflamabilidad. Lo anterior, aunado a la accesibilidad que existe para actividades riesgosas de origen antropogénico, permite concluir que los fragmentos estudiados presentan un riesgo de alta frecuencia y severidad de incendios. Para reducir la probabilidad de incendios en el área urbana del campus y manejar a los fragmentos de pedregal con una visión ecológica moderna de ecosistemas urbanos, se propone limpiar todos los fragmentos, retirar a los indigentes, eliminar en lo posible al pasto kikuyo para descubrir el sustrato rocoso y favorecer el establecimiento de especies nativas; en los cuales se reduzca la probabilidad de incendios, se brinden servicios ecosistémicos y se conserve y exponga la biodiversidad propia del pedregal. De esta manera los fragmentos también se pueden incorporar a las actividades educativas y de recreación de la población universitaria.

Palabras clave: cartografía, cobertura vegetal, combustible, drones, incendios.

Introducción

El fuego es un factor ambiental capaz de modificar la cubierta vegetal en cualquier región del planeta. Se considera que los incendios tienen un impacto negativo en el medio ambiente, ya que alteran los ciclos biogeoquímicos del carbono y el agua, las propiedades físicas y químicas del suelo y otros nutrientes, que afectan la productividad, el establecimiento, desarrollo, composición y diversidad de los ecosistemas, la presencia y abundancia de insectos, parásitos y hongos forestales, y por último, la cantidad de biomasa acumulada en el suelo. (Daubenmier, 1979, Spurr y Barnes, 1980). El efecto deletéreo de los incendios es notable en la selva alta perennifolia, cuyas especies carecen de adaptaciones que le permitan sobrevivir a los incendios, en especial a aquellos que afectan extensas superficies (Juárez-Orozco et al., 2017). Sin embargo, hay ecosistemas que toleran los incendios o dependen de ellos para su regeneración y conservación, motivo por el cual las especies presentan diferentes estrategias para evadirlo o tolerarlo en las diferentes etapas de su ciclo de vida, desde las etapas de semilla y germinación hasta en la planta adulta, lo cual permite también la supervivencia y permanencia de las especies en estas comunidades (Fidelis, 2020). Incluso en el bosque mesófilo de montaña, un tipo de vegetación que se establece en cañadas húmedas, hay especies cuyas semillas toleran incendios o incluso dependen de ellos para germinar (Zuloaga-Aguilar et al., 2010, 2011).

En la naturaleza, los incendios se generan a partir del calor, oxígeno y material combustible presente en un sitio (vegetación con poca humedad) y juntos conforman lo que se conoce como el triángulo de fuego (Zaldívar, 2009). Los factores que originan incendios forestales, pueden ser eventos naturales como tormentas eléctricas o actividad volcánica. Sin embargo, actualmente la mayor parte de los incendios forestales son ocasionados por los seres humanos (Spurr y Barnes, 1980; Cano-Santana y Juárez-Orozco, 2009). La regeneración de la vegetación después de ser afectada por fuego depende de la intensidad y frecuencia de los incendios.

Se consideran cuatro principales parámetros que determinan el grado de perturbación que los incendios forestales provocan sobre la vegetación: 1) la extensión (área dañada), 2) la severidad (grado de afectación y alteración en los organismos); 3) la frecuencia (número de veces que ha ocurrido un incendio en el mismo sitio), y 4) la temporada de ocurrencia (Lloret, 2004). Los incendios se dan frecuentemente en condiciones climáticas con temperaturas altas y bajas precipitaciones que se presentan en la época seca del año (Juárez-Orozco, 2008).

Los incendios han sido estudiados principalmente en zonas con grandes masas forestales o en zonas rurales y urbanas, que por su cercanía a zonas forestadas ponen en riesgo de incendio a la vegetación peri-urbana y en consecuencia a los seres vivos y a las actividades humanas propias de las zonas urbanas (Michael et al., 2018). En la República Mexicana en los últimos años se ha generado un gran número de incendios. La CONAFOR (2019) reportó un total de 7,410 incendios forestales en las 32 entidades federativas por lo que los daños totales en superficie fueron de 633,678 ha. De esta superficie el 67% corresponde al estrato herbáceo y el 5% al estrato arbóreo. La Ciudad de México se encuentra entre los cinco estados que presentan el mayor número de incendios (544), aunque no presenta el mayor número de hectáreas afectadas, considerando su pequeña superficie estatal, si tiene el más alto porcentaje de superficie quemada (2.17%).

Al sur de la Ciudad de México está ubicada la Ciudad Universitaria (CU), de la Universidad Nacional Autónoma de México, la cual está asentada en un pedregal derivado de la erupción del Xitle, ocurrida hace aproximadamente 2000 años (Siebe, 2000). El campus universitario tiene una parte urbana en donde se encuentra la infraestructura universitaria; un área de conservación (la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, REPSA) con un total de 171 ha y 13 áreas de amortiguamiento (66 ha) (SEREPSA, 2006); además, en el campus hay numerosos fragmentos de pedregal esparcidos por todo el campus. La REPSA es considerada el último relicto del ecosistema del pedregal de la cuenca de México, en particular de especies endémicas propias de este ecosistema; además se le considera una reserva natural de carácter urbano particular por su biodiversidad, geomorfología y gran valor paisajístico (Lot y Cano-Santana, 2009).

El pedregal tiene vegetación xerófita (Castillo-Argüero et al., 2004), por lo que en la época seca hay mucha biomasa seca, potencialmente combustible (Lot et al. 2012). El mayor riesgo de incendios se encuentra en el área próxima a las zonas escolares y a las zonas deportivas, por tener una mayor actividad humana y diversos productos peligrosos de ésta (basura, colillas de cigarrillos, fogatas, desechos inflamables, etc.). A esta problemática se suma la abundancia de pastos secos utilizados en actividades de jardinería como el kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) y hojarasca de eucaliptos introducidos que producen una gran acumulación de biomasa que incrementa los riesgos de incendios. La REPSA es uno de los sitios naturales protegidos de México, a pesar de que en la CU los incendios son un fenómeno recurrente (Castillo-Argüero et al., 2004), no existen datos documentados de manera sistemática sobre de la presencia de incendios (Lot y Cano-Santana, 2009).

Hay evidencias de que en los últimos 11 años se han registrado 164 incendios que afectaron un total de 13.8 ha de la REPSA y áreas contiguas de reserva territorial. La Secretaría Ejecutiva de la REPSA informó que para 2012 se habían registrado 235 conatos de incendios forestales. Sin embargo, tan sólo entre 1992 y 1997 se contaron hasta 455 incendios y entre los años 2000 y 2011 se registraron 141, que afectaron 13.9 ha. De acuerdo con Lot et al. (2012) la información sobre el número de incendios y el área afectada no siempre coincide con la reportada por el Departamento de Prevención y Combate de Siniestros, UNAM.

La percepción remota es una herramienta de gran utilidad ya que permite detectar los incendios y generar mapas de riesgo, lo cual permite evaluar daños y evitar pérdidas económicas en regiones afectadas por incendios (Pezzola y Winschel, 2004). En la actualidad el creciente desarrollo de la tecnología para percepción remota (teledetección) ha permitido la implementación de metodologías innovadoras que permiten la planificación territorial, debido a que permiten la evaluación cualitativa y cuantitativa de un gran volumen de datos útiles para la toma de decisiones en el ámbito ambiental (Lira, 1987). El análisis de la superficie terrestre se logra mediante los datos geográficos generados por fotografía aérea e imágenes de radar y satelitales a través de varios tipos de sensores (Rosete y Bocco, 2003). Estas imágenes se toman desde satélites, aviones y actualmente drones. La información generada por dichos sensores puede ser: imágenes, firmas espectrales, elevación de la superficie del terreno, tipo de vegetación etc. Las imágenes generadas deben pasar por un proceso de corrección de las imágenes y un ajuste al relieve del sitio de estudio (Rosete y Bocco, 2003).

Debido a la frecuencia de incendios en México, es importante su detección, monitoreo permanente y la estimación de áreas susceptibles de incendiarse, para generar estrategias de prevención y mitigar o reducir los impactos sociales y económicos de los potenciales desastres a nivel multiescala (Pozo, 2011), lo que significa que debemos caracterizar las superficies quemadas a nivel local y

regional, tanto en extensos macizos forestales como en parcelas agrícolas (Moizo, 2004). Con este propósito se hace uso de la cartografía, que nos permite plasmar en mapas características de la superficie terrestre a pequeña escala (Fallas, 2003). Por ejemplo, en el caso de las características estructurales de las comunidades vegetales, la cartografía permite evaluar la densidad relativa, distribución y abundancia de las especies. Esta información es esencial para la identificación de sitios vulnerables en caso de ocurrir un incendio. Para hacer cartografía a escalas más detalladas el uso de imágenes obtenidas con drones es de gran utilidad. También la cartografía nos permite calcular el área afectada y estimar la severidad del incendio cuando este ya ha ocurrido (Chuvieco-Salinero, 2009). El estado hídrico de la vegetación, que es una de las características que incrementa en gran medida la probabilidad de ignición por calor, generalmente se monitorea a partir de imágenes satelitales. Inicialmente para el estudio de incendios forestales se utilizaron imágenes Landsat, las cuales distinguen bandas espectrales azul, verde, rojo e infrarrojo, las cuales combinadas adecuadamente resaltan las superficies quemadas o cicatrices de quemas (Chuvieco-Salinero, 2009) permitiendo calcular las áreas con menor o mayor daño destructivo de áreas naturales (Rodríguez Montellano, 2012). Los incendios forestales también se han evaluado con imágenes AVHRR y con imágenes MODIS, para identificar los puntos de calor correspondientes a incendios y analizar los periodos de mayor frecuencia, la cual en México ocurre durante la temporada de calor (Palacio et al., 1999). Sin embargo, a una escala más fina, la coloración de la vegetación en imágenes tomadas por drones y la facilidad de verificarlas en campo, brinda información fidedigna del estado de hidratación y la carga de combustible acumulada en un lugar, debido a que las imágenes captadas por los drones tienen una mayor resolución espacial ya que se llevan a cabo vuelos a baja altitud obteniendo un nivel de detalle favorable con un menor costo y con rapidez (Di Leo, 2015).

La conservación del Pedregal de San Ángel es sumamente importante para mantener la biodiversidad de la flora y la fauna silvestre del Valle de México. Dado el efecto negativo de los incendios para las áreas vegetadas del campus, los objetivos de este trabajo fueron: elaborar la cartografía de las plantas que propician y propagan incendios, georreferenciar los manchones de éstas y determinar su cobertura a partir de la observación inicial de 5 fragmentos urbanos no considerados parte de la REPSA.

Método

Selección de zonas con potencial de riesgo de incendios. Después de recorrer el campus de CU, la dirección General de Obras y Conservación de la UNAM (DGO) consideró importante el estudio de cinco fragmentos del Pedregal de San Ángel (Fig. 1). Durante estos recorridos se buscaron los

sitios con mayor vulnerabilidad a incendiarse, entre los factores que se consideraron estuvieron: su accesibilidad y el tipo de especies que, por sus características, pudiesen propagar rápidamente el fuego. Los nombres de las especies se revisaron con las bases de datos The Plant List, Tropicos y The World Flora Online.

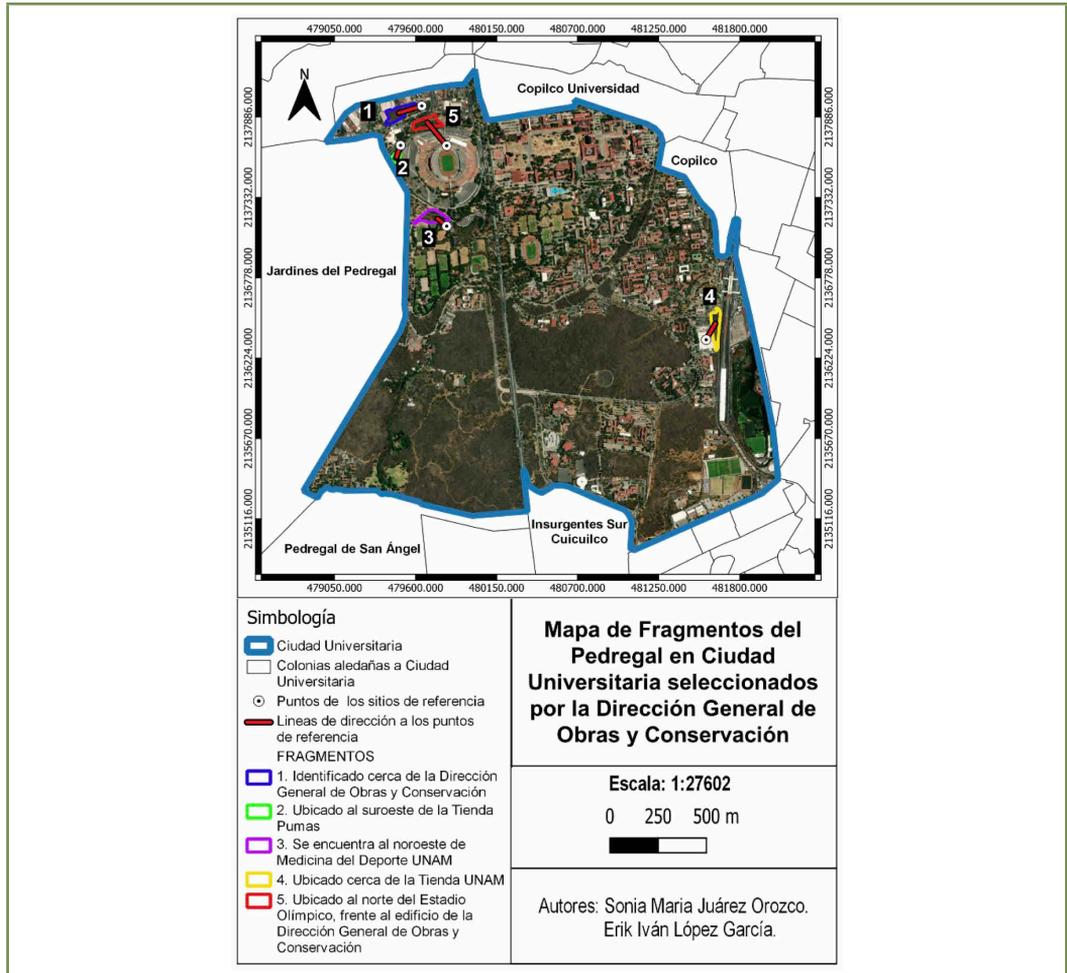


FIGURA 1. Fragmentos de pedregal de Ciudad Universitaria seleccionados por la DGOC. 1: Fragmento en la Dirección General de Obras y Conservación (color azul). 2: Fragmento al norte del Estadio Olímpico Universitario (color rojo). 3: Fragmento cerca de la Tienda Deportiva UNAM. 4: Fragmento en las canchas de fútbol (color morado). 5: Fragmento cerca de la Tienda UNAM (color amarillo). Las líneas rectas rojas que se muestran a un costado de cada sitio indican la distancia entre el fragmento y el punto de referencia. Imagen tomada de Google Earth Pro (2018).

Para ubicar y calcular la dimensión y longitud de los cinco fragmentos seleccionados se utilizó el programa de Google Earth Pro (versión libre 7.3.1.4507) (Fig. 1). Por motivos de inseguridad (presencia de indigentes) se eligió sólo el fragmento número 5 para el cálculo de cobertura de especies potencialmente inflamables. Para ello se realizó un listado de especies que por sus características pudieran incrementar el riesgo de incendio siguiendo los criterios de Pausas et al., (2012): abundancia y fenología, entre otras. Para tomar las imágenes de los fragmentos y calcular la cobertura de las especies observadas en el fragmento 5 se realizó un plan de vuelo (Fig. 2). Se utilizó un dron DJI Sciences and Technologies Ltd. Guangdong, China, para la captura de imágenes aéreas.

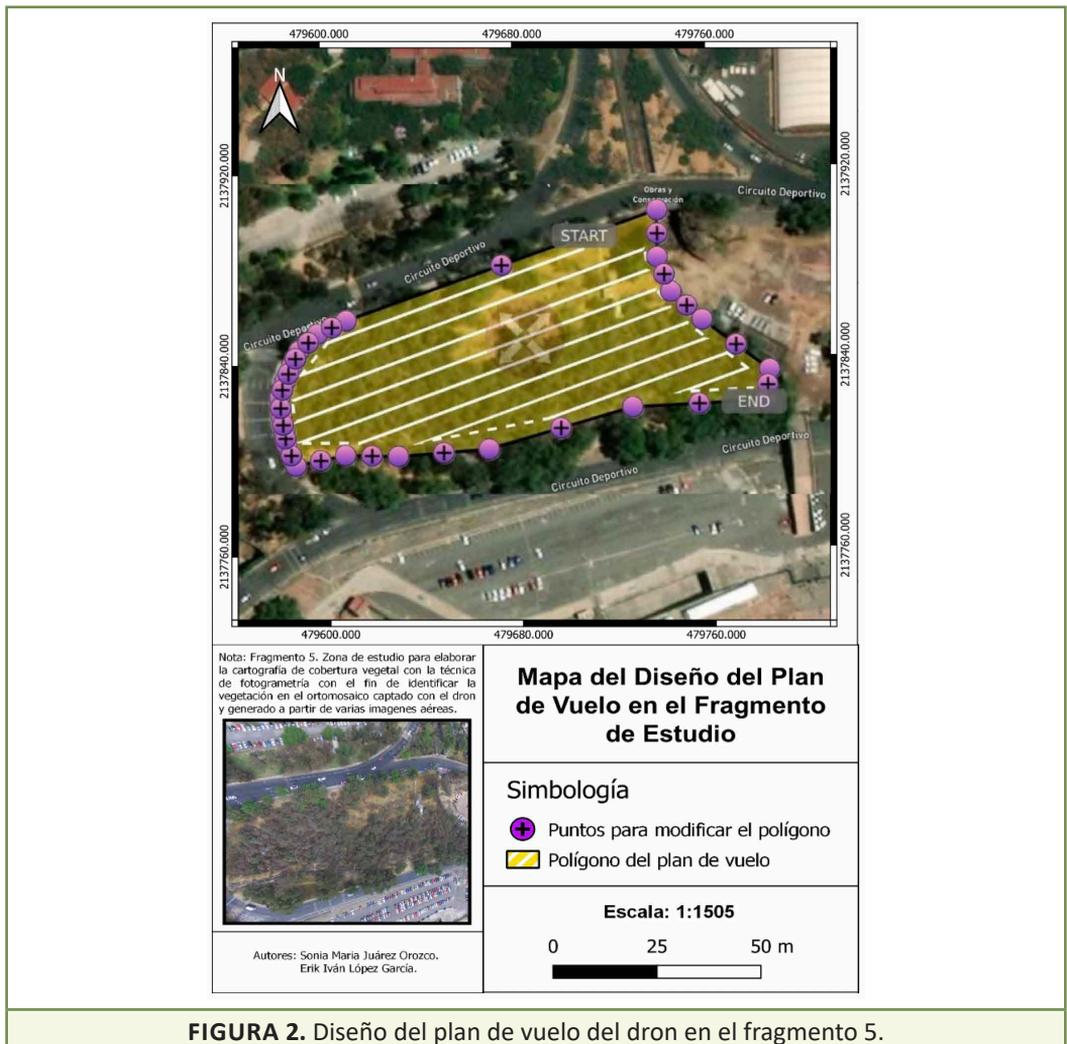


FIGURA 2. Diseño del plan de vuelo del dron en el fragmento 5.

Vuelo del dron Phantom 3 estándar

En el fragmento 5 se eligieron tres sitios para despegar y aterrizar el dron. Estos sitios se caracterizaron por ser áreas abiertas y distantes a obstáculos como árboles, arbustos, postes de luz y edificaciones. El dron se manipuló y se tomaron las imágenes con la aplicación DJI, con un teléfono celular IOS se guardaron las imágenes. El número mínimo de satélites necesarios para sobrevolar de forma segura el dron fueron 8. Durante los vuelos se mantuvo al dron a una altura de 25 m para obtener una imagen detallada de la vegetación que permitiera identificar a las especies de interés. Se hicieron 3 vuelos con el dron y se tomaron ~200 imágenes a 25 m de altura y 7 imágenes a 120 m de altura para tener una imagen de todo el fragmento. Se tomaron coordenadas de referencia con un GPS ETREX 30 marca GARMIN. El sistema de coordenadas del GPS fue UTM 14N con el Datum WGS84, franja Q (Fig. 3).



FIGURA 3. Los puntos rojos representan las coordenadas con las que se georreferenciaron las imágenes del fragmento 5 para obtener el ortomosaico de imágenes.

Una vez obtenidos los datos de los puntos GPS y las imágenes aéreas se inició la georreferenciación de la imagen usando los puntos de referencia en el programa ArcGis (v. 10.5). Después, se cartografiaron diferentes polígonos para estimar la cobertura de las especies seleccionadas (Tabla 1). Para distinguir una cobertura de otra y obtener cada polígono con claridad se compararon las imágenes que se tomaron a 25 m de altura con la imagen tomada a 120 m. Se obtuvo mayor detalle de las imágenes con la opción de transparencia de ArcGis, el porcentaje de transparencia fue de 70% a 80%.

Resultados

En los cinco fragmentos seleccionados se observó la presencia de indigentes los cuales realizan fogatas. A continuación, se describen las características de los cinco fragmentos visitados:

Fragmento 1. Se encuentra en las coordenadas 19°20'06.07"N a 99°11'43.39"O (UTM 2137909.23 m N-S, 479477.98 m E-O), a 36.56 m de la DGOC abarcando un área, de 11, 436 m². En el lugar se observaron cartones, unicel y bolsas de plástico desechados por transeúntes. Esta zona presenta una gruesa capa de hojas secas depositadas en la superficie del suelo y una gran cantidad de *P. clandestinum* (Fig. 4).

