



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Estructura vegetal y parámetros edáficos después de un incendio
en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de
México**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A :

DANIELA HERNÁNDEZ MARTÍNEZ



DIRECTORA DE TESIS:

DRA. IRENE SÁNCHEZ GALLEN

Ciudad Universitaria, CD. MX. 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas

Tesis Digitales

Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ÍNDICE

Resumen

1.Introducción	6
1.1. Sucesión ecológica	6
1.1.1. El fuego como disturbio	7
1.2. Propiedades del suelo	10
1.3. Parámetros abióticos del suelo modificados frente a incendios	10
1.4. Parámetros bióticos del suelo modificados frente a incendios	12
1.4.1. Parámetros bióticos afectados por incendios: hongos micorrizógenos arbusculares (HMA).	12
1.4.2. Colonización intrarradical por HMA.....	13
1.5. Matorral xerófilo	16
2. Antecedentes.....	18
3. Objetivos.....	19
3.1. Objetivo general.....	19
3.2. Objetivos particulares	19
3.3. Hipótesis.....	19
4. Métodos.....	20
4.1 Sitio de Estudio.....	20
4.2. Caracterización del sitio	22
4.3. Muestreo de Campo.....	23
4.4. Parámetros edáficos bióticos	26
4.5. Tinción y cuantificación de colonización intrarradical	26
4. 6. Análisis de los datos	27
5. Resultados.....	28
5.1. Vegetación.....	28
5.2. Variables edáficas abióticas	37
5.3. Porcentaje de colonización	43
6. Discusión.....	44
6.1. Estructura de la comunidad vegetal.....	44
6.2. Variables abióticas edáficas	47

6.3. Colonización intrarradical	49
6.4. Relación entre el sistema suelo-vegetación.....	51
7. Conclusiones.....	52
8.Referencias bibliográficas	53
9. Anexos.....	62

Agradecimientos Académicos

A la Facultad de Ciencias por brindarme siempre el apoyo con las instalaciones, recursos y lo más importante la formación científica que me acompañará en mi trayectoria profesional.

A todo el grupo del laboratorio de Ecología del suelo, a la Dra. Irene Sánchez Gallen por tener siempre ese temple y guía que me ayudó a concluir este trabajo de tesis. Agradecer a los profesores del taller la Dra. Guadalupe Barajas por su siempre disposición y escucha, al Mtro. Juan Carlos Peña y al Dr. Javier Álvarez por sus aportaciones al trabajo y también a los colegas por su apoyo durante el trabajo de campo que me acompañaron; Rosario, Aurora, Mariana, Melissa, América, Isaac, Yuriko, muchas gracias a todos.

A los sinodales M. en C. Iván Israel Castellanos Vargas, M. en C. Juan Carlos Peña Becerril y la Dra. Silvia Castillo Argüero, Dra. Sonia María Juárez Orozco, por sus comentarios y sugerencias en este trabajo que permitieron mejorarla y a finalizarla.

Agradecimientos Personales

En primera instancia quisiera agradecer a mis padres por su apoyo y amor, sin ustedes en el camino no hubiera sido posible culminar este trabajo, este logro también es de ustedes por alentarme a continuar y sostenerme cuando a veces sentía que no lo lograría. Enorme agradecimiento a mi pequeña hermana por siempre inspirarme y darme chispa. A mis tíos y tías que siempre me daban esas palabras desde el corazón y empujoncito para seguir estudiando, muchas gracias.

Abuela Sol también va para ti, siempre te tengo presente en tus plantas.

A mis amigas y amigos de la carrera, les concavo por su compañía y su gran amistad, les quiero mucho.

A todos los colegas y amigxs que hice por el cuidado y defensa del pedregal, siempre fue inspirador compartir amor por un espacio de vida silvestre, agradezco mucho haber coincidido en este camino pedregalero, sin duda marcó mi trayectoria y me encauzó al desarrollo de este trabajo.

“Al fin y al cabo, somos lo que hacemos para cambiar lo que somos”

Eduardo Galeano

Para mi abuela Sol

Resumen

El fuego es un factor importante en la dinámica de las comunidades vegetales, ya que altera el contenido, la forma y distribución de una amplia movilización de materiales que hay bajo el suelo. Las propiedades del suelo que se ven modificadas frente al disturbio pueden evaluarse permitiendo una caracterización del sitio.

Este estudio se llevó a cabo en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), ubicada en Ciudad Universitaria, una zona propensa a disturbios , principalmente incendios, los cuales se desconocen sus afectaciones al suelo. El objetivo del presente estudio fue caracterizar un sitio posterior a un disturbio “incendio” con la finalidad de describir los cambios significativos en las variables edáficas y biológicas incluyendo la humedad, el pH, la materia orgánica, el contenido de carbono y nitrógeno, así como la presencia de colonización de hongos micorrizógenos arbusculares. Además, se realizó una descripción de la composición vegetal del ecosistema. Se encontró que el ecosistema es altamente resiliente frente a este tipo de disturbios dada la recuperación rápida de la vegetación debido a sus mecanismos de regeneración por la presencia de *Dhalia coccinea* y *Muhlenbergia robusta* en los sitios quemados. Éstas podrían ser especies indicadoras de incendios frecuentes dada su presencia y dominancia en los sitios quemados. Sin embargo, se ha destacado que la temporalidad juega un papel clave en la recuperación de la vegetación, en temporada de lluvias se registra un índice de diversidad mayor respecto a secas, esto a sugiere que la disponibilidad del contenido hídrico sea una limitante para el crecimiento vegetal posterior al fuego. Respecto a las propiedades del suelo de manera general, las variables se recuperaron aumentando su contenido posterior al disturbio debido al aporte vegetal con el establecimiento de la vegetación, a excepción del pH que no evidenció cambios significativos. En cuanto a las variables bióticas, se evaluó la colonización de hongos micorrizógenos arbusculares (HMA), se observó una capacidad de recuperación menor en comparación con la vegetación, posiblemente debido a la reducción y viabilidad de propágulos micorrízicos después del disturbio, así como la mortalidad de raíces y el aumento de la disponibilidad de nutrientes a medida que el sitio se recuperaba.

En conclusión, el sitio de la reserva ecológica es un sitio resiliente ya que evidenció una recuperación rápida de la vegetación, donde se muestra la dominancia principal de las especies de *D. coccinea* y *M. robusta*, no obstante, puede verse afectada la estructura vegetal como la dominancia y la frecuencia de ciertas especies vegetales posterior a este tipo de disturbio. En relación a las condiciones del suelo, las variables aumentaron su contenido posteriormente, esto muestra que este tipo de ecosistemas tiene la capacidad de responder a los disturbios como los incendios, renovando la vegetación y por ende recuperando las condiciones del suelo después del disturbio.

1.Introducción

1.1. Sucesión ecológica

La sucesión ecológica es un proceso de cambio de una comunidad biótica a través del tiempo, el proceso inicia cuando ocurre un disturbio que modifica el microambiente imperante, y trae como consecuencia que las especies, ahí previamente establecidas, sean desplazadas por otras progresivamente, modificando las condiciones de ese espacio y posibilitando el establecimiento de nuevas especies, desarrollando una comunidad madura (Connell y Slatyer, 1977). Básicamente, existen dos posibles tipos de sucesión, de acuerdo a la intensidad y frecuencia de los disturbios. Cuando ocurre un disturbio de gran intensidad, tal que remueve toda la cubierta vegetal y el suelo donde se desarrolla, se le denomina sucesión primaria, y si el disturbio no es de tal intensidad o frecuencia como para eliminar la cubierta vegetal original, la comunidad podrá recuperarse a través de una sucesión secundaria (Horn, 1974).

La sucesión secundaria implica la colonización de especies vegetales de la misma comunidad donde ocurrió el disturbio, que ante el disturbio pueden expandir y regenerar sus poblaciones, sobre las que se encontraban antes del disturbio, hasta que se recupere en su productividad y estructura previas al disturbio (Martínez *et al.*, 2012). Así, por ejemplo, en el caso de que ocurra un fuego como un disturbio, la respuesta de la comunidad será un reemplazamiento progresivo de especies provenientes de la misma comunidad original, ya sea que estén en pie o en el banco de semillas.

También se ha descrito que en algunas comunidades vegetales, los procesos de sucesión no necesariamente son seriales, definidos como auto-sucesión, término que distingue una vegetación auto-reemplazable, sin un reemplazo con nuevas especies, ya que el cambio se ve dirigido por la propia comunidad en repetidas ocasiones como parte de su dinámica (Hanes, 1971). La auto-sucesión es, por tanto, parte de los procesos sucesionales donde el disturbio puede jugar un papel importante en la capacidad del ecosistema para recuperarse por sí mismo (Ugalde *et al.*, 2008).