Fragmento 2. Está ubicado en las coordenadas 19°19'56.19"N a 99°11'43.76"O (UTM 2137605.21 m N-S, 479465.97 m E-O), a 26.70 m de la Tienda PUMAS, UNAM. Tiene un área aproximada de 2,732 m². Este sitio se poda ocasionalmente, por lo que no presentó una gran acumulación pastos secos (Fig. 5).

Fragmento 3. Está a 132.88 m del Estadio Olímpico, en las coordenadas 19°19'42.89"N y 99°11'34.89"O (UTM 2137196.12 m N-S, 479724.32 m E-O), con una superficie de aproximadamente de 10,523 m². En este sitio se observó una gran cantidad de vegetación aún verde, principalmente de *P. clandestinum*, material robado como bolsas de mano, cartones y cobijas. También se observaron los restos de una fogata (Fig. 6).

Fragmento 4. Se encuentra ubicado en las siguientes coordenadas 19°19'18.97"N a 99°10'29.31"O (UTM 2136459.78 m N-S, 481637.51 m E-O), a una longitud de 125.71 m de la entrada de la Tienda UNAM y tiene un área de 10,602 m² (Fig. 7). Se observó mucha basura, al igual que abundante pasto seco de diversas especies.

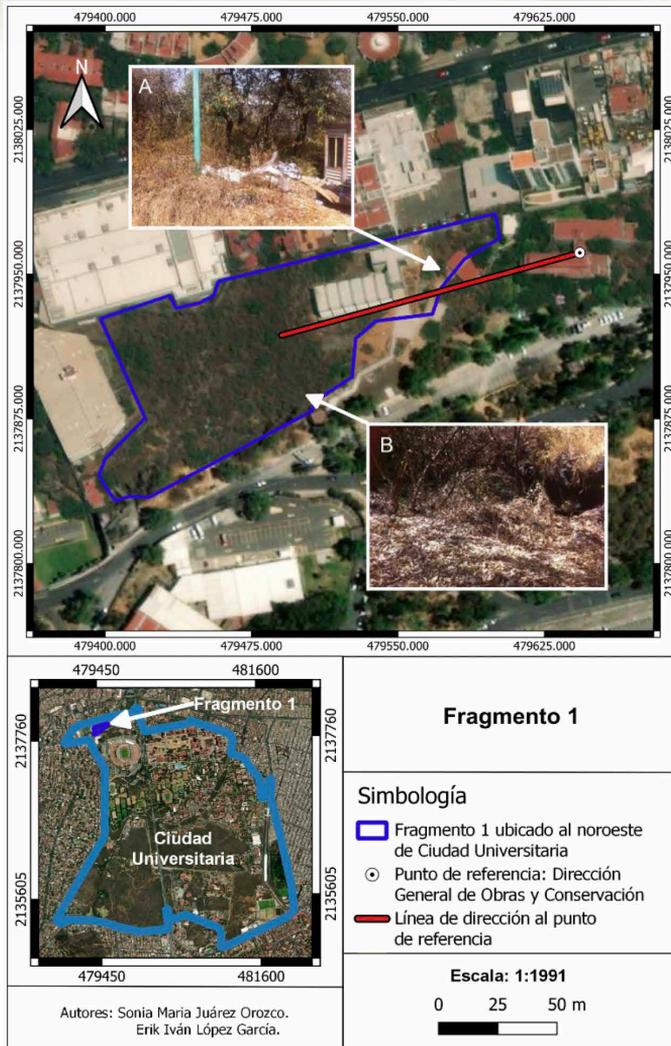


FIGURA 4. Fragmento 1, cerca de la Dirección General de Obras y Conservación, UNAM (DGOC). (A) vegetación seca, cartón y plástico, (B) hojarasca seca, (C) polígono del sitio indicado con línea azul, en rojo se muestra la distancia al edificio de la DGOC; imagen de Google Earth (2018) modificada.

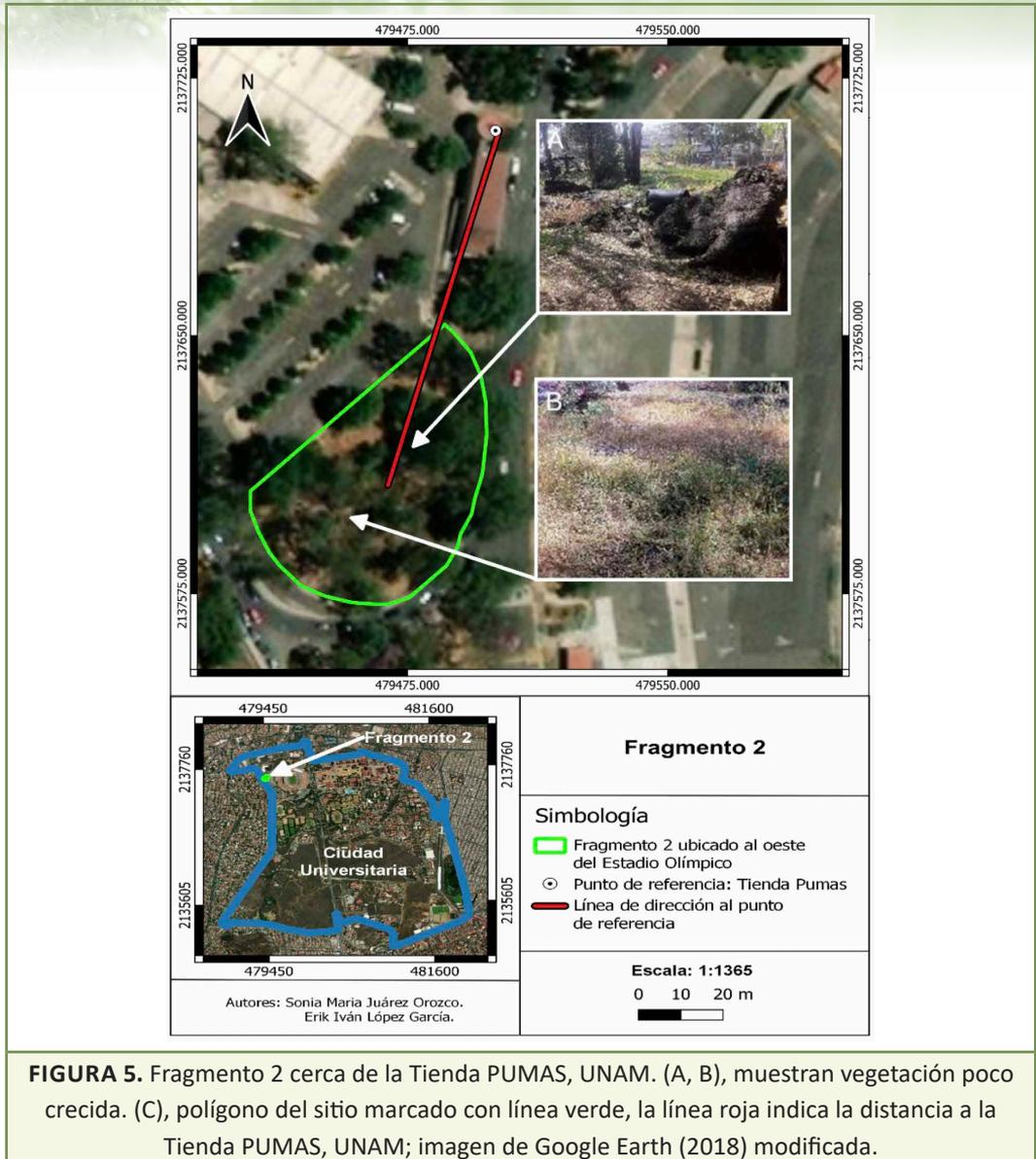
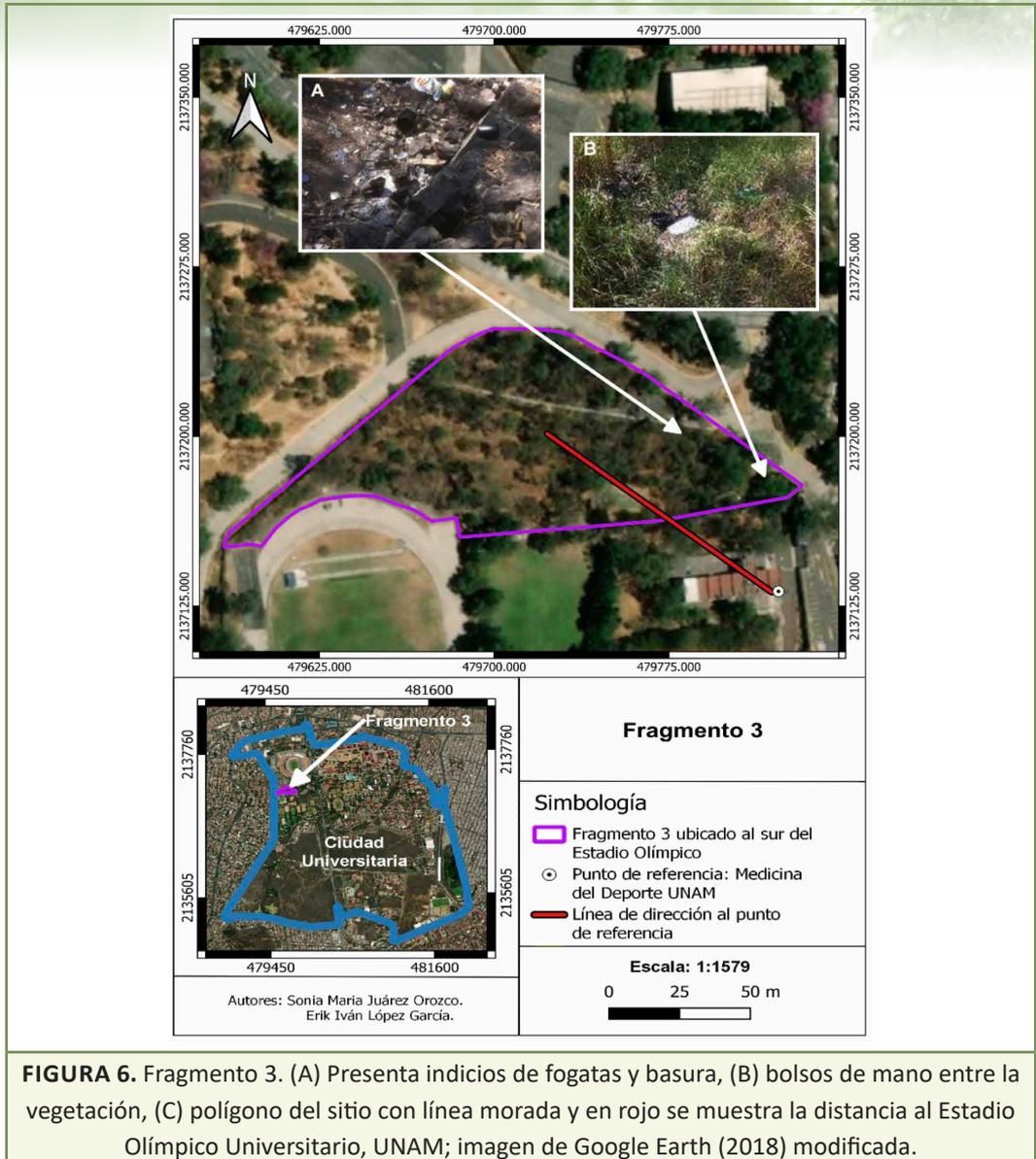


FIGURA 5. Fragmento 2 cerca de la Tienda PUMAS, UNAM. (A, B), muestran vegetación poco crecida. (C), polígono del sitio marcado con línea verde, la línea roja indica la distancia a la Tienda PUMAS, UNAM; imagen de Google Earth (2018) modificada.



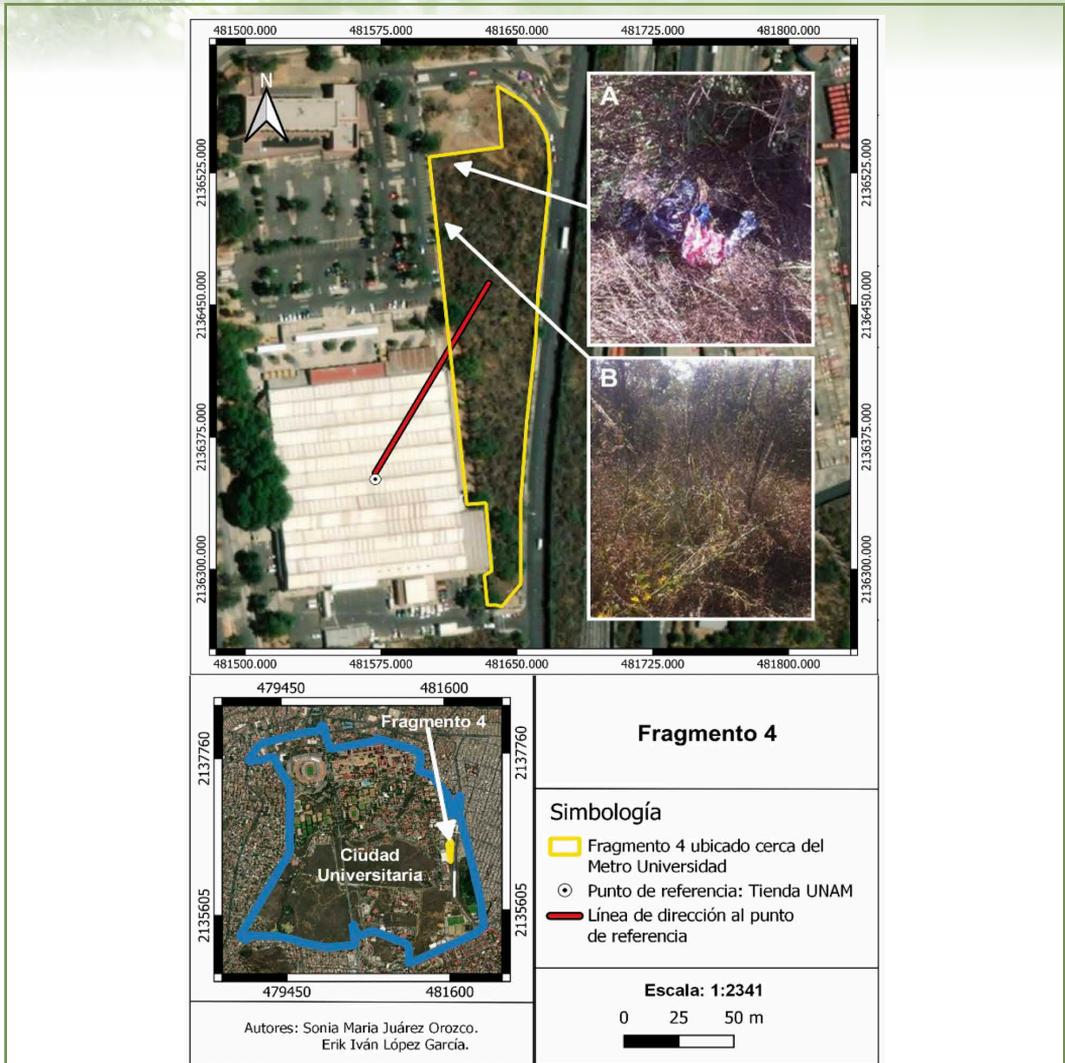


FIGURA 7. Fragmento 4 cerca del Metro Universidad. (A) Vegetación seca, cartón y plástico, (B) hojarasca seca, (C) polígono del sitio con línea de color azul y en rojo se muestra la distancia a la entrada de la Tienda UNAM; imagen de Google Earth (2018) modificada.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Fragmento 5. Está ubicado en las coordenadas 19°20'3.95"N, 99°11'36.81"O (UTM2137843.50 m N-S, 479669.02 m E-O), a 136 m de la entrada del estadio olímpico (Fig. 8). Por motivos de seguridad y por estar aledaño al circuito del estadio olímpico es un sitio altamente vulnerable a incendios, por lo que este sitio fue seleccionado para determinar la cobertura de las especies seleccionadas por su abundancia, fenología y producción de biomasa. Este sitio presentó una alta cobertura y abundancia de pastos y otras especies que pueden incrementar el riesgo de incendio durante la temporada seca.

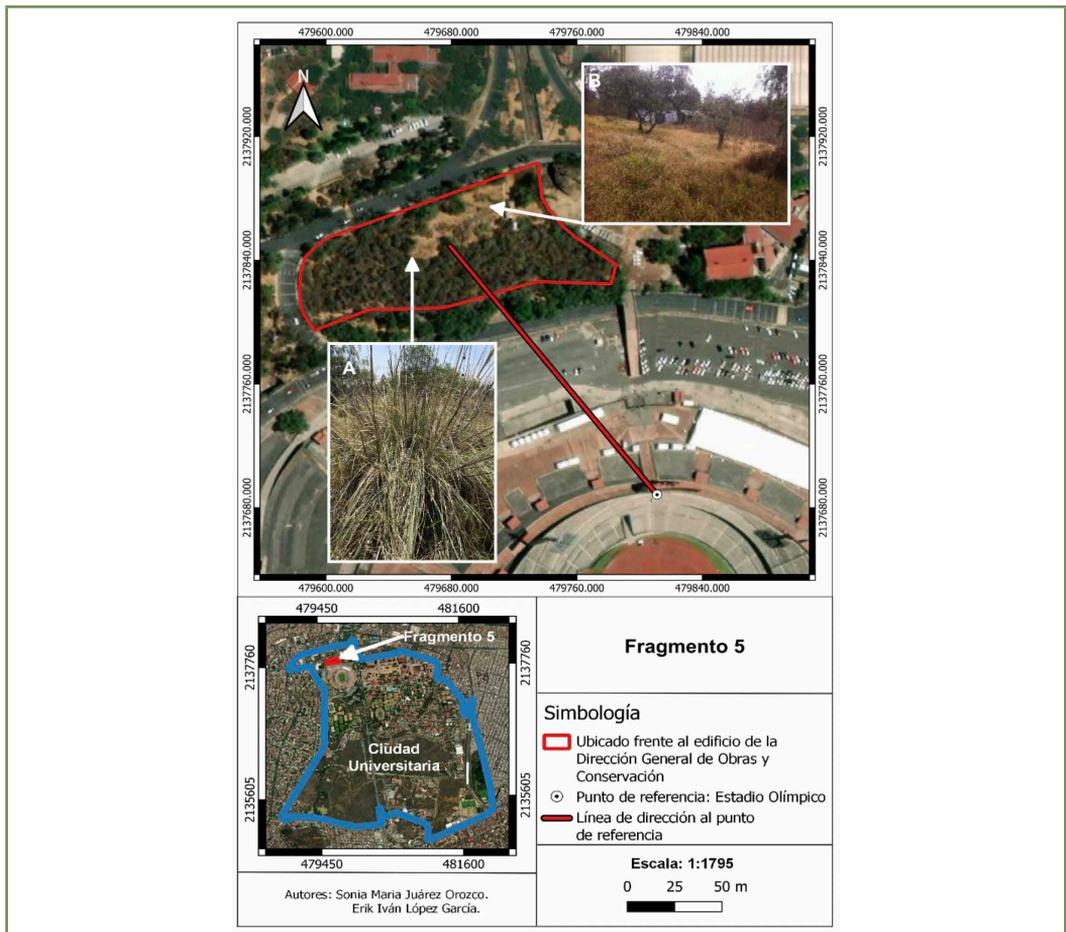


FIGURA 8. Fragmento 5 al norte del Estadio Olímpico Universitario, frente a la Dirección General de Obras y Conservación, (A) *Muhlenbergia robusta* seca. (B) *Pennisetum clandestinum* seco, (C) el polígono del sitio se delimita con rojo y la línea recta roja muestra la distancia al Estadio Olímpico Universitario, UNAM; imagen de Google Earth (2018) modificada.

Identificación de las especies que pueden favorecer los incendios

En el Cuadro 1 se muestran las especies de plantas del Pedregal, observadas en el fragmento 5, que podrían favorecer la propagación de incendios bajo ciertas condiciones ambientales debido a sus características (Pausas y Paula, 2012). Sin embargo, no todas las especies elegidas pudieron ser cartografiadas de manera individual debido a que se mezclan entre sí (Tabla 2).

TABLA 1. Listado de plantas que se observaron en el fragmento 5.

Familia	Nombre científico	Nombre común	Origen
Pteridaceae	<i>Phlebodium areolatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) J. Sm.	Helecho	Nativa
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	Pirul	Introducida
Asteraceae	<i>Eupatorium mairetianum</i> DC.	Amargosilla	Nativa
Convolvulaceae	<i>Ipomea</i> sp.	Campanitas	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Ricinus comunis</i> L.	Ricino	Introducida
Hydrophyllaceae	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz & Pav.) Kunth	Mala mujer	Nativa
Lamniaceae	<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br.	Cordón de sol	Introducida
Myrtaceae	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Eucalipto común	Introducida
	<i>Eucalyptus resinifera</i> Sm.	Eucalipto robusto	Introducida
Oleaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh	Fresno	Nativa
	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Pasto rosado	Introducida
	<i>Muhlenbergia robusta</i> (E.Fourn.) Hitchc.	Zacate de escobillas	Nativa
Poaceae	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	Pasto kikuyo	Introducida
	<i>Pennisetum villosum</i> Fresen	Pasto plumoso	Introducida
Scrophularaceae	<i>Buddleja cordata</i> Kunth	Tepozán	Nativa
Vitaceae	<i>Cissus sicyoides</i> L.	Tripa de vaca	Nativa

Cobertura y mapa de las especies de estudio

El elemento con mayor cobertura (>40% de la superficie, Tabla 2) fue *B. cordata*, debido a la forma de su copa y a que esta especie arbórea forma parches conspicuos en la zona (Fig. 9 y 10A). Esta especie acumula, bajo de su copa, una cantidad significativa de hojas secas que pueden servir como combustible. En segundo término está la cobertura de diversas especies que se mezclan entre sí y/o quedan cubiertas por especies con hábito trepador, tales como *C. sicyoides* e *Ipomoea* sp. (Fig. 9 y 10B).