Además al proceso que acompaña a la sucesión de manera paralela a la sucesión, es la *regeneración vegetal* la cual depende de los mecanismos a través de los cuales el ecosistema se recuperará después del disturbio, la regeneración es un parte de la sucesión ecológica y depende de varios factores como lo es el grado de deterioro que haya sufrido el

suelo tras el disturbio, la capacidad que tengan los rebrotes o propágulos para crecer y el número de propágulos que llegue a establecerse en el sitio (Keeley 1977; Kruger 1983; Keeley 1984). Se ha reportado que el banco de semillas en el suelo puede ser uno de los mecanismos de entrada o acumulación de propágulos que mayormente participan en el mantenimiento, renovación y persistencia de las especies de plantas durante la regeneración de la comunidad (Martínez-Orea *et al.*, 2010).

Un disturbio es un evento discreto en el tiempo, que desplaza o daña individuos, modificando los recursos o el ambiente abiótico en un sitio dado (Pickett *et al.*, 1989). Un disturbio, relativamente común en ambientes secos, es el incendio, cuyo origen puede ser natural o antropogénico, un *incendio* se refiere a la propagación del fuego sobre la vegetación y, se maneja más desde el punto de vista de manejo forestal, mientras que el *disturbio* se describe más desde un enfoque ecológico (Rowe, 1981). Se ha descrito que los disturbios pueden tener un efecto sobre la comunidad al incrementar la disponibilidad de micrositios, es decir, todos aquellos sitios en pequeña escala que tienen las condiciones ambientales adecuadas para la germinación y establecimiento de diversas especies vegetales; cabe señalar que el impacto de un disturbio depende mucho de su origen, y las condiciones espacio-temporales donde se desarrolle (Turner, 2010), además de su frecuencia e intensidad.

Como ya se mencionó, al ocurrir dicho disturbio, se inicia un proceso sucesional, donde va ocurriendo el reemplazamiento de especies vegetales con diferentes historias de vida y requerimientos ambientales para su germinación, establecimiento y crecimiento (Whelan, 1995). El conocer la trayectoria del proceso sucesional, permite explorar con mayor cuidado cada una de las fases hasta alcanzar la madurez de la comunidad, sin embargo, predecir las trayectorias sucesionales de un sistema es un tema complejo y más aún cuando es afectado por otros disturbios naturales o antropogénicos que pueden ocurrir durante dicha trayectoria (Paine *et al.*, 1998).

1.1.1. El fuego como disturbio

El efecto o impacto que puede tener este disturbio depende de su intensidad, frecuencia, extensión y la temporada en que ocurre, se han clasificado de acuerdo al lugar donde se ubican en: los de *superficie*, son los que se extienden horizontalmente sobre la superficie del suelo, lo cual modifica el estrato herbáceo ya que consume el mantillo, herbáceas y arbustos, el segundo son de *copas* que impactan al estrato arbóreo, afectando

principalmente a las copas de los árboles, este tipo de incendio es el más destructivo debido a que consume toda la vegetación (Bond y Van Wilgen, 1996), también si comienzan en forma superficial, las llamas empiezan a extenderse sobre el nivel del suelo y avanzan rápidamente del estrato herbáceo al arbóreo donde terminan consumiendo todas las copas de los árboles. Y finalmente, los incendios *subterráneos* que son aquellos que se producen bajo el suelo, se incendia la capa orgánica del suelo y, en consecuencia, se eliminan los rizomas, raíces y la biota edáfica, eliminando la oportunidad de regeneración a corto plazo del ecosistema (CONAFOR, 2010).

La comunidad biótica se ha adaptado de acuerdo al régimen del fuego que selecciona rasgos adaptativos tal que las especies vegetales que los poseen se pueden establecer una vez ocurrido un incendio o son capaces de resistirlo, aunque es probable que estos rasgos no solo se hayan originado en respuesta al fuego, sino también debido a múltiples factores determinantes en la evolución de las plantas (Keeley *et al.*, 2011). Entre los mecanismos y adaptaciones que presentan las especies vegetales frente a los incendios están por ejemplo, los rizomas resistentes de los helechos que empiezan a ser abundantes después de incendios superficiales y pueden brotar nuevamente, asimismo se incrementan las plantas fijadoras de nitrógeno y ciertas semillas son estimuladas para germinar después de un incendio, otra más es la resistencia del follaje ante un fuego debido al bajo contenido de resinas o aceites y alto contenido de agua que permite la supervivencia al paso del fuego (Miller, 2000). En contraste, especies carentes de adaptaciones o tolerancia al fuego, pueden sufrir una alta mortalidad ante el paso del fuego y el impacto sobre el ecosistema puede cambiar drásticamente la dinámica y composición de la vegetación y el resto de la cadena trófica (Jaksic y Fariña, 2015).

El disturbio modifica una serie de atributos de la comunidad y estos cambios se pueden expresar en términos de: estructura de la comunidad, diversidad, riqueza y su composición. En particular, en las regiones áridas se ha reportado un reemplazo de especies vegetales que son más susceptibles al daño por el fuego, tales como cactáceas, suculentas y arbustivas de cortezas delgadas y tallos resinosos (Manson *et al.*, 2009). Por otro lado, particularmente en comunidades de matorrales, los atributos como diversidad y riqueza son altos en etapas maduras post-fuego lo cual sugiere una alta resiliencia frente a los disturbios (Graciano *et al.*, 2018). También se identifica que ciertas especies de plantas resistentes al fuego tienden a dominar en el sitio, particularmente especies pirófilas, con la capacidad de

germinar posterior a la perturbación ya sea porque tienen fracturas en las cubiertas de las semillas que facilitan la entrada de agua y oxígeno y, por tanto, su germinación o las cenizas estimulan la germinación de las semillas y aseguran una mayor concentración de nutrientes hacia las plantas ya establecidas (Kivlin *et al.*, 2021).

Existen dos grandes grupos de especies vegetales según su respuesta al fuego (Keeley, 1977), las *especies rebrotadoras*, que tienen la capacidad de rebrotar después de un incendio y las *germinadoras*, es decir, aunque los individuos establecidos mueren persisten las especies en su banco de semillas bajo el suelo y ante la presencia de fuego, y la desaparición de los individuos adultos, pueden germinar y reproducirse exitosamente (Trabaud, 1990). Finalmente hay especies que no pueden rebrotar, ni sus semillas germinar, por tanto su colonización se facilita desde otro sitio externo adyacente a la zona quemada (Bodí *et al.*, 2012).

Cuando la frecuencia de incendios es muy alta, se intensifica la erosión, la pérdida de cobertura vegetal y el empobrecimiento en nutrientes, lo que también puede ir acompañado de la pérdida de hongos esenciales para el re-establecimiento de las comunidades vegetales (Marzano *et al.*, 2012). A pesar de que la vegetación puede tardar un largo periodo de tiempo en regenerarse, se reportan comunidades vegetales con respuesta positiva frente al disturbio mostrando un incremento en la productividad primaria, un aumento en la floración, dispersión de semillas, germinación y establecimiento de plántulas debido a la alta disponibilidad de nutrientes posterior al fuego (Juárez-Orozco y Cano-Santana, 2007). Incluso cuando los incendios son relativamente frecuentes sobre diferentes polígonos de vegetación, esto puede favorecer una heterogeneidad del paisaje, favoreciendo la diversidad de especies (Rodríguez *et al.*, 2002). Sin embargo, la respuesta de la vegetación post-fuego va a depender de las características de la vegetación y los mecanismos y dinámica de la propia comunidad para regenerarse. Las consecuencias de este disturbio impactan tanto a nivel de la vegetación como del suelo donde se modifican las propiedades físicas, químicas y biológicas, principalmente el contenido de materia orgánica, pH, actividad biológica y la estructura del suelo (Fernández y Magán, 2000).

1.2. Propiedades del suelo

Son todas aquellas propiedades características del suelo, se pueden subdividir en físicas, químicas y biológicas (Rosero y Osorio, 2013).

Las *propiedades físicas* son aquellas que se definen por el tamaño y la proporción en que se encuentran las partículas minerales, entre ellas se encuentran propiedades como: estructura, densidad aparente, estabilidad de agregados, infiltración, profundidad y humedad.