TABLA 2. Cobertura de las diferentes especies vegetales y porcentaje que ocupan en el fragmento.

Cobertura	Área (m ²)	Porcentaje
<i>Budleja cordata</i>	4765.6	43.2
Otras especies no identificadas	2083.3	18.9
<i>Pennisetum clandestinum</i>	1700.2	15.4
<i>Muhlenbergia robusta</i>	846.4	7.7
Otras especies arbóreas	706.5	6.4
<i>Schinus molle</i>	560.0	5.1
<i>Eupatorium mairitianum</i>	112.2	1.0
Edificios	109.5	1.0
Basura	100.7	0.9
<i>Opuntia</i> sp.	42.3	0.4
Camino	11.1	0.1
<i>Senecio praecox</i>	6.2	0.1
Área total (m ²)	11043.9	100.0

En tercer lugar, formando parte del estrato herbáceo, está la cobertura del pasto kikuyo (*P. clandestinum*, Fig. 9 y 10C, D, E), la cual fue subestimada ya que se mezcla con otras especies o se establece bajo la cobertura de árboles y arbustos. Esta especie se encuentra en el área más accesible del sitio.

También se observaron algunos individuos de *S. molle*, *M. robusta* y *Eucalyptus* spp. (Fig. 9 y 10E). La presencia de este tipo de plantas en conjunto con las condiciones atmosféricas adecuadas

puede hacer de este sitio el lugar indicado para que ocurra un incendio y que se propague por la vegetación que se encuentra a su alrededor. En particular el eucalipto produce resinas que pueden ser altamente inflamables. Todas las especies tiran parte de sus hojas durante todo el año por lo que la cantidad de hojarasca que se acumula bajo su copa puede promover los incendios (Fig. 9 y 10F).

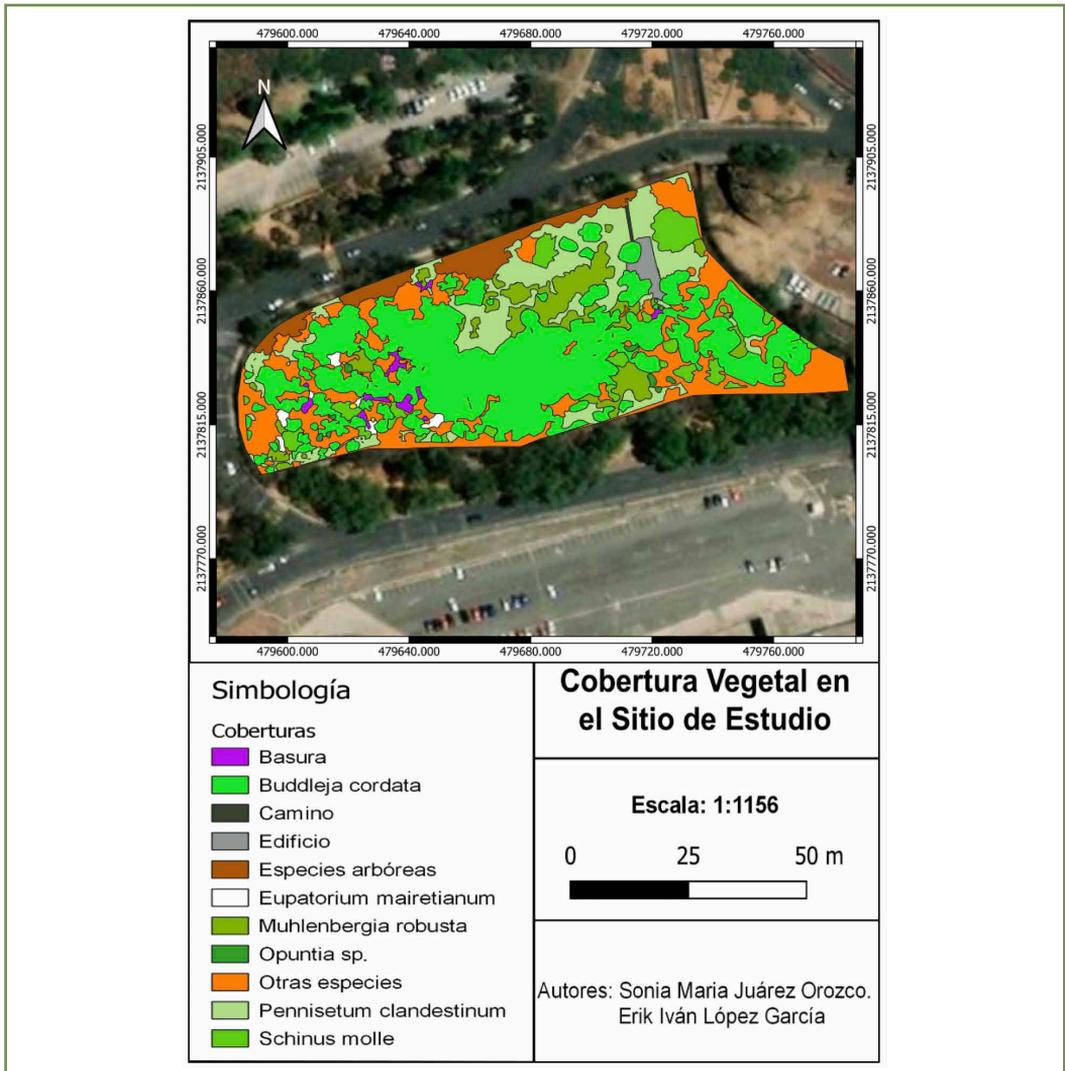


FIGURA 9. En el fragmento 5 se observan los polígonos que abarcan las coberturas de las especies indicadas en el recuadro, así como la de otros materiales o estructuras.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

Fue de gran interés observar durante los recorridos a *Echeveria gibbiflora*, en el estrato herbáceo, creciendo bajo el dosel de los tepozanes y mezclada con *E. clandestinum* (Fig. 11). Así mismo en el estrato arbustivo encontramos algunos individuos de *Opuntia* sp. Estas plantas crasas tienen un alto porcentaje de agua en sus tejidos y son típicas del Pedregal de San Angel. Otro aspecto importante es que se detectó basura en numerosos puntos del fragmento 5 y aunque su cobertura sólo fue del 1% representa un peligro por su alta inflamabilidad.

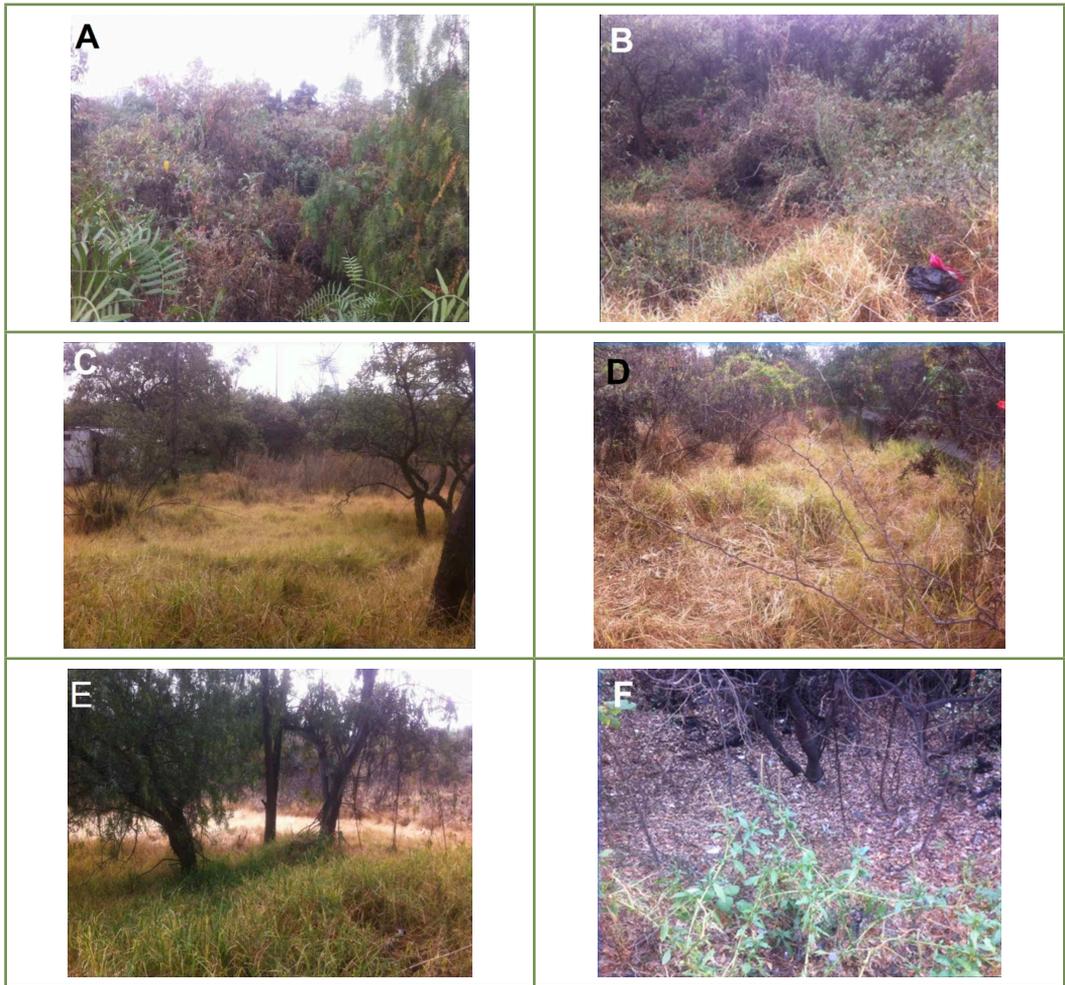


FIGURA 10. En las imágenes del fragmento 5: (A) Se indica con una flecha roja la abundancia de *B. cordata*; (B) área de difícil acceso por la abundancia de diversas especies que se mezclan entre sí, la flecha roja, indica a enredaderas que cubren a otras especies; (C, D y E) dominancia de *P. clandestinum* en el estrato herbáceo, las flechas amarillas indican a *Eucalyptus* spp., y la roja a *S. molle*; (F) gran cantidad de hojarasca debajo del área cubierta por árboles.



FIGURA 11. En la foto se observa a un grupo de individuos de *E. gibbiflora* creciendo entre *P. clandestinum*.

Discusión

Los fragmentos de pedregal dentro de Ciudad Universitaria podrían ser considerados como sitios idóneos para la conservación de especies nativas del Pedregal de San Ángel, como ha sido sugerido para las áreas de amortiguamiento (Estañol-Tecuatl y Cano-Santana, 2017), los cuales pudieran cumplir con la función de sitios de conservación de la flora nativa del pedregal, de provisión de servicios ecosistémicos y de muestra de nuestra biodiversidad; además de incorporarlos a las actividades educativas y de recreación de población universitaria, como ha sido sugerido para los ecosistemas urbanos de América Latina y Europa (Dobbs et al. 2018, Pauleit et al., 2019; Wang et al., 2019).

Para tomar medidas de prevención en la aparición y en el combate de los incendios en la REPSA, es necesario considerar la información que relaciona las características de la vegetación con las condiciones climáticas que favorecen la presencia de incendios (Pausas et al., 2012). Con base en nuestros datos de coberturas de las especies más abundantes y en la cantidad de hojarasca observada, podemos suponer la existencia de gran disponibilidad de combustible, a lo cual contribuye la fenología de las especies del pedregal que asegura un aporte constante de hojarasca a lo largo del año (Meave et al. 1994). Por otra parte, las especies que contribuyen con hojarasca resinosa (*Eucalyptus* y *S. molle*) incrementarían la calidad del combustible, lo cual en un ecosistema como el pedregal mantendría un riesgo de alta frecuencia y severidad de incendios y/o connatos de incendios. Esta probabilidad se potencia aún más durante la sequía estacional y por la perturbación (Pausas y Bradstock, 2007), en este caso observamos fogatas y la presencia de desechos de materiales diversos que pueden contribuir al inicio de los incendios. En las imágenes aéreas tomadas con el dron se pudo observar que los 5 fragmentos incluidos en el estudio tienen

acumulada una gran cantidad de biomasa seca, principalmente de *P. clandestinum*, y basura, la cual tendría que ser removida tanto para el establecimiento de especies nativas como para evitar el riesgo de incendio en esas áreas, las cuales están próximas a la infraestructura universitaria. Esta cercanía a las vialidades hace a los fragmentos de pedregal muy vulnerables a incendios producidos por colillas y vidrio arrojados por los transeúntes. Por otra parte, los incendios representan un riesgo para la infraestructura universitaria y el personal que asiste a las instalaciones.

En el fragmento 5, la especie con mayor cobertura (40%) fue *B. cordata*, una especie pionera, muy abundante en la REPSA que es común en áreas sucesionales de bosques templados (Rzedowski y Calderón de Rzedowski, 2001; Castillo- Argüero et al., 2007). En el Pedregal de San Ángel *B. cordata* es una especie de una etapa de la sucesión avanzada (Cano y Meave. 1996), por lo que podría considerarse una especie que indica cierto grado de conservación de la vegetación en el fragmento estudiado, lo mismo sugiere la presencia de, *E. gibbiflora*, *M. robusta*, *Opuntia* sp., y *Senecio praecox*, entre otras. Sin embargo, aun cuando la cobertura de *P. clandestinum* fue solo del 15% de la cobertura total del fragmento y el 28% de la superficie ocupada por *B. cordata*, la presencia de *P. clandestinum* y de otros pastos tales como *M. repens* y *P. villosum* constituyen un riesgo para las otras especies establecidas en el fragmento, dado que los pastos africanos tienen una gran adaptación a los incendios y a condiciones climáticas adversas (Gorgone-Barbosa, et al., 2019; Damasceno y Fidelis, 2020; Pyšek et al. 2020), por lo cual son muy agresivos con la flora nativa incluso con los pastos nativos, como lo denota la escasa superficie cubierta por *M. robusta* (7.7%). Este pasto nativo tiene un cierto grado de adaptación al fuego, debido a que su crecimiento es arrosetado, sin embargo, su cobertura y el hecho de estar rodeado por *P. clandestinum* sugiere que está en desventaja frente al pasto kikuyo. La susceptibilidad de la flora del pedregal ante la flora nativa ha sido puesta de relevancia por Castillo-Argüero et al. (2009)

La cobertura total de las especies introducidas cartografiadas fue de 20%, mientras que el de las nativas fue de 52.4%, sin embargo, la cobertura de *P. clandestinum* está encubierta por la copa de *B. cordata* y otros árboles, por los arbustos y las enredaderas y/o trepadoras que crecen sobre él (*C. sicyoides* e *Ipomoea* sp.), por lo que se puede estimar que la cobertura real de kikuyo podría ser cercana al 74.7% del área total del fragmento. Esto sumado a la cantidad de hojarasca observada bajo los árboles representa una gran cantidad de combustible, tanto para iniciar y propagar un incendio como para mantenerlo encendido. Ciertamente el personal del Departamento de Bomberos de la UNAM acude presto a extinguir los incendios, sin embargo, actualmente los efectos del cambio climático global (sequía y temperaturas elevadas, Keeley y Syphard, 2016) contribuirán a hacer más frecuentes los incendios, de por si frecuentes en áreas cubiertas por matorrales, (Rodríguez-Trejo, 2008; Pérez Ferrandiz et al., 2017; Gorgone-Barbosa et al. 2020), como podría ser el caso del Pedregal de San Ángel

Conclusiones

A pesar de que estos fragmentos contienen especies nativas del Pedregal de San Ángel no son considerados como zonas de amortiguamiento por lo que no se les da suficiente importancia para su conservación, pese a que, por su carga de combustible, pueden presentar incendios generados por la misma gente que transita por la zona ya sean universitarios o personas externas al campus. Estos fragmentos son parte de las áreas verdes del ecosistema urbano “Ciudad Universitaria” y por lo tanto deberían limpiarse, exponer la roca volcánica y favorecer el crecimiento de especies nativas propias de las fases tempranas de la sucesión en el pedregal, como las que se aprecian en algunas zonas dentro de la REPSA (Castillo-Argüero et al., 2007). De esta manera se reduciría el riesgo de incendios y los fragmentos se incorporarían al manejo propio de áreas verdes urbanas con una visión ecológica y moderna de los ecosistemas urbanos (Wang et al., 2019).

El uso de un dron fue de gran utilidad ya que obtuvimos imágenes de gran resolución que nos permitieron evaluar el estado general de los fragmentos y en el caso del fragmento 5 calcular la cobertura de las especies con potencial para favorecer incendios, como el pasto *P. clandestinum* (kikuyo) cuyo follaje senece totalmente en la época seca y se acumula a través de los años volviéndose un gran almacén de combustible para los incendios, al igual que el follaje de otras especies con mayor cobertura como el tepozán (*B. cordata*). El pasto kikuyo presenta adaptaciones para resistir incendios. Además, en los cinco fragmentos se encontró basura, la cual también representa un riesgo, por lo que se recomienda hacer jornadas de limpieza. Este trabajo puede servir como base para la creación de un mapa de riesgo de incendios y puede ser una herramienta útil para la toma de decisiones ya que puede ser usado para la prevención de incendios en esta zona. A su vez el método utilizado puede ser replicado en otras áreas de CU y en otras localidades. La presencia de indigentes en los fragmentos es un elemento de riesgo, hay que considerar que prenden fogatas lo que constituye un peligro para ellos mismos, para la comunidad universitaria y para la vegetación.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento recibido de la Dirección General de Obras y Conservación, UNAM, a través del proyecto No. 438: Plan de manejo de áreas verdes del espacio exterior de la UNAM, asignado a la Dra. Alma Orozco Segovia. Este trabajo fue parte del Informe Técnico de Residencias de Erik Iván López García, realizado como pre-requisito de titulación del Instituto Tecnológico Nacional de México de Gustavo A. Madero, en el Instituto de Ecología, a través de un

convenio con la UNAM. Agradecemos también a: Ing. Alfredo Martínez Sigüenza, Arq. Wilfredo Cahuantzi Sigüenza, Alejandro González Ponce, José Miguel Baltazar Gálvez Jorge Roberto Blanco Martínez y a Luis Vidal Pedrero; por su apoyo técnico.

Referencias

- Castillo-Argüero, S., Montes-Cartas, G., Romero-Romero, M.A., Martínez-Orea, Y., Guadarrama-Chávez, P., Sánchez-Gallén, I., Núñez-Castillo, O. 2004. Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (DF, México). *Botanical Sciences*. 74: 51-75.
- Castillo-Argüero, S., Martínez-Orea, Y., Romero-Romero, M.A., Guadarrama-Chávez, P., Núñez-Castillo, O., Sánchez-Gallén, I., Meave, J.A. 2007. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Aspectos florísticos y ecológicos. Coordinación de la Investigación Científica. Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF.
- Castillo-Argüero, S., Martínez-Orea, Y., Meave, J.A., Hernández-Apolinar, M., Núñez-Castillo, O., Santibañez-Andrade, G., Guadarrama-Chávez, P. 2009. Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*, pp. 107-117.
- Cano Santana, Z., Meave, J. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: El caso del Xitle. *Ciencias*. 41: 58-68.
- Cano Santana, Z., Juárez Orozco, S. 2009 El cuarto elemento y los seres vivos. *Ecología del fuego*. *Ciencias*. 85: 4-12.
- Chuvieco-Salineró, E. 2009. Detección y análisis de incendios forestales desde satélites de teledetección. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*. 103: 173-182.
- CONAFOR (2019). Programa de Manejo del Fuego. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/522446/Cierre_de_la_Temporada_2019.pdf
- Damasceno, G., Fidelis, A. 2020. Abundance of invasive grasses is dependent on fire regime and climatic conditions in tropical savannas. *Journal of Environmental Management*. 271:111016.
- Daubenmire, R.F. 1979. *Ecología vegetal: Tratado de autoecología de plantas*. Limusa, México.
- Di Leo, N. 2015. Drones: nueva dimensión de la teledetección agroambiental y nuevo paradigma para la agricultura de precisión. *Agromensajes*. 41: 7-17.