La presencia y el crecimiento de las plantas están estrechamente relacionados con estas propiedades físicas, por ejemplo la estructura del suelo evidencia los contenidos de arcillas, limos y arenas en el suelo, lo cual influye en el drenaje y el contenido de nutrientes lo cual contribuirá al desarrollo de la planta; así como también la profundidad y humedad también son variables que nos permiten conocer el desarrollo de las raíces y la capacidad de infiltración del agua (Bautista *et al.*, 2004).

Las *propiedades químicas* se relacionan con la calidad y disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas, entre ellas: pH, materia orgánica, conductividad eléctrica y nutrientes como el fósforo, nitrógeno y potasio (Brady y Weil, 2017). Estas propiedades de los suelos son controladas en gran parte por las arcillas y el humus, actuando como centros de actividad en cuyo alrededor se llevan a cabo complejas reacciones químicas; estas propiedades determinan también la dinámica y la actividad biológica en el suelo (Buckman y Brady, 1991).

Las *propiedades biológicas* son aquellas donde la comunidad de microorganismos representa un rol fundamental en el desarrollo de las funciones ecológicas del suelo. De la porción orgánica que posee el suelo, solo el 5% corresponde a micro-, meso- y macrofauna además de bacterias y hongos, el resto son raíces y materia orgánica, esta pequeña representatividad tiene mucha importancia para la transformación de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes. Se han propuesto una serie de indicadores biológicos fundamentales para evaluar la actividad biológica, como son respiración del suelo, relación C/N, actividad enzimática, población de lombrices, colonización micorrízica (Bracamontes *et al.*, 2016).

1.3. Parámetros abióticos del suelo modificados frente a incendios

Las propiedades del suelo pueden monitorearse a través de indicadores o parámetros espaciales y temporalmente dimensionados de las propiedades y dinámicas del mismo

(Bracamontes *et al.*, 2016). Los parámetros edáficos son las variables que nos permitirán definir los valores que describen la calidad del suelo, actualmente se intenta integrar parámetros biológicos, químicos y físicos para lograr una interpretación adecuada de las condiciones del suelo, así como entender las relaciones las relaciones planta-suelo que promueven la revegetación post-fuego (Iglesias López, 1993).

Los incendios forestales son una de las principales causas de la degradación del suelo y la pérdida de nutrientes a través de la volatilización y la erosión (Gómez-Reyes *et al.*, 2013). La degradación por esta causa genera un aumento de escurrimiento ya que la estructura del suelo se ve afectada por la destrucción de sus agregados (Zimmerman *et al.*, 2010; Minervini *et al.*, 2018). Como parte de la estructura del suelo, el contenido de materia orgánica (MO) se ve modificado ya que se libera una cantidad importante de ésta debido a la combustión, lo cual produce una pérdida de agregados e incluso una disminución en la reserva de carbono total en el suelo (Osman, 2013); estos cambios se concentran generalmente en los primeros 0 a 20 cm de profundidad del suelo, no obstante en algunos casos, esta pérdida en la reserva de carbono es variable dependiendo del tipo de ecosistema (Pellegrini *et al.*, 2022). La MO puede sufrir una leve transformación, es decir, puede quemarse en forma incompleta u oxidarse de forma completa, esto dependerá de la intensidad y duración del fuego; así, los cambios en la MO influyen en el contenido de carbono sobre el suelo y en general se reportan pérdidas en el carbono total (C) contenido en el suelo ya sea por los procesos de lixiviación, volatilización, mineralización y erosión del suelo frente al fuego (Maslov *et al.*, 2020).

En los sistemas mediterráneos se ha reportado que inmediatamente tras el fuego, se presenta un aumento en el contenido de nutrientes, resultado de la deposición de cenizas y la mineralización, los cuales son factores para determinar la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Caon *et al.*, 2021). Se ha reportado que, tras el fuego, el pH del suelo tiene un aumento significativo, sin embargo, se señala que en quemas de baja intensidad no se encuentran variaciones de pH, o si se detectan son muy pequeñas ya que se reporta que es necesario un aumento de temperatura de 450 °C para que el incremento sea notable (Khoury *et al.*, 2006).

El fuego puede alterar el contenido, la forma y distribución de materiales siempre dependiendo de la intensidad del disturbio, se ha reportado que, ante un fuego severo, el nitrógeno y la materia orgánica se volatilizan, teniendo pérdidas variables de C y N, no

obstante, si el incendio es de baja intensidad, puede haber un incremento de estos dos elementos debido a una combustión incompleta, acumulándose cenizas negras (Raison, 1979). Otros estudios reportan que los contenidos de MO y las relaciones carbono-nitrógeno son poco afectados, ya que más tarde durante el proceso de regeneración se va compensando por un incremento de la fijación de nitrógeno atmosférico, debido al establecimiento de leguminosas en sistemas mediterráneos (Vega *et al.*, 2000).

1.4. Parámetros bióticos del suelo modificados frente a incendios

Respecto a las propiedades biológicas del suelo existe amplia literatura que evidencia los impactos del fuego sobre éstas, se necesita una temperatura entre 50 y 150 °C para provocar la desintegración de la materia biológica del suelo y provocar la eliminación de raíces finas, bacterias, hongos y semillas del suelo (Alcañiz *et al.*, 2018), también se reporta pérdida de biomasa microbiana en el suelo asociado a los cambios en la disponibilidad de nutrientes después del fuego. Se ha reportado en pastizales (Fultz *et al.*, 2016) modificaciones de las comunidades microbianas donde el fuego provoca un cambio de una comunidad fúngica dominando sobre una comunidad microbiana, esto posiblemente al aumento de pH y la disponibilidad de nutrientes en el suelo.

1.4.1. Parámetros bióticos afectados por incendios: hongos micorrizógenos arbusculares (HMA).

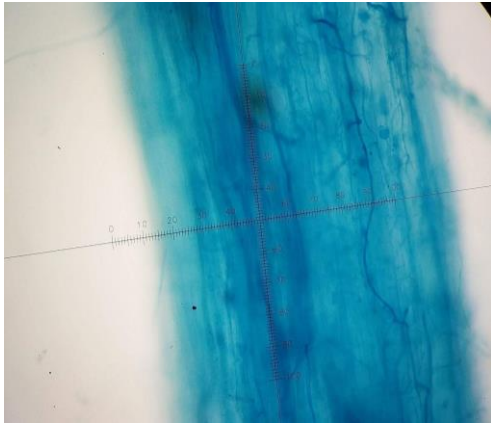
Los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) forman asociación con al menos 80 % de las angiospermas, y se les refiere como aquellos que forman una estructura característica, los arbuscúlos, los cuales se producen dentro de la corteza de la raíz, donde se tiene lugar el intercambio de nutrientes entre el hongo y la planta (Smith y Read, 1997). El hongo incrementa la superficie de captación de nutrientes y agua para las plantas por tanto es un indicador biológico fundamental para monitorear la disponibilidad de nutrientes en el suelo, además puede ser una variable útil que responde rápidamente a los cambios o modificaciones que enfrenta el ecosistema, lo cual es valioso para caracterizar o monitorear las condiciones del suelo (Bracamontes *et al.*, 2016). Los HMA son un sumidero importante en la fijación de carbono fotosintetizado, incrementan la capacidad de las plantas para la absorción de nutrientes y participan en los flujos de agua a nivel de rizósfera manteniendo el estado hídrico de los tejidos (Smith y Read, 1997). Asimismo, la diversidad de HMA influye en la

productividad, en la estructura y en la diversidad de la vegetación ya que se ha reportado que hay una correspondencia entre el patrón de dominancia de especies vegetales con el de comunidades de especies de HMA encontradas (Monroy-Ata y Ramírez Saldivar, 2018).

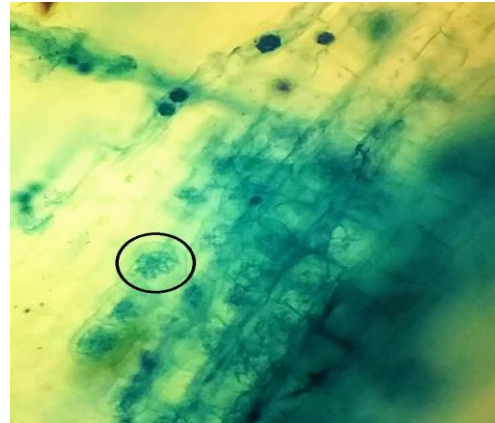
1.4.2. Colonización intrarradical por HMA

Atendiendo a la importancia que tienen los HMA en la captación de nutrientes minerales para las plantas, éstos la realizan a través de dos mecanismos conjuntos, uno es la producción de micelio extrarradical que se extiende en el suelo a partir de hifas exploradoras en búsqueda de nutrientes, y el segundo es la presencia de estructuras fúngicas dentro de las raíces, hifas intracelulares e intercelulares, lo cual se conoce como colonización intrarradical, representada por ciertas estructuras (hifas, arbuscúlos, esporas, ovillos y vesículas) (Smith y Read, 2008; Schüßler y Walker, 2010; Camarena, 2012; Cuenca, 2015).