- Dobbs, C., Escobedo, F.J., Clerici, N., de la Barrera, F., Eleuterio, A.A., MacGregor-Fors, I., ... Hernández, H.J. 2019. Urban ecosystem Services in Latin America: mismatch between global concepts and regional realities? *Urban Ecosystems*. 22: 173-187.
- Estañol-Tecuatl, F., Cano-Santana, Z. 2017. Recovery of basalt substrate for xeric scrub restoration in a lava field in Mexico City. *Ecological Restoration*. 35: 41-51.
- Fallas, J. 2003. Sistemas integrados de información geográfica. Conceptos básicos de cartografía. http://www.mapealo.com/Costaricageodigital/Documentos/alfabetizacion/intro_carto.pdf
- Fidelis, A. 2020. Is fire always the “bad guy”? *Flora*. 268: 151611.
- Gorgone-Barbosa, E., Daibes, L.F., Novaes, R.B., Pivello, V.R., Fidelis, A. 2020. Fire cues and germination of invasive and native grasses in the Cerrado. *Acta Botanica Brasilica*. 34: 185-191.
- Hernández, J., Serra, P. Yancas, L. 2000. Manual de Métodos y Criterios para la Evaluación y Monitoreo de la Flora y la Vegetación. Estudios de flora y vegetación. Facultad de Ciencias Forestales y Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago de Chile.
- Juárez-Orozco, S.M. 2008. Un modelo de riesgo de incendio en Michoacán, México. Tesis de Maestría en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM.
- Juárez-Orozco, S.M., Siebe, C., Fernández y Fernández, D. 2017. Causes and effects of forest fires in tropical rainforests: a bibliometric approach. *Tropical Conservation Science*. 10: 1-4.
- Keeley, J.E., Syphard, A.D. 2016. Climate change and future fire regimes: examples from California. *Geosciences*. 6: 37.
- Lira, J. 1987. La percepción remota: nuestros ojos desde el espacio. Fondo de Cultura Económica, México, D. F.
- Lot, A., Pérez-Escobedo, M., Gil-Alarcón, G., Rodríguez Palacios, S., Camarena, P. 2012. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de Riesgos. Coordinación de la Investigación Científica. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, México, D.F.
- Lot, A., Cano-Santana, Z. 2009. Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Lloret, F. 2004. Régimen de incendios y regeneración. En: *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Valladares, F., (Ed.), Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A., Madrid. pp.101-126.
- Meave, J., Carabias, J., Arriaga, V., Valiente-Banuet, A. 1994. Observaciones fenológicas en el Pedregal de San Ángel. Reserva ecológica el Pedregal de San Ángel: ecología, historia natural y manejo. pp. 91-105.

- Michael, Y., Lensky, I.M., Brenner, S., Tchetchik, A., Tessler, N., Helman, D. 2018. Economic assessment of fire damage to urban forest in the wildland–urban interface using planet satellites constellation images. *Remote Sensing*. 10: 1479.
- Moizo, P. 2004. La percepción remota y la tecnología SIG: una aplicación en Ecología de Paisaje. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*. 4: 1-24.
- Plantas pirófitas y su resistencia al fuego. 2013. Consultado el 03/03/18.
<https://bgreenproject.wordpress.com/2013/03/05/plantas-pirofitas-y-su-resistencia-al-fuego/>
- Palacio, P.J., Luna, L.G., Macías, L.M. 1999. Fire Detection in Mexico Using AVHRR Images (1998 Season). *Geographical Research. Bulletin of the Institute of Geography*. 38: 7-14.
- Pauleit, S., Ambrose-Oji, B., Andersson, E., Anton, B., Buijs, A., Haase, D., van den Bosch, C.K. 2019. Advancing urban green infrastructure in Europe: Outcomes and reflections from the GREEN SURGE project. *Urban Forestry and Urban Greening*. 40: 4-16.
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A. 2007. Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in mediterranean shrublands of south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography*. 16: 330-340.
- Pausas, J.G., Paula, S. 2012. Fuel shapes the fire-climate relationship: evidence from Mediterranean ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*. 21: 1074-1082.
- Pérez-Ferrándiz, E.L., Santana, V.M., Baeza, M.J. 2017. Comportamiento del fuego en quemas experimentales de matorrales mediterráneos con diferentes comunidades vegetales. IX Simposio Nacional Sobre Incendios Forestales. La Nucía, España.
- Pezzola, A., Winschel, C. 2004. Estudio espacio temporal de incendios rurales, utilizando percepción remota y SIG. *Boletín Técnico*, 20. 1-13.
- Pozo, E.F. 2011. Sistemas de Información Geográfica en la gestión de incendios detectados por satélite. *Revista Vinculando* https://vinculando.org/articulos/sociedad_america_latina/sistemas_de_informacion_geografica_administracion_incendios.html.
- Pyšek, P., Pergl, J., van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Kreft, H., Weigelt, P., Wilson, J. R., Richardson, D.M. 2020. South Africa as a donor of naturalised and invasive plants to other parts of the world. En *Biological Invasions in South Africa*. Van Wilgen, B.W., Measey, J., Richardson, D.M., Wilson, J.R., Zengeyads, T.A. (Eds.). Springer Nature Switzerland. pp.759–786.
- Rodríguez Montellano, A. 2012. Cartografía multitemporal de quemas e incendios forestales en Bolivia: Detección y validación post-incendio. *Ecología en Bolivia*. 47: 53-71.

- Rodríguez-Trejo D.A. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *Ambio*. 37: 548-556.
- Rosete, F., Bocco, G. 2003. Los sistemas de información geográfica y la percepción remota. Herramientas integradas para los planes de manejo en comunidades forestales. *Gaceta Ecológica*. 68: 43-54.
- Rzedowski, G.C. de, Rzedowski, J. 2001. Flora Fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro, Michoacán, México.
- SEREPSA. 2006. Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica Pedregal de San Ángel. Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria, Reglamento Interno. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. 104: 45-64.
- Spurr, S.H., Barnes, B.V. 1980. *Forest Ecology*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Wang, Y., Kotze, D.J., Vierikko, K., Niemelä, J. 2019. What makes urban greenspace unique—Relationships between citizens' perceptions on unique urban nature, biodiversity and environmental factors. *Urban Forestry and Urban Greening*. 42: 1-9.
- Zaldívar, C. 2009. Prevención y combate de incendios forestales. Manual REPSA, UNAM. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Zuloaga-Aguilar, S., Briones, O., Orozco-Segovia, A. 2010. Effect of heat shock on germination of 23 plant species in pine-oak and montane cloud forests in western Mexico. *International Journal of Wildland Fire*. 19: 759-773.
- Zuloaga-Aguilar, S., Briones, O., Orozco-Segovia, A. 2011. Seed germination of montane forest species in response to ash, smoke and heat shock in Mexico. *Acta Oecologica*. 37: 256-262.



Establecimiento de plantas de zacate navajita (*Bouteloua gracilis*) inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares y sometidas a sequía en condiciones de invernadero

Ramón Osvaldo Rodríguez Calderón
Arcadio Monroy Ata

Unidad de Investigación en Ecología Vegetal. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México
e-mails: osv_rod09@hotmail.com y arcadiom@unam.mx

Resumen

Con el objetivo de conocer parte del reservorio de respuestas de la asociación entre hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) y una gramínea perenne, se estudió la respuesta de la inoculación de plántulas con HMA, bajo dos regímenes de riego semanal: húmedo y seco (capacidad de campo del sustrato utilizado y la mitad de volumen de agua de ésta, respectivamente), sobre el desarrollo, supervivencia y tolerancia a la sequía de *Bouteloua gracilis* (Poaceae), en condiciones de invernadero. Las preguntas iniciales fueron: ¿Cómo influye la micorrización de plantas de *B. gracilis*, sometidas a estrés hídrico, sobre su crecimiento y fenología? ¿Las condiciones de humedad del sustrato influyen en la micorrización de raíces de *B. gracilis*? Al final del experimento se determinó el potencial hídrico foliar, cociente raíz/vástago (R/S), eficiencia del uso del agua (EUA), biomasa seca y húmeda, porcentaje de colonización micorrícica y tasa de crecimiento relativo (TCR).

Los resultados mostraron que los dos tratamientos húmedos tuvieron una respuesta significativa en crecimiento, producción de biomasa y supervivencia, respecto a los testigos secos. Asimismo, la micorriza favorece significativamente el establecimiento y crecimiento de *B. gracilis* bajo condiciones de sequía. Se concluye que el tratamiento húmedo favorece significativamente la micorrización de un 40 a un 63%, que la antesis es función de la humedad y no de la micorrización y que, en condiciones de capacidad de campo del sustrato, la micorrización incrementa la EUA en un 70%. Finalmente se recomienda micorrizar las plantas de esta gramínea en programas de repoblamiento vegetal de matorrales xerófitos deteriorados o de rehabilitación de pastizales semiáridos.

Palabras clave: *Bouteloua gracilis*, hongos micorrizógenos arbusculares, establecimiento vegetal, fenología, restauración ecológica, repoblamiento vegetal.

Introducción

Uno de los principales problemas ecológicos en el mundo es el cambio de uso de suelo de hábitats naturales por actividades agropecuarias, lo que provoca la degradación de la biota edáfica y la reducción de la fertilidad de este sustrato. Estos factores constituyen un obstáculo para la regeneración natural de los ecosistemas. La cubierta vegetal es de gran importancia para evitar la erosión, sustentar la calidad de los suelos, conservar su estructura física, retener humedad y alimentar el contenido de materia orgánica. Estas características favorecen el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos, ayudan a la disponibilidad de nutrimentos y conservan poblaciones microbianas que establecen relaciones benéficas con las plantas. Este tipo de deterioro ecológico afecta a la mayoría de los ecosistemas terrestres en México, incluyendo las zonas áridas y semiáridas, las cuales ocupan entre 50 y 60% de la superficie total del país. En estas regiones, la precipitación media anual generalmente es inferior a 550 mm y el principal factor limitante es el agua donde, además -en algunos sitios- la precipitación no percola hacia capas edáficas profundas, provocando alta acumulación de sales en la superficie del suelo, dificultando la asimilación de los minerales entre los cuales destaca el fósforo, que comúnmente se encuentra en formas insolubles de difícil asimilación para las plantas. Además, existen cambios drásticos de temperatura que dificultan el establecimiento de la cubierta vegetal. Sin embargo, existen especies de plantas, animales, hongos y microorganismos que son funcionales y han evolucionado en estos ambientes secos (Monroy *et al.*, 2007).

Una de las estrategias ecológicas de supervivencia que han adoptado los vegetales de estos ecosistemas es establecer relaciones simbióticas mutualistas con microorganismos del suelo, como bacterias fijadoras de nitrógeno de vida libre y los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA). Estos micobiontes colonizan la rizósfera de sus fitobiontes y facilitan la asimilación de nutrimentos, la captación de agua y favorecen el crecimiento, reproducción, dinámica y sucesión de las comunidades vegetales (De la Rosa y Monroy, 2006; Montaña Arias *et al.*, 2007; Finlay, 2008).

Estos hongos mutualistas forman asociaciones simbióticas con *circa* 80% de las plantas vasculares (Barea, 1998). Es por ello que en este trabajo se analizó el efecto de la inoculación de HMA, en el establecimiento y desarrollo de plantas de *Bouteloua gracilis* (Kunth) Lag. ex Griffiths, en condiciones de invernadero, bajo dos tratamientos de humedad (seco y húmedo), a fin de analizar la influencia de la micorrización y de la disponibilidad hídrica para plantas sobre el crecimiento y la fenología de esta gramínea (Flores, 1994).

Bouteloua gracilis o zacate navajita azul es una gramínea perenne, resistente a la sequía y tolerante a la herbivoría, que además es una especie dominante o codominante, con *B. curtipendula*, en

la vegetación de agostaderos áridos y semiáridos de México (Allen *et al.*,1981). Se sabe, que estos hábitats han sido sobrepastoreados por lo que es conveniente conocer ecotecnias de reintroducción de esta especie, en los ambientes en los que ha sido desplazada. Las preguntas planteadas inicialmente para responder en este estudio fueron: ¿Cómo influye la micorrización de plantas de *B. gracilis*, sometidas a estrés hídrico, sobre su crecimiento y fenología? ¿Las condiciones de humedad del sustrato influyen en la micorrización de raíces de *B. gracilis*?

Material y métodos

Lugar del estudio

El experimento se realizó en el invernadero de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza (UNAM), se instaló en bancales con orientación norte-sur, del 9 de julio del 2009 al 7 de enero del 2010, contemplando un lapso de 26 semanas de experimentación en fase de invernadero.

Obtención de cariósides e inóculo de HMA

Se realizó una colecta de inflorescencias de *Bouteloua gracilis*, en octubre de 2008, en el Parque Ecológico Cubitos, Pachuca, Hidalgo. Coordenadas 20° 6' y 20° 7' latitud norte; 98°44' y 98° 45' longitud oeste. En este sitio también se colectaron muestras de suelo con esporas de HMA y posteriormente se caracterizaron como inóculo.

Germinación

Las glumas de las cariósides de *Bouteloua gracilis* fueron retiradas manualmente, con la ayuda de agujas de disección. Veinte frutos se colocaron en cada una de 25 cajas Petri, previamente acondicionadas con una cama de algodón humedecido y cubierta con papel filtro. Unos días después de la germinación, se seleccionó un lote homogéneo de plántulas en morfología y tamaño, el cual fue trasplantado a las unidades experimentales, a razón de un individuo por maceta (Escalante, 1999).

Preparación de sustrato y micorrización

Se preparó una mezcla homogénea de sustrato conformada por arena sílica de tamaño mediano y suelo de un agostadero del Municipio de Santiago de Anaya, Hidalgo, en proporción 2:1 (v/v). La arena sílica se agregó para facilitar la infiltración de agua, airear el suelo, evitar su compactación y favorecer la micorrización mejorando su textura. Una vez mezclado, el sustrato se esterilizó en autoclave, durante una hora a una temperatura de 120 °C y una presión de 15 lb/in². La inoculación de HMA a las plantas se hizo mediante la aplicación de 50 g de suelo con esporas (Álvarez y Monroy, 2008).

Diseño experimental

El diseño estadístico corresponde a un análisis de varianza de dos factores: **micorrización**, con dos niveles (con y sin inóculo de HMA), x **tratamiento de riego semanal**, también con dos niveles (irrigación a capacidad de campo y con la mitad del volumen de ésta). La Figura 2 presenta el diagrama de flujo de la metodología. Se tuvieron 40 repeticiones de cada uno de los cuatro tratamientos. Las unidades experimentales fueron macetas sin agujero de drenaje (ver Figura 1). Se adicionaron 5 macetas sin plantas para cada régimen de riego, a fin de calcular la evaporación semanal del sustrato mediante la diferencia de pesos de la maceta antes de la irrigación, con el peso de la misma posterior al riego de la semana previa.



FIGURA 1. Unidad experimental empleada en este estudio.

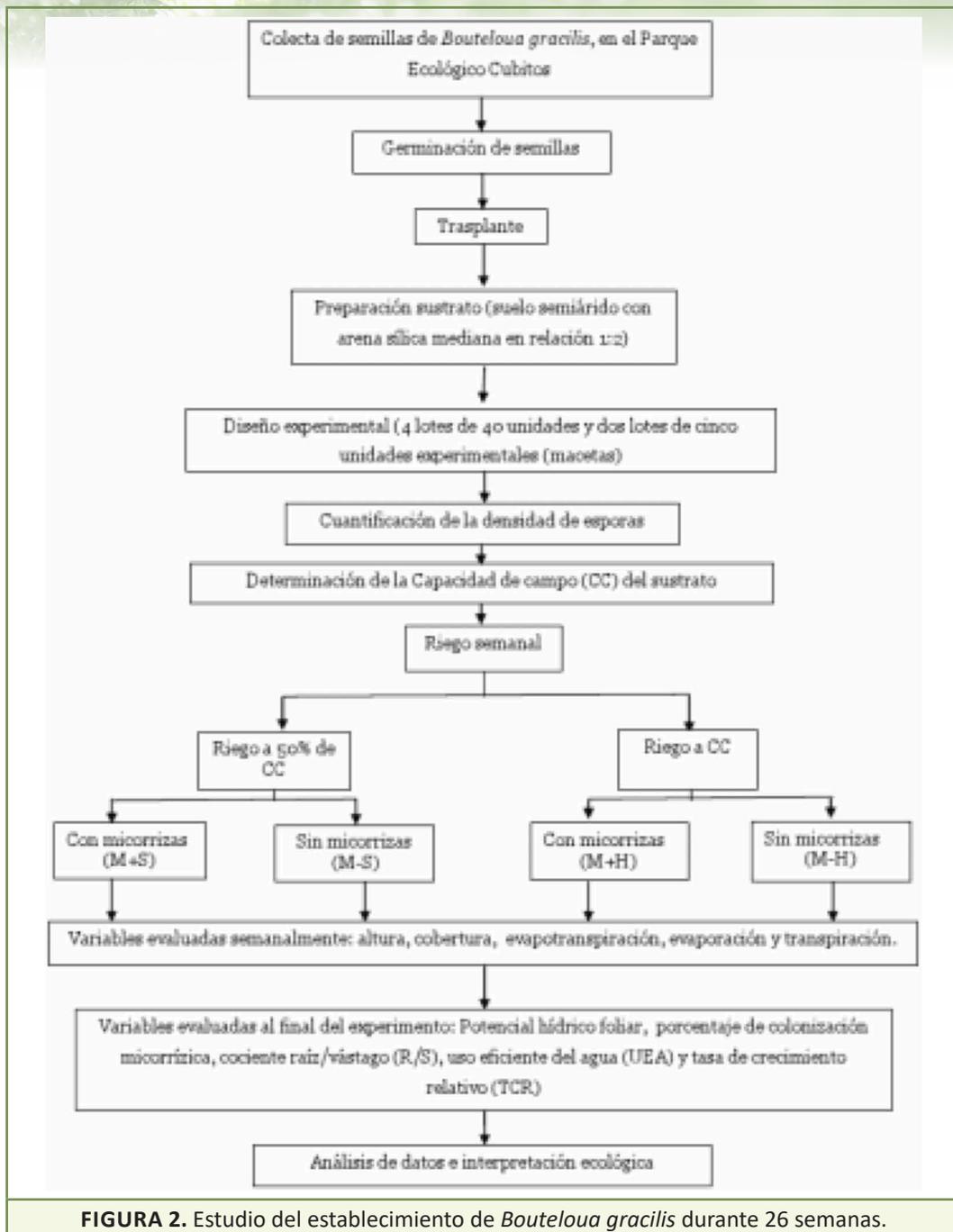
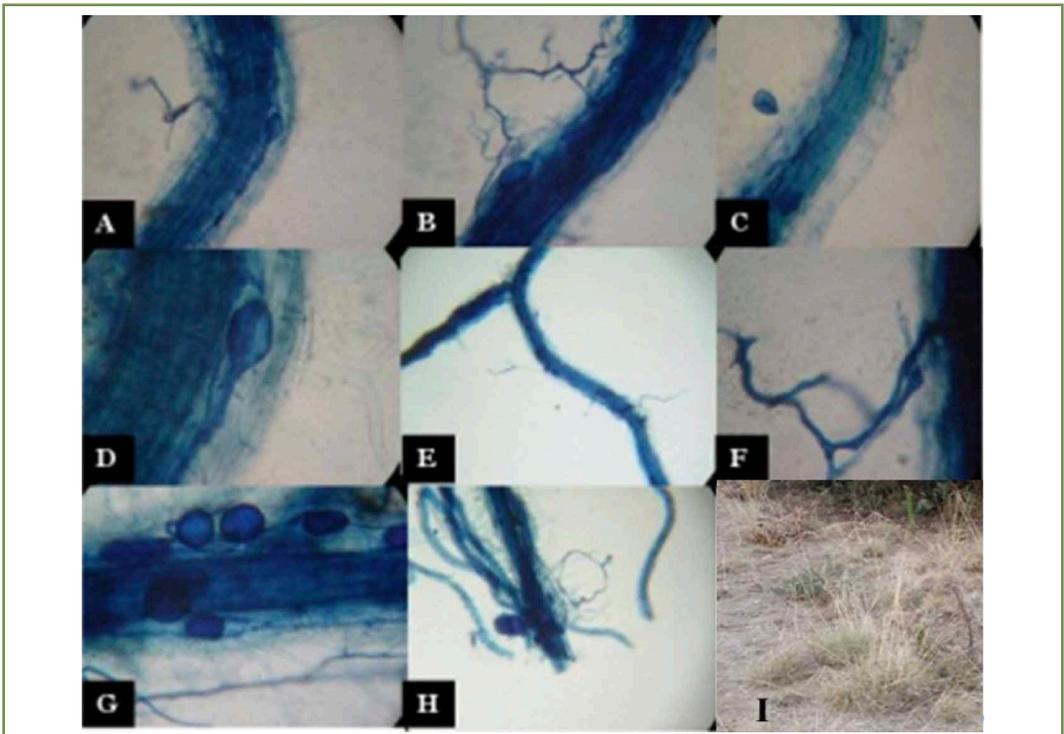


FIGURA 2. Estudio del establecimiento de *Bouteloua gracilis* durante 26 semanas.

Resultados y discusión

La Tabla 1 muestra una síntesis de los resultados de este experimento, donde se registraron y analizaron estadísticamente (con el programa InfoStat) las siguientes variables de respuesta: **a) durante el cultivo por un periodo de 26 semanas:** número de hojas, tallos, nudos, altura máxima y cobertura de las plantas y b) al final del experimento: tasa de crecimiento relativo (TCR) -a partir de las alturas promedio inicial y final-. evapotranspiración real acumulada, transpiración acumulada y evaporación acumulada, número de espigas, eficiencia del uso del agua (EUA), potencial hídrico foliar, biomasa húmeda y seca, cociente de biomasa seca raíz/vástago (R/V), porcentaje de colonización micorrícica de raíces (ver Micrografías A-H) y porcentaje de supervivencia de las plantas. El porcentaje de colonización micorrícica en los tratamientos no micorrizados fue menor al 2%.



Micrografías A-H. Muestras de raíces de *Bouteloua gracilis* en los tratamientos micorrizados vistas al microscopio (aumento 10X); **A:** Vesícula y micelio extra-radical; **B:** Vesícula y micelio extra-radical; **C:** Vesícula y micelio intracelular; **D y G:** Vesículas; **E y F:** Micelio extra-radical; **H:** Raíz colonizada (Chimal, 2010); **I** Macollo de *Bouteloua gracilis* en Santiago de Anaya, Hidalgo.