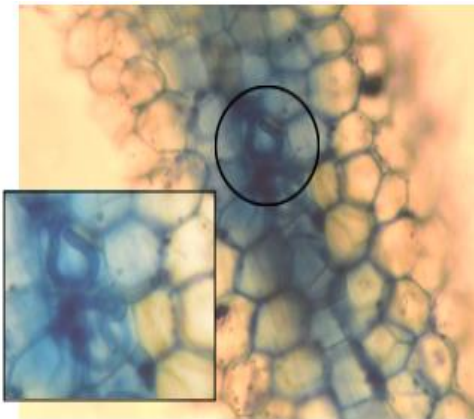
- a) Hifas: Son hifas continuas finas y gruesas, cenocíticas, son capaces de transferir nutrientes, metabolitos y agua a las células corticales de las raíces.
- b) Arbuscúlos: son ramificaciones sucesivas de la hifa donde tiene lugar el intercambio bidireccional de nutrientes, agua y fotosintatos, entre el hongo y la planta. La colonización tipo Arum se caracteriza por la formación de arbuscúlos e hifas intercelulares.
- c) Ovillos: Son enrollamientos de las hifas que también, se cree, están relacionados con el intercambio de nutrientes. Los ovillos se forman a partir del tipo de colonización *París* donde las hifas intercelulares conforman un enrollado hifal de manera que se les ha adjudicado semejante función a los arbuscúlos.
- d) Vesículas: Tienen forma esférica, ovalada, ahusada, y son formadas en y entre las células corticales, a menudo contienen grandes gotas de aceite ya que pueden ser engrosamientos de hifas donde se almacenan lípidos.
- e) Esporas: Son estructuras asexuales de dispersión y tolerantes al estrés, son importantes para iniciar nuevas colonizaciones en distintos tipos de ambientes y su descripción permite tener una aproximación morfológica a la estructura de la comunidad de los HMA en un determinado sitio.



a) Colonización por hifas (400x)



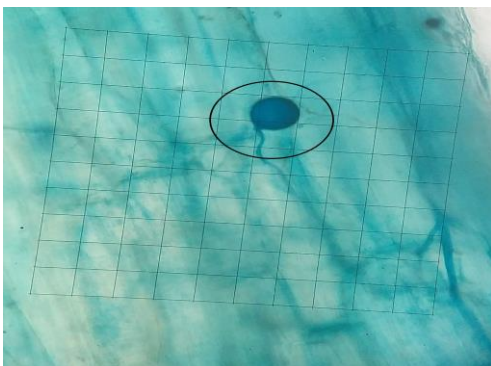
b) Arbúsculos (400x)



c) Ovillos (400x)



d) Vesículas (400x)



e) Esporas (400x)

Figura 1. Fotografías de las estructuras micorrícicas. La fotografía del inciso “c” fue tomada del estudio de Valle (2023), las restantes fueron obtenidas del presente estudio.

La colonización inicia con el contacto de las hifas infectivas producidas por propágulos fúngicos, ya sean esporas viables, micelio extrarradical o fragmentos de raíz colonizados. Las hifas al reconocer la presencia de raíces en el suelo proceden a establecer contacto y crecer inicialmente sobre la superficie, posteriormente entran a la raíz formando un apresorio, ramificándose dentro de las células corticales (Bago *et al.*, 2000). Una vez que la hifa penetra, ésta se extiende de manera radial por la epidermis y exodermis a través de dos tipos de colonización micorrícica tipo *Paris* o *Arum* (Brundrett, 2004). Ambos tipos de colonización se distinguen por sus características morfológicas, en el tipo *Paris* se presenta un desarrollo extensivo de ovillos y las hifas colonizan intracelularmente donde forman circunvoluciones en las células de la corteza, a partir de estos enrollados hifales se pueden producir algunos arbuscúlos (Leone *et al.*, 2014). Y en el tipo *Arum* se desarrollan hifas intercelularmente que se ramifican y dan lugar a arbuscúlos, además se pueden presentar ovillos (Brundrett, 2004).