Establecimiento de plantas de zacate navajita inoculadas con HMA y sometidas a sequía

Variable \ Tratamiento	M+H	M-H	M+S	M-S	Observaciones
Número de hojas	13 (a)	12 (a)	3 (b)	4 (b)	Los tratamientos húmedos registraron valores más altos respecto a los tratamientos secos. Tratamiento M+H representó mayor crecimiento vegetal y mayor valor de evapotranspiración con respecto al M-H.
Número de tallos	6 (a)	5 (a)	1 (b)	2 (b)	
Número de nudos	8 (a)	7 (a)	1 (b)	2 (b)	
Altura (cm)	14.21 (a)	13.65 (a)	3.88 (b)	5.24 (b)	
Cobertura (cm ²)	336.51 (a)	295.99 (a)	8.56 (b)	9.08 (b)	
TCR (d ⁻¹) X 10 ⁶	0.02 (a)	0.02 (a)	0.01 (a)	0.01 (a)	
Evapotranspiración acumulada (mm)	327.53 (a)	330.01 (a)	217.34 (b)	220.26 (b)	
Transpiración acumulada (mm)	4.46 (b)	6.94 (b)	6.33 (b)	9.25 (a)	
Evaporación acumulada (mm)	TH=323.03 (a)		TS=211.00 (b)		
Número de espigas	10 (a)	4 (b)	0 (c)	0 (c)	Semanas para la antesis de M+H: a partir de la semana 14; M-H: a partir de la semana 20.
EUA (g biomasa seca/kg de agua)	0.722 (a)	0.407 (b)	0.02 (c)	0.051 (c)	Valores altos para tratamientos húmedos. El valor más bajo para M+S
Potencial hídrico foliar (MPa)	-1.843 (b)	-2.143 (b)	-4.400 (b)	-2.033 (a)	No hubo diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos, el tratamiento M-S fue descartado para el análisis estadístico
Biomasa húmeda total (g)	9.907 (a)	5.237 (b)	0.24 (c)	0.412 (c)	Valores bajos para tratamiento M+S y los más altos para tratamientos húmedos.
Biomasa seca total (g)	2.464 (a)	1.39 (b)	0.046 (c)	0.117 (c)	
Cociente R/V	0.812 (b)	0.974 (b)	0.344 (a)	0.515 (b)	
Colonización (%)	63 (a)	1 (c)	40 (b)	2 (c)	Tratamientos micorrizados registraron los valores más altos
Supervivencia (%)	26.6 (a)	18.33 (b)	10 (a)	0.83 (c)	Valores bajos en general, y los tratamientos húmedos registraron valores altos.

TABLA 1. Resultados del cultivo de *Bouteloua gracilis*. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas. Tratamientos (T): M+H (micorrizado-húmedo), M+S (micorrizado-seco), M-H (no micorrizado-húmedo) y M-S (no micorrizado-seco).

Conclusiones

El establecimiento y desarrollo vegetativo de plantas de *Bouteloua gracilis* está determinado esencialmente por la disponibilidad hídrica en el sustrato. El riego a capacidad de campo aumenta significativamente la micorrización respecto a la irrigación con la mitad del volumen de agua que corresponde a ésta, en condiciones de invernadero. Los hongos micorrizógenos arbusculares no influyen de manera significativa en el desarrollo vegetativo de *B. gracilis*, sin embargo, son significativamente determinantes de un mayor esfuerzo reproductivo, representado por el número promedio de espigas bajo condiciones de alta humedad. Sin embargo, las plantas sometidas a estrés hídrico no desarrollaron estructuras reproductivas.

También se determinó que, en condiciones de capacidad de campo del sustrato, la micorrización incrementa la eficiencia del uso del agua (EUA) en un 70%, aumenta significativamente la biomasa húmeda y seca y favorece la supervivencia. Finalmente, se puede agregar que en este trabajo se encontró que el límite de supervivencia de las plantas de *B. gracilis* es con riegos al 50% de la capacidad de campo del sustrato utilizado, sin micorrizas y bajo condiciones de invernadero.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM, por el financiamiento otorgado para esta investigación mediante el Proyecto PAPIIT con clave IN-218121.

Referencias

- Allen, M., Smith, W., Moore, T., Christensen, M. 1981. Comparative water relations and photosynthesis of mycorrhizal and non-mycorrhizal *Bouteloua gracilis* H.B.K. Lag ex Steud. The New Phytologist. 88: 683-693.
- Álvarez S., J., Monroy A., A. 2008. Técnicas de estudio de las asociaciones micorrícicas y sus implicaciones en la restauración. Ed. Las Prensas de Ciencias. Facultad de Ciencias. UNAM., México, D.F. 5-11 pp.
- Barea, J.M. 1998. Biología de la rizosfera. Investigación y Ciencia. Vol. 56. pp: 74-81.

- Chimal S., E. 2010. Ensayos para la obtención de inóculos de Hongos Micorrízicos Arbusculares (HMA) nativos del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. UNAM.
- De la Rosa Mera, C.J., Monroy Ata, A., 2006. Mosaicos de vegetación para la restauración ecológica en una zona semiárida. TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas. 9 (2), 96-100.
- Escalante G., L. 1999. Respuestas genotípicas y fenotípicas de *Bouteloua gracilis* (H.B.K) Lag. ex Steud., en función de la variación ambiental de sequía y corte. Tesis de maestría en ciencias. Facultad de Ciencias. UNAM. Ciudad de México.
- Finlay, R.D. 2008. Ecological aspects of mycorrhizal symbiosis: with special emphasis on the functional diversity of interactions involving the extra-radical mycelium. Journal of Experimental Botany. 59: 1115-1126.
- Flores B., E.P. 1994. Rangos de aporte hídrico al suelo que sustentan la instalación y desarrollo del pasto perenne *Bouteloua gracilis* (H.B.K.) Lag. ex Steud. Bajo condiciones de invernadero. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. UNAM. Ciudad de México.
- Monroy-Ata, A., J. Estevez-Torres, R. García-Sánchez, 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. No. 80 (Suplemento): 49-57.
- Montaño Arias, N.M, Camargo-Ricalde, S.L., García-Sánchez, R, Monroy-Ata, A. 2007. Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Mundi-Prensa SA de CV, UAM Iztapalapa, FES Zaragoza, UNAM. Distrito Federal, México. pp: 26-29.



Crecimiento de plantas de *Agave salmiana* Otto y *Mimosa lacerata* Rose inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) en condiciones de invernadero

Karla Valladares Samperio
Arcadio Monroy Ata

Unidad de Investigación en Ecología Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, correo-e: karlabiol4@hotmail.com y arcadiom@unam.mx

Resumen

En este trabajo se evaluó el efecto que tienen los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) sobre el crecimiento y supervivencia de plantas de *Agave salmiana* y *Mimosa lacerata* bajo condiciones de invernadero, durante un periodo de seis meses. Se germinaron semillas de ambas especies, las cuales posteriormente fueron trasplantadas a sus respectivas macetas preparadas previamente y fueron divididas en dos lotes: con micorrización (M+) y sin micorrización (M-), con el fin de evaluar el efecto de la micorrización en cuanto a supervivencia, altura, número de hojas, tasa de crecimiento relativo, biomasa húmeda y seca, uso eficiente del agua, potencial hídrico y porcentaje de micorrización. Los resultados muestran que la micorrización de plantas de *A. salmiana* y *M. lacerata* favorece significativamente la supervivencia, incrementándose el porcentaje de 84 a 96% para *A. salmiana* y de 72 a 92% para *M. lacerata*. El experimento también demostró que las plantas micorrizadas desarrollan una mayor altura, número de hojas, cantidad de biomasa tanto húmeda como seca, utilizan de forma más eficiente el agua y están mejor hidratadas con relación a sus testigos. Se concluye que la micorrización favorece el desarrollo de plantas que tendrían más vigor en programas de repoblamiento vegetal de zonas semiáridas.

Palabras clave: *Agave salmiana*, *Mimosa lacerata*, hongos micorrizógenos arbusculares, zonas semiáridas, repoblamiento vegetal, rehabilitación ecológica.

Introducción

Los ecosistemas áridos y semiáridos de México poseen una elevada diversidad vegetal, de alrededor de 6,000 especies, y un porcentaje importante de endemismos: 65% de los géneros y casi 60% de las especies que medran en estos ambientes (Rzedowski, 1991). Sin embargo, las zonas áridas y semiáridas mexicanas presentan un serio problema de deterioro, debido principalmente a las actividades humanas como son el sobrepastoreo, la extracción de leña, la sobreexplotación de algunas especies, los incendios y la deforestación, lo que ha traído la degradación y desaparición de la vegetación natural, erosión y pérdida de la productividad de los suelos (Perry, 1979).

Un ejemplo de flora nativa de estos lugares la constituyen las agaváceas, las cuales habitan las zonas áridas y semiáridas de América; estas plantas presentan un lento crecimiento y desarrollo. Su forma de reproducirse o propagarse puede ser sexual o asexual; la asexual, a través de rizomas es de importancia ecológica, ya que la mayoría de las plantas de agaves provienen de hijuelos de rizoma (Gentry, 1982; Nobel, 1985).

Los agaves se encuentran sometidos a diversos tipos de estrés, como las altas temperaturas del día y las bajas temperaturas de la noche, además de la escasa disponibilidad de agua y minerales provocados por la poca precipitación y por los suelos rocosos y pedregosos poco profundos, en donde el fósforo está en formas insolubles y de difícil asimilación para las plantas (Gibson y Nobel, 1990; Azcón y Barea, 1997). Asimismo, la República Mexicana cuenta con el mayor número de especies endémicas de la familia Agavaceae, de las cuales se estima que hay más de 200 especies, útiles para el ser humano (www.semarnat.gob.mx).

Muchas especies de agave son cultivadas como ornamentales o para cercas vivas; por las fibras que contienen sus hojas; como forraje y para la elaboración de pulque, mezcal, tequila y otras bebidas (Gentry, 1982).

La riqueza del género *Agave* en México, se debe a que hace 8 millones de años surgió en lo que hoy es el Altiplano Mexicano, y de aquí sus especies se diversificaron y ampliaron su distribución gracias al desarrollo de un metabolismo especial: el metabolismo ácido de las crasuláceas (CAM), que les permite resistir sequías al utilizar con mayor eficiencia el agua; además de acumular azúcares y fibras en lugares donde la escasa humedad y las pocas precipitaciones son el principal obstáculo para el desarrollo vegetal (SEMARNAT, 2005).

Otro componente fundamental en la vegetación de zonas semiáridas son las leguminosas, las cuales poseen simbiosis tanto con bacterias fijadoras de nitrógeno como con hongos micorrícicos (Guzmán Plazola y Ferrera-Cerrato, 1990). La familia Mimosaceae es, después de las familias

Asteraceae y Orquidaceae una de las más grandes, cuenta 18 000 especies agrupadas en 650 géneros (Polhill y Raven, 1981). En México es la segunda familia en importancia después de las Asteraceae y se encuentra representada por 1724 especies integradas en 135 géneros. De estas especies, 893 (51.8%) son endémicas, de aquí que se considere que México es uno de los mayores centros secundarios de radiación de leguminosas. Su riqueza en especies es tan variada, que prácticamente se encuentran en todos los tipos de vegetación desde aquellas que habitan las condiciones de extrema sequía y aridez hasta las propias selvas y bosques de montaña (Estrada *et al.*, 2003). Esta riqueza y diversidad constituyen un reto formidable para estudios ecológicos, taxonómicos, filogenéticos, citológicos y evolutivos (Sousa y Delgado, 1998).

Las leguminosas se cultivan en todo el mundo, incluyendo especies funcionales a climas muy diversos: de templados a tropicales y de húmedos a áridos. Las semillas maduras secas, juegan un importante papel en los regímenes alimentarios de la mayoría de los habitantes del mundo y como fuente de alimentación humana y animal, sólo son superadas en importancia por los cereales. Igualmente, las hojas, los brotes, y las vainas verdes y maduras, los tubérculos y las semillas germinadas son en muchos casos aprovechables (FAO, 1982).

En las zonas áridas de México el género *Mimosa*, sin embargo, este género ha sido poco estudiado ecológicamente y para muy pocas especies se conoce su fenología, incluso se tienen aún problemas taxonómicos (Zamudio, 1984).

Por otra parte, se conoce que los HMA que se asocian con estas especies surgieron antes de la colonización del medio terrestre por las plantas de hábitat acuático, lo cual ocurrió hace unos 420 mda. Así mismo, el hecho de alrededor del 90% de las plantas terrestres tengan uno o más de estos hongos asociados, muestra la eficiencia de esta simbiosis mutualista, su globalidad y la estrecha coevolución planta-hongo micorrícico, así como su relevancia en el reino vegetal (Montaño *et al.*, 2007).

Las micorrizas son estructuras que se han observado entre las raíces de la mayoría de las plantas superiores (90%) y algunos hongos del suelo. Los tipos existentes de micorriza son clasificados, principalmente, por el grupo taxonómico del hongo involucrado y por la alteración morfofenética del hongo y la raíz, que ocurre durante el desarrollo de la nueva estructura conocida como micorriza (Azcón, 2000).

Es por ello que la propagación de especies como las leguminosas y los agaves en simbiosis con hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) es una alternativa viable en los propósitos de recuperación y regeneración en los suelos, para así favorecer la supervivencia y funcionalidad de especies nativas en condiciones limitantes, típicas de zonas degradadas (Guzmán Plazola y Ferrera-Cerrato, 1990).

Este trabajo se enfocó a determinar el efecto que tienen los hongos micorrizógenos arbusculares sobre el desarrollo vegetal, la tasa de crecimiento y sobre el uso eficiente del agua (WUE) de plantas de *M. lacerata* y *A. salmiana* en condiciones de invernadero. Por lo tanto, las preguntas a responder con este trabajo fueron: ¿qué efecto tienen los HMA sobre el desarrollo de plantas de *M. lacerata* y *A. salmiana* en condiciones de invernadero? y ¿en qué proporción cambia el uso eficiente del agua (WUE) de plantas micorrizadas con respecto a las no micorrizadas en ambas especies?

Material y métodos

Lugar de trabajo. El trabajo se llevó a cabo en el invernadero de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza Campus II, de la UNAM, con ubicación en la zona oriente de la Ciudad de México.

Sustrato. Se recolectó suelo en un matorral xerófilo del Municipio de Santiago de Anaya, Estado de Hidalgo. Ya en el invernadero, fue tamizado y se realizó una mezcla homogénea de suelo con arena sílica en una relación 2:1 (arena sílica:suelo). Este sustrato se esterilizó tres veces en una autoclave durante una hora.

Esporas de HMA. Se recolectó suelo en la localidad del Municipio de Santiago de Anaya, Hidalgo. Las muestras tomadas fueron de suelo rizosférico cercano generalmente a alguna gramínea; se tomaron de los primeros 10-15 cm de profundidad, lo cual se realizó en época seca (Valero, 2003). Posteriormente se realizó un conteo de esporas utilizando el método de tamizado y decantación en húmedo descrito por Ferrera *et al.*, 1993.

Macetas. Se prepararon 105 macetas con tubos de plástico de PVC (cloruro de polivinilo) de 24 cm de alto y con un diámetro de 7.5 cm. Des estas macetas 100 se dividieron en dos lotes, a un lote se le agregaron 1,000 g de sustrato esterilizado, al segundo lote se les agregó 900 g de sustrato esterilizado más 100 g de suelo con esporas de HMA y se colocaron plántulas de *A. salmiana* y *M. lacerata*. Las cinco macetas restantes solo contenían sustrato, el cual sirvió para evaluar la evaporación del suelo.

Semillas. Las semillas de *M. lacerata* se obtuvieron del banco de germoplasma de la FES Zaragoza y son procedentes la Cuenca del río Estórax del Estado de Querétaro; éstas fueron escarificadas mediante una pequeña incisión a la testa y se pusieron a germinar en cajas Petri con algodón húmedo. Las semillas de *A. salmiana* provienen del Valle de Actopan, Estado de Hidalgo; igualmente

se les realizó un tratamiento pregerminativo, dejándolas remojar en agua por 24 horas. Fueron colocadas en cajas Petri con algodón húmedo. Ya en las cajas las semillas de ambas especies se mantuvieron dentro de una cámara de germinación a 30 °C.

Diseño experimental. Se cultivaron 50 plantas por especie, 25 plántulas con inóculo micorrícico y 25 testigos. En el invernadero se midieron como variables de respuesta la altura y el número de hojas.

Evaluación de la colonización micorrícica. Al finalizar los seis meses de cultivo en invernadero, se seleccionó al azar un lote de 5 plantas micorrizadas por especie, el cual fue utilizado para determinar el porcentaje de colonización micorrícica. Para ello, las raíces se fijaron en alcohol etílico al 50%. La colonización micorrícica fue evaluada con base a la modificación de la técnica propuesta por Phillips y Hayman (Ferrera *et al.*, 1993).

El diseño experimental fue una comparación de medias de las variables que se midieron para cada especie durante el transcurso de experimento (semanalmente) y al finalizar un periodo de 6 meses; para lo cual se utilizó Excel 2007. El análisis se hizo mediante una prueba t de Student suponiendo varianzas desiguales. Las variables evaluadas fueron supervivencia, altura total, número de hojas, biomasa húmeda y seca, uso eficiente del agua (WUE) y potencial hídrico caulinar.

Resultados y discusión

Porcentaje de supervivencia. A lo largo de las 24 semanas se realizó el registro de la supervivencia. En el caso de la especie *M. lacerata* fue (92%) para el tratamiento micorrizado y (72%) en el no micorrizado (Figura 1 A). Para las plantas de *A. salmiana* fue de (96%) en el tratamiento micorrizado y (84%) para el no micorrizado (Figura 1B). Al aplicar una comparación de medias se encontraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) para las dos especies y ambos tratamientos ($p = 0.0004$ para *M. lacerata* y $p = 0.0027$ para *A. salmiana*). Estas diferencias muestran la ventaja que ofrece la simbiosis a las plantas en condiciones controladas, y aún que las plantas se colocaran en condiciones naturales, la probabilidad de supervivencia sería mayor que las no micorrizadas, de acuerdo a los resultados obtenidos en esta investigación.

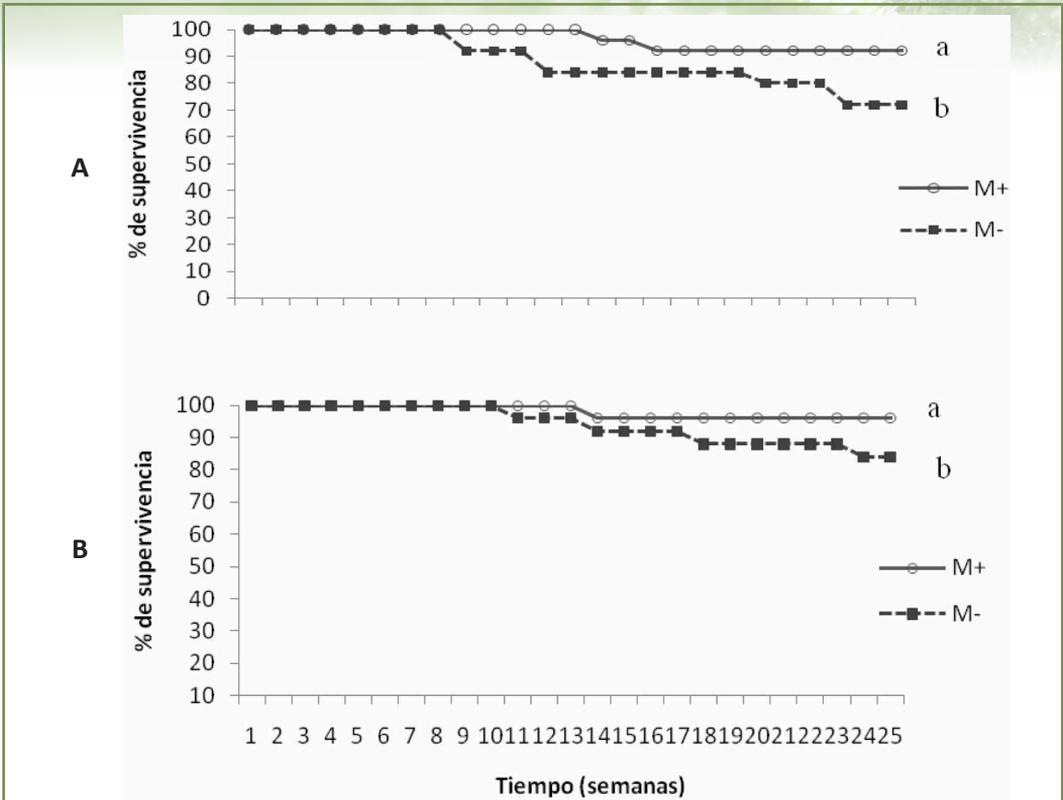


FIGURA 1. Supervivencia de *M. lacerata* (A) y de *A. salmiana* (B) para plantas micorrizadas (M+) y plantas no micorrizadas (M-). Letras distintas representan diferencias significativas entre tratamientos ($p \leq 0.05$).

Altura y número de hojas. Con los datos que se registraron semanalmente del crecimiento de las plantas de *M. lacerata* y *A. salmiana* bajo los dos tratamientos, se pudo observar que el crecimiento (altura y número de hojas) de ambas especies para el tratamiento micorrizado fue relativamente mayor en comparación con el no micorrizado. Asimismo, a partir de la prueba estadística, se encontraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en la altura y número de hojas de *M. lacerata* ($p = 0.0008$, $p = 0.0003$) (Figura 2A y 3A), estas diferencias comenzaron a manifestarse a partir de la semana once del experimento. Para el caso de las plantas de *A. salmiana*, no se encontraron diferencias significativas en la altura ($p = 0.2352$) (Figura 2B), ya que esta especie es de crecimiento muy lento. A diferencia de la altura, en la variable número de hojas si se observaron diferencias significativas ($p = 0.0300$) (Figura 3B).

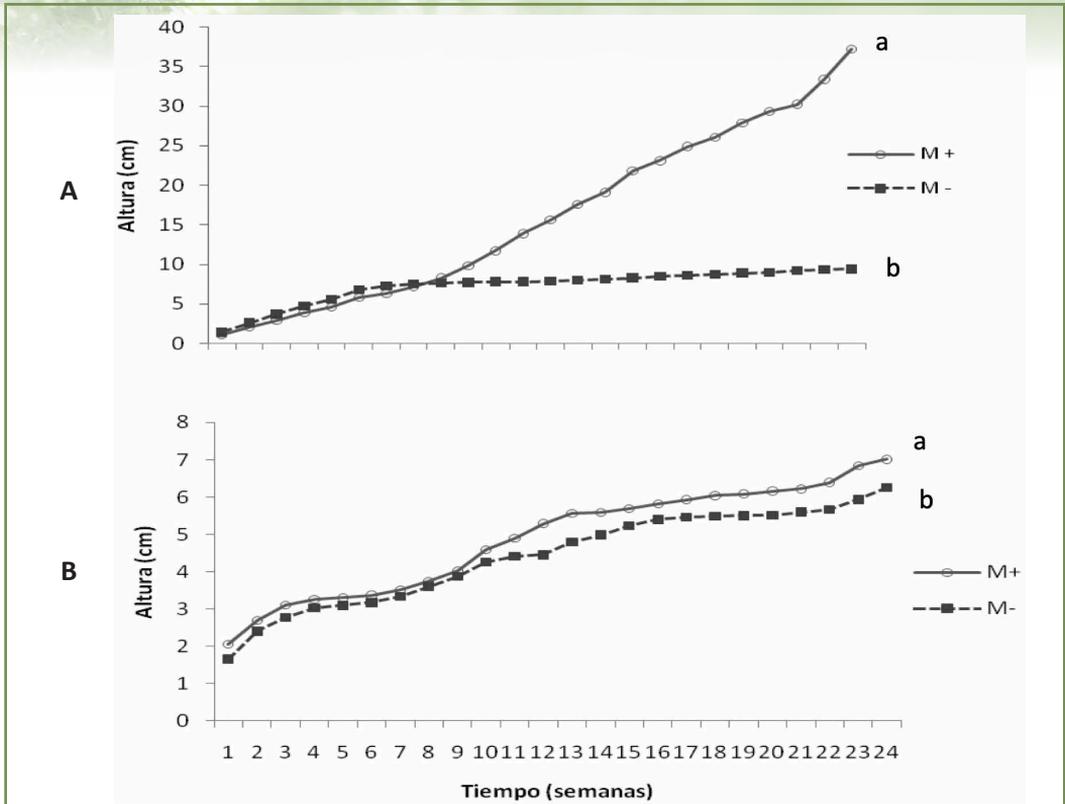


FIGURA 2. Altura promedio de *M. lacerata* (A) y *A. salmiana* (B) para plantas micorrizadas (M+) y plantas no micorrizadas (M-). Letras distintas representan diferencias significativas entre tratamientos ($p \leq 0.05$).

Con base en los resultados anteriores, se encontró que hubo una tendencia a incrementarse el crecimiento de las plantas con el tratamiento micorrizado. Este incremento es atribuido al efecto de los HMA, ya que ayudan a la captación de elementos minerales del suelo mediante dos mecanismos: uno puramente físico, las hifas del hongo son capaces de extenderse y explorar mayor superficie de suelo; iones como el fosfato, el amonio, el zinc o el cobre, son transportados más rápidamente a través de las hifas del hongo que por difusión a través del suelo. El segundo es un mecanismo bioquímico que incrementa la afinidad de la raíz micorrizada por el fosfato soluble de manera que las raíces captan fosfato a partir de concentraciones más bajas en el suelo (Camprubí *et al.*, 2000).

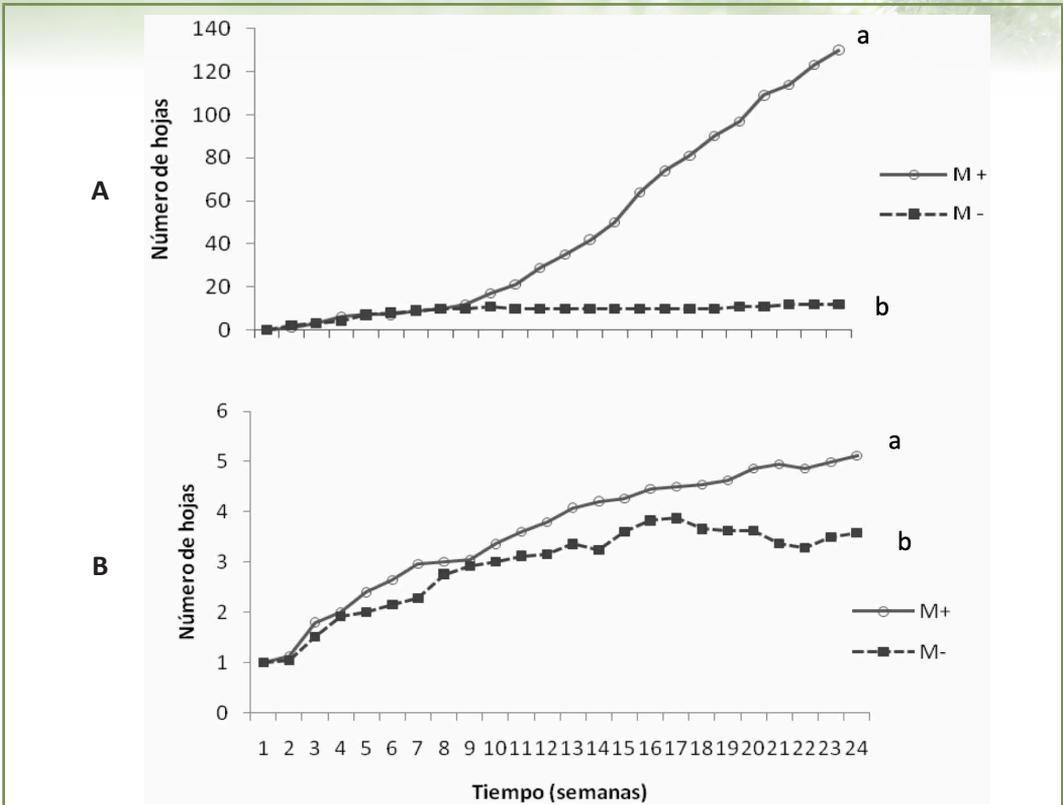


FIGURA 3. Número de hojas promedio de *M. lacerata* (A) y *A. salmiana* (B) para plantas micorrizadas (M+) y plantas no micorrizadas (M-). Letras distintas representan diferencias significativas entre tratamientos ($p \leq 0.05$).

Biomasa húmeda y seca. En cuanto a los resultados de biomasa húmeda y biomasa seca, se puede observar que están relacionados a los obtenidos en el crecimiento. El cuadro 1 muestra los resultados de estas variables tanto del vástago como de la raíz y uso eficiente del agua para cada una de las especies y entre los dos tratamientos.

Guzmán-Plazola y Ferrera-Cerrato (1990) mencionaron que en estudios realizados con leguminosas micorrizadas, éstas presentan un mayor crecimiento y mayores concentraciones de minerales como N, P, Ca, Cu y Mn, que aquellas que no son micorrizadas. Con respecto a lo anterior Smith (1988) menciona que la captación de nutrientes en una forma más eficiente por parte de la raíz micorrizada, permitirá trasladarlos a las hojas receptoras, ocasionando así que la planta cuente

Crecimiento de plantas de *Agave salmiana* Otto y *Mimosa lacerata* Rose inoculadas con HMA

con un abastecimiento continuo de macro y micronutrientes, propiciando de esta manera una mejor producción de materia verde. Esto se puede observar en el cuadro 1, el cual muestra que la biomasa tanto húmeda como seca fue mayor en el tratamiento micorrizado en comparación con el tratamiento no micorrizado.

CUADRO 1. Promedio de peso húmedo y seco (g), así como de la eficiencia en el uso del agua (WUE) de plantas de *M. lacerata* y *A. salmiana* para ambos tratamientos. Letras diferentes significan diferencias estadísticas.

Especie	Tratamiento	Peso húmedo (g)		Peso seco (g)		WUE (gramos de biomasa seca/kg de agua irrigada)
		Vástago	Raíz	Vástago	Raíz	
<i>M. lacerata</i>	M+	2.795 (a)	5.085 (a)	1.228 (a)	2.515 (a)	2.469 (a)
	M-	0.298 (b)	0.793 (b)	0.131 (b)	0.220 (b)	0.263 (b)
<i>A. salmiana</i>	M+	23.62 (a)	3.015 (a)	1.699 (a)	0.763 (a)	2.821 (a)
	M-	2.244 (b)	0.331 (b)	0.399 (b)	0.149 (b)	0.469 (b)

Con respecto a la biomasa total húmeda y seca, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre ambos tratamientos (Figura 4). Para *A. salmiana* ($p= 4.978 \times 10^{-5}$ y $p= 0.0023$ respectivamente) y en el caso de *M. lacerata* ($p= 3.112 \times 10^{-6}$ y $p= 0.0001$). El aumento de biomasa tanto aérea como radical puede estar relacionado con las micorrizas ya que las hifas del hongo exploran volúmenes de suelo ciento y miles de veces más que lo que pueden hacer las raíces normales, aumentando de este modo la absorción de nutrientes minerales necesarios para su crecimiento (Rodríguez, 2002).

Eficiencia en el uso del agua (WUE). Los resultados muestran que las plantas micorrizadas tanto de *A. salmiana* como de *M. lacerata*, tienen una mayor eficiencia hídrica ya que tienden a producir mayor biomasa por litro de agua irrigada (2.821 y 2.469 g) que las no micorrizadas (0.4708 y 0.281 g) (Figura 5). Este comportamiento posiblemente se debe a que las plantas de *A. salmiana* y *M. lacerata* micorrizadas pueden obtener de forma más eficiente los recursos, como el fósforo y agua, cuando se encuentran asociados con hongos micorrizógenos arbusculares (Rincón *et al.*, 1993). Al aplicar la prueba t de Student para el WUE se encontraron diferencias significativas entre los dos tratamientos aplicados. Para *M. lacerata* ($p= 0.0002$) y para *A. salmiana* ($p= 0.0034$). Estudios realizados con HMA han demostrado que existe un mayor uso eficiente del agua entre

plantas micorrizadas en comparación con las no micorrizadas; por ejemplo, Valencia *et al.* (2003) encontraron que las plantas de papa (*Solanum tuberosum*), variedad Alfa, inoculadas con *Glomus fasciculatum*, presentaron una mayor WUE que el testigo, obteniendo como resultado mayor biomasa seca de las mismas.

Potencial hídrico caulinar. Se tomaron al azar cinco plantas de *M. lacerata* de ambos tratamientos, observándose que las plantas con el tratamiento micorrizado estaban mejor hidratadas, gracias a que las hifas de los HMA suministran mayor cantidad de agua a la planta. En cuanto a las plantas de *A. salmiana* no fue posible medir esta variable debido a que la cámara de Schöllander no estuvo adaptada a la morfología de la planta.

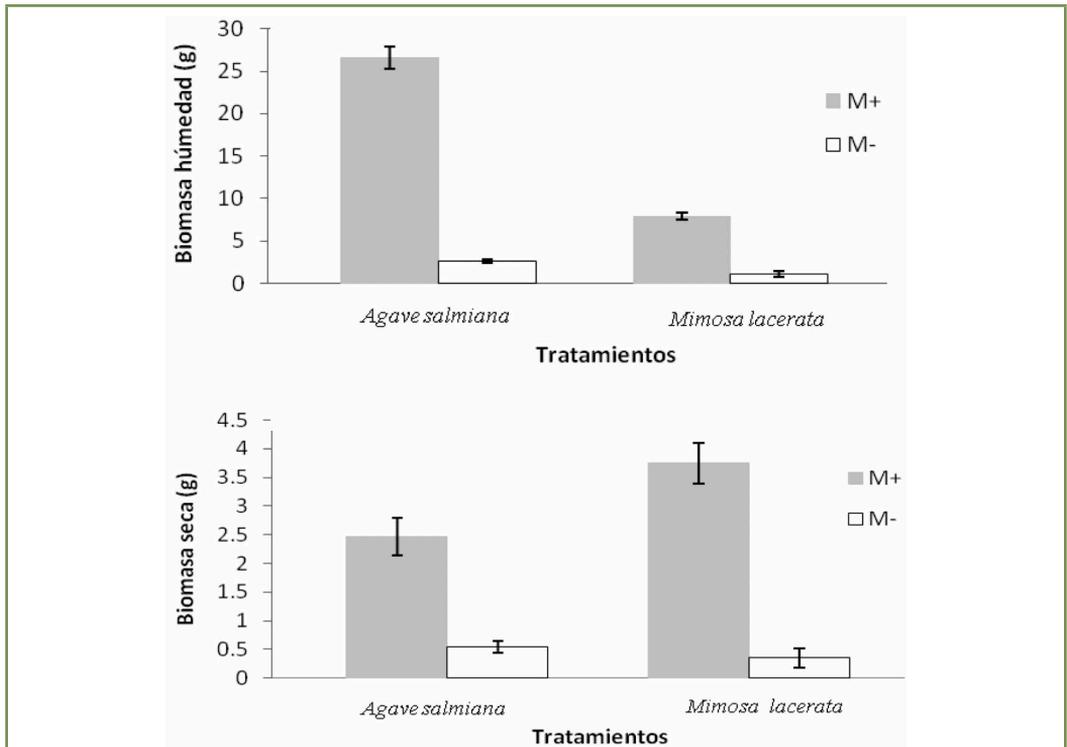


FIGURA 4. Biomasa húmeda y seca de *A. salmiana* y *M. lacerata* para ambos tratamientos (M+: plantas micorrizadas, M-: plantas no micorrizadas). Letras distintas representan diferencias significativas entre tratamientos ($p \leq 0.05$). Las barras representan el error estándar.

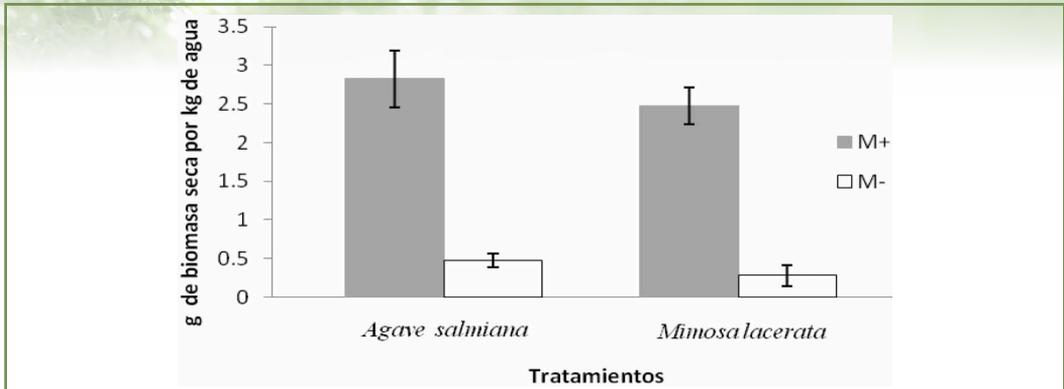


FIGURA 5. Uso eficiente del agua (WUE) de *A. salmiana* y *M. lacerata* para ambos tratamientos (M+: plantas micorrizadas, M-: plantas no micorrizadas). Letras distintas representan diferencias significativas entre tratamientos ($p \leq 0.05$). Las barras representan error estándar.

La prueba t de Student muestra una diferencia estadísticamente significativa ($p = 0.0007$) (Figura 6). Esta puede estar relacionada directamente con las hifas, las cuales mantienen la integridad del suelo, es decir, ayudan a la formación de agregados, los cuales a su vez mejoran la retención de agua en el suelo. El agua se mueve desde las capas profundas hasta las superficiales a través de las raíces e hifas de las micorrizas (Querejeta et al., 2007). La expansión de las hifas extraradicales del hongo por el suelo rizosférico es la causa principal del aumento de la absorción, ya que permite captar el recurso hídrico más allá de la zona de agotamiento que se crea alrededor de las raíces, esto significa que se produce una expansión de la superficie de absorción del sistema radical asociado a la micorriza (Hernández Dorrego, 2003).

Colonización micorrízica. La figura 7 muestra los porcentajes de colonización micorrízica tanto de vesículas, hifas, así como colonización total de las raíces de las plantas de *A. salmiana* y *M. lacerata* con el tratamiento micorrizado. Sin embargo en la observación los arbusculos fueron nulos, por lo cual no se considero esta estructura en la gráfica. Para el caso de las vesículas se presentó un porcentaje de 24.64 para las plantas de *A. salmiana* y un 38.18 % para *M. lacerata*. El porcentaje en el que se presentaron las hifas fue igual a la colonización total, es decir, 78.52 % para *A. salmiana* y 72.15 % para las plantas de *M. lacerata*.

El grado de colonización micorrízica depende de varios factores entre los que se encuentran la planta hospedera, el hongo, la humedad, temperatura, el pH, el nivel de oxígeno en la rizosfera

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

y luminosidad. Algunas especies de la micorriza arbuscular, alcanzan el óptimo crecimiento desde los 10 hasta los 30, y a los 40°C se inhibe por completo su crecimiento. Las esporas de los hongos micorrizógenos son inhibidas en su germinación, bajo condiciones de estrés hídrico en la subsecuente colonización deficiente de las raíces (Rodríguez 2002).

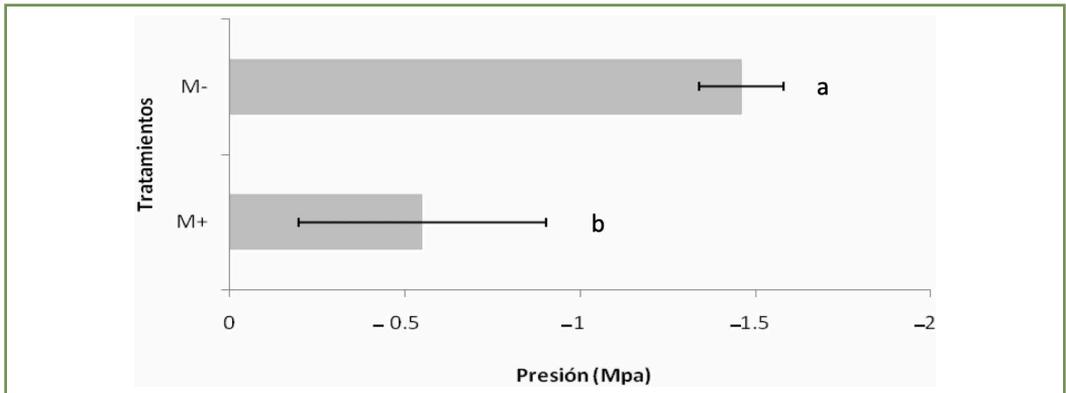


FIGURA 6. Comparación del potencial hídrico caulinar entre tratamientos micorrizado (M+) y no micorrizado (M-) para *M. lacerata*. Letras distintas representan diferencias significativas ($p \leq 0.05$). Las barras representan el error estándar.

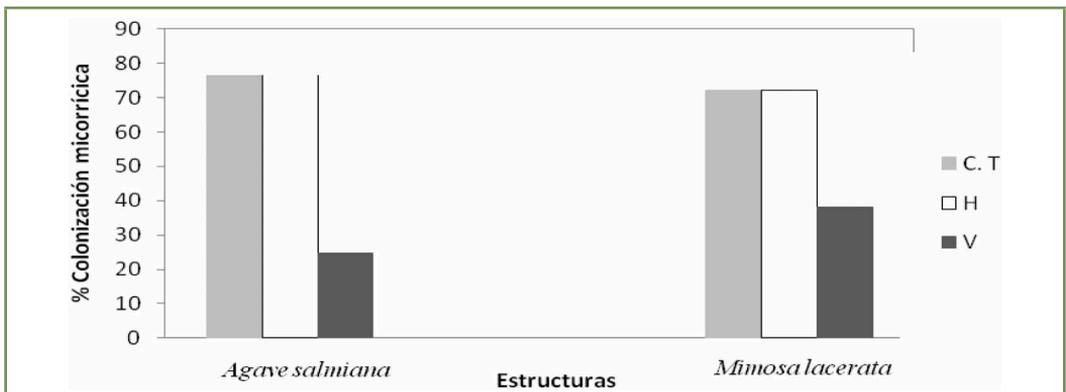


FIGURA 7. Porcentaje de colonización por vesículas (V), hifas (H) y colonización total (CT) en raíces de *A. salmiana* y *M. lacerata*.

Conclusiones

El crecimiento de las plantas en ambas especies fue mayor en el tratamiento micorrizado en comparación con el tratamiento en donde no se presentó esta simbiosis.

La asociación micorrícica favorece significativamente la hidratación de las plantas de *M. lacerata*; como resultado el potencial hídrico es mayor manteniendo un mayor suministro hídrico.

La producción de biomasa tanto húmeda como seca fue mayor en las plantas con tratamiento micorrizado, debido a que las hifas de los hongos exploran mayor volumen de suelo, ayudando a captar de manera más sencilla agua y nutrientes.

El uso eficiente del agua aumentó en el tratamiento micorrizado, presentando seis veces más la cantidad de biomasa por cada litro de agua irrigada en plantas de *A. salmiana* y *M. lacerata* (2.821 y 2.469 g), respecto a las plantas con el tratamiento no micorrizado (0.470 y 0.281 g).

El porcentaje de colonización micorrícica fue elevado en ambas especies de plantas, presentándose estructuras como vesículas e hifas en más del 70% de las raíces. Las hifas fueron las estructuras que se encontraron en mayor proporción seguidas de vesículas; sin embargo no se registraron arbuscúlos, debido a que estas estructuras tienen un tiempo de vida corto, por lo cual no se lograron observar y no se tomaron en cuenta para el cálculo.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento de la DGAPA, UNAM, mediante el proyecto PAPIIT IN218121, para realizar este trabajo.

Referencias

- Azcón, R. 2000. Papel de la simbiosis micorrícica y su interacción con otros microorganismos rizosféricos en el crecimiento vegetal y sostenibilidad agrícola. En Ecología, Fisiología y Biotecnología de la Micorriza Arbuscular. Alarcón A y Ferrera-Cerrato, R. IRENAT- Colegio de Posgraduados, Montecillo. Mundi prensa, México, pp: 1-15.
- Azcón R. y Barea J.M. 1997. Mycorrhizal dependency of representative plant species in Mediterranean shrublands as key factor to its use for revegetation strategies in desertification-threatened areas. Applied Soil Ecology 7:83-92

- Cambrubí, A., Calvet, C., Estaún, V. 2000. Micorrizas arbusculares en producción agrícola. Horticultura. España, pp 38-41.
- Estrada A.E y Martínez M.A. 2003. Los géneros de Leguminosas del Norte de México. Editorial Brit Press. EUA. pp 1-24
- FAO. 1982. Las leguminosas en la nutrición humana. Alimentación y Nutrición, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 134 pp.
- Ferrera C. R., González CH. M.C y Rodríguez, M. M. N. 1993. Manual de Agromicrobiología. Editorial Trillas, México. Pp 53-90.
- Gentry, M.S. 1982. Agaves of Continental North America. The University of Arizona Press, Tucson Arizona. EUA. 670 pp.
- Gibson, A. C y Nobel, P.S. 1990. The cactus primer. Harvard University Press, Cambridge, E.U.A.
- Guzmán-Plazola, R.A y Ferrera-Cerrato, R. 1990. La endomicorriza vesículo-arbuscular en las leguminosas. Sección de Microbiología, Centro de Edafología, Colegio de Postgraduados. México.
- Hernández Dorrego, A. 2003. Las micorrizas, (on line) www.terraia.com
- Montaño N.M, Camargo-Ricalde SL, García-Sánchez R, Monroy A. 2007. Micorrizas Arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Mundi-Prensa SA de CV, UAM Iztapalapa, FES Zaragoza, UNAM. Distrito Federal, México Pp 26-29.
- Nobel, P.S. 1985. Water relation and carbon dioxide uptake of *Agave deserti*-special adaptations to desert climates. Desert Plants (2): 51-56.
- Perry, R.A. 1979. Introduction En: Goodall, D.W. and Perry (eds.) Arid land ecosystems: structure, function and management. Cambridge University Press. Cambridge, pp 1-3.
- Polhill, R.M y P.H. Raven, 1981. Cytology and the phytology of Leguminosae. In: RM Polhill y PH Raven (eds) Advances in Legume Systematics. Vol. 2 :427-463. London
- Querejeta, J.I., Egerton-Warburton, L.M., Allen, M.F. 2007. Hydraulic lift may buffer rhizosphere hyphae against the negative effects of severe soil drying in a California Oaksavanna. Soil Biology and Biochemistry 39:409-417.
- Rincón, E. P. Hunte y J. Ramírez. 1993. Influence of vesicular-arbuscular mycorrhizae on biomass production by the cactus *Pachycereus pectin-aboriginum*. Mycorrhiza 3:79-81.
- Rodríguez H.G. 2002 Inducción del enraizamiento en *Agave salmiana* Otto con *Agrobacterium rhizogenes* y colonización de raíces transformadas por *Glomus intraradices*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Colima.

- Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15:47-64.
- Semarnat 2005. *Mezcales y diversidad: Agaves*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Smith, S.E., Gianinazzi-Pearson V. 1988. Physiological interactions between symbionts in vesicular-arbuscular mycorrhizal plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 39:221-244.
- Sousa, S.M. Y S.A. Delgado, 1998. Leguminosas mexicanas: fitogeografía endemismo y orígenes. En: *Diversidad Biológica de México. Orígenes y Distribución*. Ramamoorthy Tp, Bye R, Lot A y Fa J compiladores. Instituto de Biología, UNAM. México.
- Valero, N. 2003. Potencial biofertilizante de bacterias diazotrofas y solubilizadoras de fosfatos asociadas al cultivo de arroz (*Oryza sativa* L). Tesis de Maestría. Maestría Interfacultades en Microbiología, Universidad Nacional de Colombia. www.semarnat.gob.mx fecha de consulta: enero de 2019.
- Zamudio R. 1984. La vegetación de la cuenca del Río Estórax, en el Estado de Querétaro y sus relaciones fitogeográficas. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM.



Prospectivas de la restauración ecológica

Arcadio Monroy Ata

Unidad de Investigación en Ecología Vegetal, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México
correo-e: arcadiom@unam.mx

Resumen

En este trabajo se presentan prospectivas derivadas de programas de restauración ecológica entendida ésta en distintas modalidades, niveles y grados. Se presentan 4 principios de autoorganización de los ecosistemas: reciclaje de residuos, uso de energías renovables, uso de materias provenientes de recursos naturales renovables y el establecimiento vegetal como base de cadenas tróficas. Aplicar estos principios de organización a los asentamientos humanos conduciría a un mayor equilibrio sociedad-naturaleza. Asimismo, la restauración ecológica, la agroecología, la naturación de áreas, la cosecha de agua y el mejoramiento de suelos son vías de sustentabilidad de los grupos humanos, para revertir parte del deterioro ambiental y para transitar hacia un mutualismo entre los seres humanos y la biodiversidad. Finalmente se plantea que el suelo es un gran reservorio de carbono que puede mitigar parte de los gases de efecto invernadero, que se pueden construir nuevos ecosistemas que combinan mitigación y adaptación al cambio climático, que el desarrollo sustentable incluye la restauración ecológica de ecosistemas deteriorados y que la recuperación de la cubierta vegetal y la rehabilitación ambiental en México son una plataforma para el desarrollo socioeconómico.

Palabras clave: prospectiva, restauración ecológica, balance global de carbono, nuevos ecosistemas.

Introducción

La restauración ecológica es un instrumento de la política ambiental que no está incluido en el Título Primero, Capítulo IV de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente de México. No obstante, en el Título Segundo, Sección IV, Capítulo II hay un artículo denominado: Zonas de restauración, que a la letra dice lo siguiente: “Art. 78.- En aquellas áreas que presenten degradación o desertificación, o graves desequilibrios ecológicos, la Secretaría (la SEMARNAT) deberá formular y ejecutar programas de restauración ecológica, con el propósito de que se lleven a cabo las acciones necesarias para la recuperación y restablecimiento de las condiciones que propicien la evolución y continuidad de los procesos naturales que en ella se desarrollan. En la formulación, ejecución y seguimiento de dichos programas, la Secretaría deberá promover la participación de los propietarios, poseedores, organizaciones sociales, públicas o privadas, pueblos indígenas, gobiernos locales, y demás personas interesadas” (LGEEPA, 2022). Lo anterior muestra que la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales es la encargada de formular y ejecutar programas de restauración ecológica en áreas degradadas, invitando a los sectores y personas interesadas en el programa de reconstrucción del sitio degradado.

Lo importante de la restauración ecológica es que puede revertir el deterioro de sitios devastados por alguna causa natural o antropogénica. Este concepto se define, de acuerdo a la SER (Society for Ecological Restoration), como el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). En efecto, hay ejemplos de rehabilitación ecológica de la selva alta perennifolia, arrecifes coralinos, lagos y ríos contaminados, bosques templados y otros ecosistemas, mediante el uso de tecnología, la participación de especialistas y de las autoridades locales, la aportación de recursos financieros y la coordinación del programa por expertos en conciliar intereses de los sectores sociales involucrados. En este siglo XXI, es difícil encontrar ecosistemas prístinos, sin contaminación ambiental, debido a factores globales como la contaminación atmosférica, los plásticos y micro plásticos marinos, la pérdida de biodiversidad y la polarización del clima, entre otros.

La distancia entre el polo Norte y la Antártida es de más de 18 mil kilómetros y sin embargo, los dos sistemas están relacionados, pues ambos están en fases de deshielo, al igual que los glaciares de las altas montañas en la franja intertropical (entre el Trópico de Cáncer y el de Capricornio). Esto ha llevado a plantear que hay puntos de no retorno en los sistemas ecológicos más allá de un umbral crítico, después del cual habría una desestabilización acelerada. Uno de estos puntos críticos es el calentamiento global de la atmósfera en donde se ha planteado que elevar la temperatura arriba de los 3 °C, respecto a la era preindustrial, traería como consecuencia una serie de eventos climáticos extremos, un desplazamiento de especies, comunidades y biomas (Peterson

et al., 2005), alteraciones de cadenas tróficas, pérdida de biodiversidad y afectaciones a la salud humana, entre otros.

Por lo anterior, en este texto se presenta una propuesta que permita acercar el desarrollo de la población humana con el de la biosfera, mediante vías de sustentabilidad que consisten en llevar a cabo actividades que beneficien a los ecosistemas y a los recursos naturales suelo, agua y atmósfera. De esta manera, se busca una relación sociedad-naturaleza de tipo mutualista, en lugar de la relación de depredación de los recursos naturales por parte de los seres humanos, como ha ocurrido a lo largo de la historia.

Vías de sustentabilidad

En un ecosistema conservado de bosque templado con escasa influencia humana, por ejemplo, al transitar en su interior, se puede observar que no hay basura ni contaminación evidente. Esto a pesar de que todos los organismos (plantas, animales, hongos y microorganismos) generan desechos líquidos, sólidos y gaseosos, producto de la excreción de sustancias no asimiladas. Estos desechos constituyen la materia prima para otros procesos biológicos y ecológicos, de tal forma que la totalidad de residuos entra a cadenas de degradación química y biótica, para finalmente mineralizarse y estar disponibles nuevamente para su captura por las plantas en ecosistemas terrestres. Esto significa que en los ecosistemas naturales todos los desechos entran a cadenas de reciclaje (los ciclos biogeoquímicos) y que no hay residuos que no sean procesados por algún organismo.

Asimismo, en los ecosistemas terrestres se utilizan todas las fuentes de energía disponibles (luz solar, flujo evapotranspiracional, viento, gravedad) para los procesos fisiológicos y funcionales de los seres vivos. También, en los ecosistemas los animales utilizan recursos naturales renovables para el desarrollo de su ciclo vital, como alimentación, construcción de nidos o madrigueras, sitios de reposo o de reproducción, etc. Otro rasgo fundamental en los ecosistemas terrestres conservados es que constituyen un “mundo verde”, a pesar de que las plantas son sésiles y de que abundan los herbívoros que consumen las distintas partes de los vegetales.

Lo anterior muestra 4 principios básicos en la autoorganización de los ecosistemas. a) reciclaje tota de residuos, b) uso de energías renovables, c) uso de recursos naturales renovables y d) desarrollo de la vegetación. En contraste, el ser humano, desde que inició los asentamientos humanos al domesticar algunas plantas, creó basureros con residuos de cerámica, pedacería de obsidiana y otros, generó aguas residuales al lavar utensilios y liberó gases a la atmósfera producto del uso del

fuego. Esto significa que los asentamientos humanos son foco de contaminación y de acumulación de residuos sólidos de desecho, desde la prehistoria hasta el presente. Aquí es relevante preguntar si es posible aplicar los 4 principios de autoorganización de los ecosistemas al desarrollo humano.

¿Qué se puede hacer para que se favorezca el desarrollo de la biosfera y contribuir así a conformar un mutualismo sociedad naturaleza? Hay vías de sustentabilidad que se dirigen a esta simbiosis mutualista y la restauración ecológica de ecosistemas degradados es una de ellas, ya que permite revertir parte del deterioro que el ser humano ha ocasionado a la biosfera. La producción agroecológica de labranza cero o mínima, favorece el mejoramiento del suelo mediante el incremento de la bota edáfica. La naturación de espacios urbanos, suburbanos y rurales favorece el establecimiento de corredores de fauna silvestre. El uso de energías renovables evita la generación de los gases de efecto invernadero y el reciclaje de aguas residuales en centros urbanos, permite el reuso de un recurso que se ha vuelto limitante del desarrollo humano en regiones con escasez de este líquido vital. También, el establecimiento de una economía circular, con casi nula generación de desechos y el uso preferente de recursos naturales renovables, permite -por ejemplo- la producción sustentable de madera certificada, sin que se agote el bosque. Hay muchas vías más de sustentabilidad, y la restauración ecológica es una de ellas.

En la Figura 1 se muestran tres modelos de crecimiento: a) el exponencial de la población humana, b) el logístico o sigmoideo de la biosfera y c) una tercera vía que conduciría a un equilibrio más estable entre la sociedad y la naturaleza. Esta tercera vía inicia con un punto de inflexión (el cual cambia la dirección de la concavidad de la curva), que acerca el desarrollo de la población humana al de la biosfera y que puede asimilarse a lo que se conoce como desarrollo sustentable de la sociedad (Monroy, 2019).

El suelo es el mayor reservorio de carbono

Otro aspecto que refuerza los programas de restauración ecológica de ecosistemas terrestres es que se ha mostrado que el suelo es el mayor reservorio de carbono. En efecto, la biomasa vegetal aérea suma 466 Giga toneladas, mientras que el carbono almacenado en el suelo acumula 2011 Giga toneladas (Priour *et al.*, 2004). Este carbono del suelo está constituido por biomasa, necromasa y residuos orgánicos en vías de degradación química o biológica. Por ejemplo, en los ecosistemas áridos y semiáridos, como el matorral xerófilo, la mayor parte de la biomasa vegetal está en el subsuelo, debido a que el factor más limitante del desarrollo vegetal es el recurso hídrico, por lo que las plantas reparten mayor cantidad de biomasa al sistema radical, en la búsqueda de agua en las profundidades del perfil edáfico; por ello algunos árboles dominantes en estos ambientes

son plantas llamadas freatofitos con raíces de 50 m de profundidad (Hernández, 2006, p. 26). En otros ecosistemas, como la tundra y la taiga, hay mayor cantidad de carbono en el suelo que en la parte aérea.

La acumulación de carbono en el perfil edáfico se debe, en gran medida, a la biota de los suelos maduros, debido a que este conjunto de organismos está constituido por la microbiota, cuyo tamaño está comprendido entre 1 y 100 micras, la mesobiota (tamaño entre 100 y 2 mil micras ó 2 mm), la macrobiota (de 2 a 20 mm) y la megabiota (> 20 mm) (Coleman *et al.*, 1999).

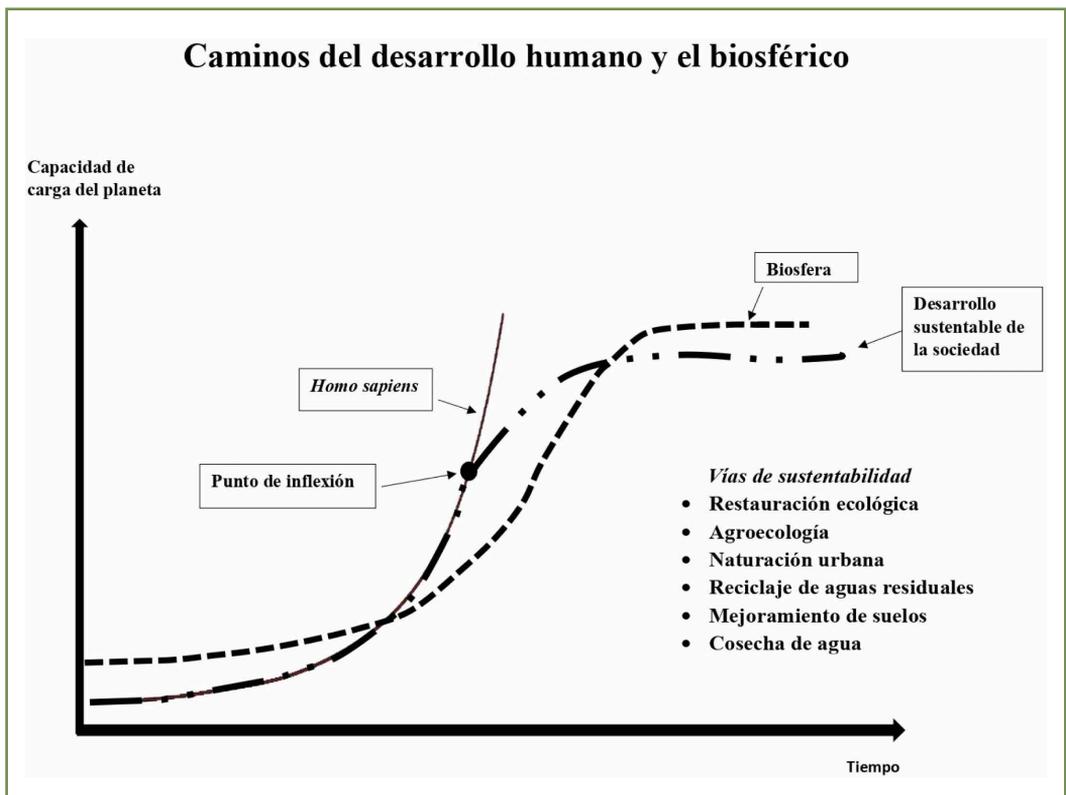


FIGURA 1. Modelos de crecimiento de la población humana (exponencial), de la biosfera (logístico) y la opción de desarrollo sustentable mediante una simbiosis entre sociedad y biodiversidad, al llevar a cabo la rehabilitación de ecosistemas deteriorados, la producción agroecológica y la naturación de ambientes urbanos, entre otras vías de sustentabilidad.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

La microbiota edáfica incluye protozoarios y nemátodos, a los que se denomina, como grupo funcional, micro alimentadores, ya que sus excretas son nutrientes directos para las plantas. Este grupo moviliza la biomasa microbiana, evitando que ésta se acumule en el suelo. A la mesobiota o mesofauna se le denomina, como grupo funcional, transformadores de hojarasca y está constituida por ácaros, colémbolos e insectos pequeños, que se alimentan de materia orgánica. A la macrobiota o megafauna se le ha denominado, como grupo funcional, los ingenieros del ecosistema, por su papel eficiente en la degradación y mineralización de la materia orgánica. Este grupo está constituido por lombrices de tierra, termitas y hormigas, entre otros organismos del suelo (Estrada-Venegas y Moldenke, 2008).

Otro grupo de especies clave en el suelo son los hongos micorrízicos, que forman una malla o red de hifas que conectan plantas de distintas especies, géneros y familias botánicas para aprovechar de manera óptima los recursos edáficos (agua y nutrientes) (Kottke *et al*, 2008). Esta red hifal también forma agregados de suelo con materia orgánica, arcillas, bacterias y partículas minerales, los cuales consolidan el sustrato edáfico y evitan su disgregación y erosión.

Lo anterior muestra que todos los residuos orgánicos que llegan al suelo tienen un conjunto de organismos degradadores que descomponen y mineralizan la materia orgánica para su asimilación por los vegetales. Así, la fertilidad de un suelo es función de los aportes de materia orgánica y de la diversidad de la biota edáfica. En un suelo maduro hay microorganismos de tamaño comprendido entre una micra y una decena de centímetros, por lo que cualquier residuo orgánico tendrá algún consumidor favoreciendo el reciclaje de la materia orgánica. Los sistemas de producción agroecológica de labranza cero o mínima tienen como uno de sus objetivos, el favorecer el desarrollo de la biota edáfica aportando materia orgánica. También, en programas de mejoramiento de suelos se puede inocular biota edáfica como bacterias fijadoras de nitrógeno de vida libre y hongos micorrízicos generalistas. Asimismo, se pueden trasplantar bloques de suelo maduro a sitios en rehabilitación, aportando la materia orgánica que favorecerá la expansión de la biota edáfica.

Conclusiones: las prospectivas

En el balance global de carbono, el suelo constituye un reservorio importante que puede ser incrementado mediante programas de restauración ecológica de ecosistemas terrestres, la rehabilitación de la vegetación en sitios deteriorados, la naturación de espacios urbanos y suburbanos, la reforestación mediante mosaicos vegetales (De-la-Rosa-Mera *et al.*, 2007) y las

plantaciones agroforestales de tipo agroecológico, entre otras. Esto contribuye a mitigar los efectos de la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera y a acumular carbono en el suelo.

La restauración ecológica de ecosistemas terrestres deteriorados favorece una mejor relación sociedad-naturaleza al revertir parte del deterioro que se ha ocasionado a la biosfera desde tiempos prehistóricos. Sin embargo, debido a que no se ha inventariado totalmente la biota de un área donde se desea reconstruir un ecosistema similar al originalmente asentado en el lugar, por la tendencia de cambios en el clima local y porque prácticamente no existen sitios libres de contaminación, se ha planteado la construcción de nuevos ecosistemas que sean funcionales bajo las condiciones climáticas futuras, por ejemplo un aumento de temperatura de 2 °C en el año 2030 o el deshielo de Groenlandia en el año 2050. Una alternativa a este cambio es mitigar y adaptarse simultáneamente a las tendencias del calentamiento global de la atmósfera.

Una vertiente de la rehabilitación ambiental de sitios deteriorados es desarrollar programas para recuperar la cubierta vegetal en distintos niveles y grados, para reverdecer el mundo urbano y rural, lo cual significa favorecer el desarrollo de la biodiversidad y así transitar en una vía de sustentabilidad de los grupos humanos, para lograr un equilibrio más estable entre sociedad y naturaleza, entre la especie humana y la biosfera. Esto permitiría orientarse hacia un desarrollo sustentable donde el ser humano sea simbiote mutualista de la biodiversidad y no un depredador de recursos naturales renovables y no renovables.

México es un país con gran diversidad biológica, ecológica y cultural, además de tener 10 mil km de costa y riqueza en los tipos de suelos, de climas y de vegetación. Esto ha llevado a tener un alto porcentaje de especies endémicas que viven en ecosistemas, que se deben conservar y estudiar, en la búsqueda de aprovechamientos sustentables, que no rebasen sus umbrales de resiliencia. Por ello, la rehabilitación ecológica de la vegetación del territorio mexicano abre la puerta a un potencial de desarrollo socioeconómico mediante el ecoturismo, la producción agro-silvo-pastoril, la agroecología, la agroindustria “orgánica” y el uso de ecotecias (Bainbridge, 2007), entre otras.

Agradecimientos

Se agradece a Yolanda Flores Estrada por la elaboración de la figura 1, así como el financiamiento de la DAGPA, UNAM, mediante el proyecto PAPIIT con clave IN218121, para la realización de este documento.

Referencias

- Bainbridge, D.A. (2007) A guide for desert and dryland restoration. Society for Ecological Restoration International. Island Press. Washington, E.U.A., 391 pp.
- Coleman, D. C., Blair, J. M., Elliott, E.T., Wall, D. H. (1999) Soil invertebrates. En: Standard soil methods for long-term ecological research. G. P. Robertson, D. C. Coleman, C. S. Bledsoe, Ph. Sollins (eds.). Oxford University Press. Serie LTER. Nueva York, E.U.A., pp: 349-377.
- De-la-Rosa-Mera, C. J., Monroy-Ata, A. (2006) Mosaicos de vegetación para la restauración ecológica de una zona semiárida. TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas, 9(2): 96-100.
- Estrada-Venegas, E. G., Moldenke, A. R. (2008) Importancia del suelo como ecosistema. En: Fauna del suelo I, micro, meso y macrofauna. E. G. Estrada-Venegas (ed.). Colegio de Postgraduados. Montecillos, Texcoco, Estado de México, pp: 1-8.
- Hernández, H.M. (2006.) La vida en los desiertos mexicanos. Fondo de Cultura Económica. Colección La Ciencia para Todos No. 213. Ciudad de México, México, 188 pp.
- Kottke, I., Haug, I., Setaro, S., Suárez, J. P., Weiß, M., Preußing, M., Nebel, M., Oberwinkler, F. (2008) Guilds of mycorrhizal fungi and their relation to trees, ericads, orchids and liverworts in a neotropical mountain rain forest. Basic and Applied Ecology, 9:13-23.
- LGEEPA (2022) <https://mexico.justia.com/federales/leyes/ley-general-del-equilibrio-ecologico-y-la-proteccion-al-ambiente/> Consultado el 9 de junio de 2022.
- Monroy A., A. (2019) Educación Ambiental, Manual de prácticas. Ed. Trillas, Tercera edición. Ciudad de México, 205 pp.
- Peterson, T., Tian, H., Martínez-Meyer, E., Sánchez-Cordero, V., Huntley, B. (2005) Modeling distributional shifts of individual species and biomes. En: Climate change and biodiversity. T.E. Lovejoy, L. Hannah (eds). Yale University Press. Ann Arbor, Michigan, E.U.A., pp: 211-228.
- Prieur, A., Bonnet, J.-F., Combarous, M. (2004) Les surfaces boisées à l'échelle de la planète: usages conjoints pour la séquestration du carbone et la production d'énergie. C. R. Geoscience. 336: 1323-1335.
- Society for Ecological Restoration (2004) The SER International Primer on Ecological Restoration. International Science & Policy Working Group. Tucson, E.U.A., 16 pp. www.ser.org Consultado el 6 de junio de 2022.

PRÁCTICA DE CAMPO

El diagnóstico: una herramienta fundamental para la recuperación de la cubierta vegetal

MS Orozco–Almanza

R Ramos–González

MJ Rojas Cortés

Unidad de Investigación en Ecología Vegetal
Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM
e-mail: mariaorozco_2009@hotmail.com

Introducción

El diagnóstico ecológico es una herramienta fundamental para la evaluación del sitio del ecosistema cuyo interés es recuperar una cubierta vegetal deteriorada. Para comenzar a restaurar ecológicamente un componente de un ecosistema [suelo, vegetación (especies nativas e introducidas), microbiología del suelo, fauna] es necesario tener conocimiento del sistema que se va a manipular, esto se puede hacer a través de la recopilación de información previa o desarrollando investigación directa (Guaritagua, 1999).

Para conocer las condiciones del grado de deterioro que presenta el sitio a recuperar es necesario considerar el estado en el que se encuentra el suelo y la vegetación presente, la cual deberá ser comparada con la de un ecosistema de referencia que presente vegetación representativa. Este ecosistema de referencia puede ser: a) remanentes de vegetación típica que se localice en las cercanías al sitio a recuperar; b) una comunidad vegetal dentro de la misma región que presente el mismo tipo de vegetación o c) referentes bibliográficos del sitio que proporcionen que tipo de suelo y vegetación se presentaban en ese sitio antes de la perturbación.

En el ecosistema de referencia además del estado del suelo y la vegetación, es importante evaluar: a) las condiciones de luz que requieren las especies representantes de los diferentes estratos (rasante, herbáceo, arbustivo y arbóreo) en especial la tolerancia a la sombra; b) la biología reproductiva de las especies vegetales (los medios de dispersión y los tipos de agentes

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

dispersantes); los principales patrones de sucesión (identificación de especies pioneras, útiles para poblar áreas abiertas debido a su rápido crecimiento y que pueden proveer de un microclima favorable para el establecimiento de otras especies; conocer la dinámica de la fauna, en especial la avifauna así como la identificación de las barreras que detienen la sucesión, las cuales pueden ser físicas (poca agua, poca luz, compactación del suelo, fuego); biológicas (falta de semillas dispersadas naturalmente, alta depredación de semillas que llegan al sitio, defoliación por insectos, total cobertura de pastos y malezas) y antropocéntricas (acción del ganado, deforestación, saqueo de especies de importancia económica, etc.) (Rondón y Vidal, 2005).

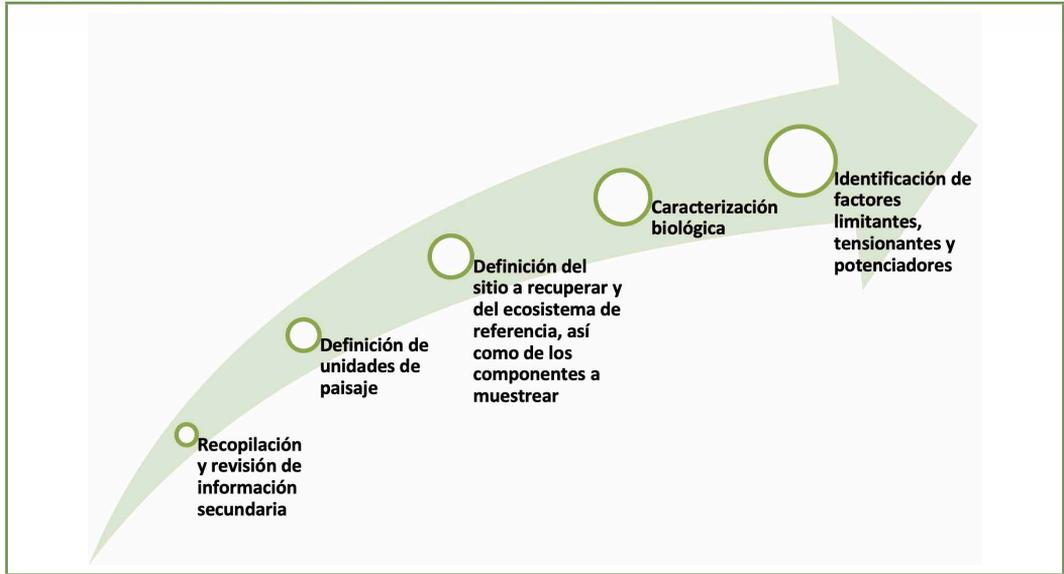
La biología reproductiva es un factor determinante para la selección de especies que conformarán la cubierta vegetal en el sitio deteriorado; sin embargo el éxito en el establecimiento de una cubierta vegetal, depende de una apropiada selección de especies, de las condiciones del suelo, de la distribución del tamaño de las partículas, de la buena capacidad de retención del agua, la tasa de filtración, la densidad del suelo, la disponibilidad de los elementos minerales; el pH y la capacidad de intercambio catiónico.

El diagnóstico ecológico nos permite conocer de manera general varios de los aspectos antes referidos, lo cual permite la identificación de la problemática presente en el sitio. Es importante que el diagnóstico se realice tanto en el sitio perturbado como en el ecosistema de referencia con el fin de seleccionar las condiciones de suelo y vegetación necesarias para asegurar el éxito en la recuperación de la cubierta vegetal.

La caracterización ecológica es una forma de obtener un diagnóstico sobre la situación actual del sitio a recuperar, donde de manera general se realiza una descripción del ecosistema en cuestión, incluyendo aspectos como ubicación, clima, fisiografía, suelo, vegetación (especies dominantes y estratos) y principales barreras que causan un retardo en el avance de la sucesión como un proceso natural de recuperación de la cubierta vegetal (Melo y Vargas, 2002) (Barrera et al., 2010).

El diagnóstico: una herramienta fundamental para la recuperación de la cubierta vegetal

Pasos para realizar el diagnóstico detallado de un área con disturbio en un proyecto de restauración.



Objetivos

Objetivo general

- Realizar un diagnóstico ecológico en un ecosistema semiárido donde la cubierta vegetal ha sido impactada.

Objetivos específicos

- Identificar los factores limitantes, tensionantes y potenciadores del proceso de la sucesión vegetal.
- Establecer estrategias para la recuperación de la cubierta vegetal.

Materiales

- Cámara fotográfica
- Libreta de campo
- Formatos de caracterización ecológica
- Geoposicionador
- Altímetro
- Clisímetro
- Palas de jardinería
- Cajas Petri
- Flexómetro (10 a 20 m)
- Cinta métrica de 50 cm
- Botella de pet de 600 ml
- Kit para la determinación de nutrimentos en el suelo (N.P y K)
- Agua oxigenada (1 gotero de 110 ml)
- Vinagre blanco (1 gotero de 110 ml)

Metodología

- Realizar una búsqueda bibliográfica del tipo de suelo, vegetación y clima de la zona a trabajar
- Seleccionar una zona de referencia que presente vegetación representativa de la zona a restaurar.
- Observar y analizar cada aspecto que se pide en la hoja de caracterización ecológica y registrar los datos tanto en la zona de referencia como en la zona perturbada.
- Consultar en la estación meteorológica más cercana al sitio a muestrear los datos climáticos solicitados.
- Consultar en la bibliografía el tipo de suelo de acuerdo al ecosistema de referencia

✿ Determinar de manera cualitativa la textura del suelo:

En una botella de plástico o vidrio de 600ml colocar 5 cm de suelo y llenar la botella con agua, agitarla bien y dejarla reposar durante una hora, transcurrido este tiempo el agua estará transparente y se observará que las partículas mayores se han sedimentado. En el fondo hay una capa de arena, en el centro una de limo y en la superior una de arcilla. Es importante dejar el tiempo suficiente de sedimentación para que el agua este totalmente transparente y se puedan observar estas diferencias entre el grosor de las partículas. En la superficie del agua pueden flotar fragmentos de materia orgánica.

Para determinar el tipo de textura (arenosa, limosa o arcillosa), se debe medir con una cinta métrica la longitud total que abarcan las partículas sedimentadas y posteriormente medir la longitud de cada franja (arena, limo y arcilla) para finalmente calcular los resultados en porcentaje (Fig. 1).



FIGURA 1. Prueba cualitativa de tipo de textura en el suelo.

✿ Determinación del contenido de materia orgánica in situ

- Colocar una fracción de las distintas muestras de suelo que queramos analizar en un vaso de precipitado (puede ser reemplazado por una caja de Petri, bandejas o platitos pequeños de loza o cerámica)
- Aplanar la cantidad de suelo de la muestra (zona a recuperar y ecosistema de referencia) de manera que cubra toda la base del vaso.

Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y prospectivas

- Agregar suficiente cantidad de agua oxigenada hasta humedecer cada una de las muestras. Si salen burbujas, esto indica la presencia de materia orgánica. Es necesario añadir poco a poco el agua oxigenada, ya que en suelos muy orgánicos la reacción una vez iniciada es bastante violenta y se forma abundante espuma, que puede generar desbordamientos.

El fundamento de este procedimiento es determinar la presencia de la enzima catalasa que se encuentra en las células de los tejidos animales y vegetales. La función de esta enzima en los tejidos es necesaria porque durante el metabolismo celular, se forma una molécula tóxica que es el peróxido de hidrógeno, H_2O_2 (agua oxigenada). La reacción de la catalasa sobre el H_2O_2 , es la siguiente.



En esta experiencia se realizará un reconocimiento cualitativo de la presencia de esta enzima agregando agua oxigenada a las distintas muestras de suelo en experimentación.

✿ Presencia de carbonato de calcio

El carbonato de calcio es uno de los componentes de los suelos, cuando reacciona con el ácido acético se produce una reacción química con desprendimiento de dióxido de carbono gaseoso a través de la siguiente reacción:



- Colocar una fracción de las distintas muestras de suelo que queramos analizar; en un vaso de precipitado (puede ser reemplazado por: caja de Petri, bandejas o platitos pequeños de loza o cerámica)
- Añadir suficiente cantidad de vinagre (solución de ácido acético), hasta humedecer toda la muestra.
- Comparar la efervescencia producida entre las distintas muestras.
- De acuerdo al nivel de efervescencia observado en la experiencia, determinar si la muestra contiene carbonato y en qué medida cualitativa.

✿ **Determinación del pH, y nitrógeno, fósforo y potasio**

Utilizar un Kit para la determinación de nutrientes y pH marca Hanna. Las mediciones se realizan por colorimetría y son cuantitativas.

Caracterización Ecológica

Datos Generales.

Fecha: _____ Nombre del evaluador: _____
Localidad: _____ Municipio: _____ Estado: _____
Predio: Privado () Ejidal () Federal ()
Tamaño del terreno: _____
Coordenadas geográficas: _____
Altitud: _____

Datos topográficos.

Fondo de Valle _____ Cima _____
ó depresión _____ Llanura _____
Meseta _____ Pie de monte _____
Ladera _____

Exposición.

Sin exposición definida _____
Sur _____ Norte _____ Este _____ Oeste _____
Noroeste _____ Suroeste _____ Noreste _____ Sureste _____

Pendiente (grados) _____

Microrrelieve _____

Datos Climáticos

Precipitación media anual _____
 Temperatura media anual _____
 Temperatura máxima _____ Temperatura mínima _____
 No. de heladas al año _____ No. de granizadas _____

Superficie del suelo

Vegetación _____ %
 Hojarasca _____ %
 Rocas _____ %
 Gravas y piedras _____ %
 Material fino _____ %
 Total 100%

TIPO DE SUELO

pH _____ Profundidad _____
 Textura _____ Condición hídrica _____
 Estructura Sin estructura () Agregada () Laminar () Otra () Especifique: _____
 Tipo de suelo: _____
 Contenido de materia orgánica Abundante () Moderada () Escasa ()
 Contenido de carbonato cálcico Abundante () Moderado () Escaso ()
 Nutrientes: Nitrógeno _____ Fósforo _____ Potasio _____
 (Abundante, mediano, escaso)

VEGETACIÓN

Tipo de vegetación _____
 Especies dominantes _____
 Especies codominantes _____
 Especies asociadas _____
 Cobertura vegetal (%) _____

Sucesión vegetal: Primaria () Secundaria ()
 Etapa sucesional: Temprana () Intermedia () Avanzada ()

ESTRATIFICACIÓN DE LA VEGETACIÓN

	Cobertura %	Altura (m)
Arbóreo	_____	_____
Arbustivo	_____	_____
Herbáceo	_____	_____
Rasante	_____	_____

100%

PROBLÉMÁTICA PRESENTE			
a) Agricultura	Riego ()	Temporal ()	
Principales cultivos:			
Establecimiento:	Ladera ()	Planicie ()	Aluvión ()
b) Pastoreo:	Excesivo ()	Moderado ()	Leve ()
Tipo de animales:	_____		
c) Erosión:	Hídrica ()	Eólica ()	Gravedad ()
	Leve ()	Moderada ()	Severa ()
Observaciones:	Surcos ()	Cárcavas ()	
d) Deforestación:	Severa ()	Moderada ()	Leve ()
Especies deforestadas:	_____		
e) Saqueo de especies vegetales y animales:	_____		
f) Salinidad del suelo:	Severa ()	Moderada ()	Leve ()

Resultados

Presentar un reporte de los resultados obtenidos, resaltando los siguientes aspectos:

- Caracterización ecológica del sitio (anexar formato). Cada sitio deberá ser acompañado con fotografías que muestren la condición de los sitios (ecosistema de referencia y ecosistema deteriorado)
- Problemática identificada en función del deterioro (condiciones del suelo, de la vegetación (especies nativas e introducidas) , así como los factores que inducen el deterioro)
- Presentar el estado sucesional en el que se encuentran los dos sitios a diagnosticar y con estas bases sugerir estrategias de recuperación de la cubierta vegetal (recuperación pasiva o activa).

Referencias

- Guariguata, M. 1999. Bases Ecológicas Generales para el Seguimiento de Proyectos de Restauración de Bosques. En: restauración ecológica y reforestación: Bogotá. (Eugenia Ponce de León, ed.), pp. 83-95. Fundación Alejandro Escobar, Bogotá.
- Melo, Cruz, O. y Vargas, Ríos R. 2002. Evaluación ecológica y Silvicultural de Ecosistemas boscosos. Universidad de Tolima. Colombia, 222 p.

- Barrera, J., Contreras, S., Garzón, N. y Moreno, A. 2010. Manual para la Restauración Ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA) y Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 403 p.
- Rondón, J.A. y Vidal, R. 2005. Establecimiento de la cubierta vegetal en áreas degradadas (Principios y Métodos). Revista Forestal Latinoamericana, 38: 63-82.

Bibliografía recomendada

- Roa-García CE, Torres González AM. Caracterización florística y estructural como línea de base para la restauración ecológica de bosques en la microcuenca del río Barbas, Colombia. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 2021 enero 18. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1167>.
- Mola, I., Sopeña, A. y de Torre, R. (editores). 2018. Guía Práctica de Restauración Ecológica. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 77 pp. Disponible en <https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/content/guia-practica-de-restauracion-ecologica>
- Rondón R, J. A., & Vidal, R. (2005). Establecimiento de la cubierta vegetal en áreas degradadas (principios y métodos). Págs. 63 – 82. Rev. For. Lat. N° 38. Recuperado 22 de abril de 2022, de <http://jardineria.jaravalencia.com/docu/Cubierta%20vegetal.pdf>.
- Facultad De Ciencias, Departamento De Biología, Grupo De Restauración Ecológica, U. N. C. (Ed.). (2007). Guía metodológica para la RESTAURACIÓN ECOLÓGICA del bosque altoandino (Primera ed.) [Libro electrónico]. Convenio Interinstitucional Acueducto de Bogotá – Jardín Botánico – Secretaría Distrital de Ambiente. Recuperado 15 de abril de 2022, de <http://observatorio.epacartagena.gov.co/wp-content/uploads/2016/06/guia-metodologica-restauracion-ecologica.pdf>
- Vanegas López, M. 2016. Manual de mejores prácticas de restauración de ecosistemas degradados, utilizando para reforestación solo especies nativas en zonas prioritarias. Informe final dentro del proyecto GEF 00089333 “Aumentar las capacidades de México para manejar especies exóticas invasoras a través de la implementación de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras”. CONAFOR, CONABIO, GEF-PNUD. México. 158 p
- Vargas Ríos, Orlando (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. Acta Biológica Colombiana, 16(2), 221-246. [fecha de Consulta 22 de abril de 2022]. ISSN: 0120-548X. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=319028008017>



Restauración ecológica: proyectos, estudios de caso y perspectivas

Arcadio Monroy Ata • Silvia Castillo Argüero
Editores

El presente texto tiene como finalidad servir de respaldo a cursos de Restauración Ecológica, ya sea como ejemplos de estudios sobre ecología básica encaminados a la rehabilitación ambiental de ecosistemas deteriorados o como guía para la realización de trabajos de investigación sobre temas dirigidos a la recuperación del capital natural en hábitats degradados. El contenido consta de 12 capítulos escritos por profesores e investigadores de temas ecológicos y ambientales, los cuales tratan aspectos diversos como el desarrollo de plantas inoculadas con hongos micorrízicos, estudios sobre semillas de leguminosas de zonas semiáridas, evaluación de micrositios de establecimiento vegetal, determinación del riesgo de incendios, la aplicación de un índice de calidad del bosque de ribera, el diseño de un humedal flotante, la importancia del suelo como reservorio de carbono al mantener una cubierta vegetal conservada y las perspectivas de la restauración ecológica en un país megadiverso como México; asimismo, el último capítulo incluye una guía para una práctica de campo sobre el diagnóstico de la vegetación.



Facultad de Estudios Superiores Zaragoza,
Campus I. Av. Guelatao No. 66 Col. Ejército de Oriente,
Campus II. Batalla 5 de Mayo s/n Esq. Fuerte de Loreto,
Col. Ejército de Oriente,
Iztapalapa, C.P. 09230 Ciudad de México.
Campus III. Ex fábrica de San Manuel s/n,
Col. San Manuel entre Corregidora y Camino a Zautla,
San Miguel Contla, Santa Cruz Tlaxcala.

<http://www.zaragoza.unam.mx>