Durante el proceso de colonización de HMA, se ha reportado que en temporada de secas el micelio permanece principalmente por la presencia de plantas crasas (cactáceas, agaváceas y crasuláceas), mientras que la producción de raíces se reduce (Miller *et al.*, 1995); por ello en el caso de la colonización intrarradical por arbuscúlos, la presencia de ellos puede deberse a que son sitios donde ocurre el mayor intercambio de metabolitos entre plantas y HMA y en la temporada de secas las plantas están limitadas no sólo por el estrés hídrico, sino por una baja disponibilidad de nutrimentos, los HMA proporcionan hasta un 80% y 25% del P y N (Panwar y Tarafdar, 2006), solo así las plantas mitigan el estrés hídrico y aumentan su crecimiento, no obstante, frente a los disturbios, los HMA son sujetos constantemente a condiciones adversas, como decremento de la humedad, de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes, y aumento de la temperatura, también el nivel de colonización tiene un efecto sobre la estructura vegetal durante la sucesión ecológica (González-Chávez *et al.*, 2008).

Los efectos del fuego sobre HMA en general señalan que después del proceso de regeneración provocado por un incendio se puede reanudar la actividad micorrízica, ya que a pesar de que el micelio fue afectado directamente, en cierta medida se mantienen las esporas como fuente de colonización, por tanto la composición de la comunidad de HMA es muy parecida a la del banco de esporas existente antes de la perturbación (Lango *et al.*,

2014), sin embargo se tienen estudios de Rashid *et al.* (1997) donde concluye que un incendio puede afectar la proliferación de HMA debido a un cambio en las propiedades del suelo, se señala que las condiciones del suelo posteriores a la perturbación son las que determinan de qué manera responderán la colonización de HMA, por tanto se considera importante evaluar de manera conjunta las propiedades de suelo como son los contenidos de nitrógeno, carbono y fósforo que tienen importante influencia sobre los HMA ya que la proporción de estos elementos definirá la eficiencia y funcionamiento de la interacción (Johnson, 2010).

1.5. Matorral xerófilo

Las zonas áridas y semiáridas de México ocupan entre el 50% y 60% de la superficie del país, en estos tipos de ambientes factores como el clima y la topografía determinan los patrones de distribución espacial y temporal de las comunidades vegetales (Valentín *et al.*, 1999). Este tipo de vegetación presenta muchos endemismos, además de señales de deterioro debido a las actividades humanas tal como la sobreexplotación de algunas especies y los incendios (Monroy *et al.*, 2009). Dentro de los matorrales xerófilos dominan las formas de crecimientos arbustivas y herbáceas, las plantas que crecen en este tipo de vegetación presentan claras adaptaciones fisiológicas y ecológicas permitiendo el establecimiento de variedad de formas y especies (Castillo-Agüero *et al.*, 2007).

A pesar de las condiciones ambientales extremas que tiene el matorral xerófilo como la baja fertilidad en el suelo, escasez de agua, suelos pobres en fósforo, y la alta variación espacial y temporal en los nutrientes, la comunidad de matorral xerófilo llega a mantener los niveles de productividad, como producción de biomasa y desarrollo vegetativo, en el ecosistema, gracias a la asociación con los HMA (Camargo-Ricalde *et al.*, 2003) ya que éstos, por ejemplo, brindan a las plantas tolerancia a la sequía y mejora en la absorción de agua y de nutrientes especialmente fósforo, dado que las hifas pueden explorar sitios donde las raíces no tienen acceso; estudios reportan que los HMA se distribuyen más ampliamente en este tipo de vegetación de matorral y también con mayor riqueza de especies (Camargo-Ricalde *et al.*, 2003, Hernández-Cuevas *et al.*, 2003).

Chimal-Sánchez *et al.* (2015) reportaron una disminución en la riqueza de HMA en un matorral xerófilo después de un incendio, y concluyeron que la identidad de la planta determinaba mucho la riqueza de HMA que llegue a establecerse después del fuego, respecto a esto se ha reportado que las especies vegetales más dominantes o codominantes en sus comunidades (con un alto valor de importancia (IVI)) presentan alto grado de micorrización por HMA si bien esto no señala una especificidad por colonizar una especie de planta, sino más bien, desde el punto de vista ecológico, la asociación puede ser fundamental dentro de un gremio de plantas bajo una de las denominadas “islas de recursos” (Camargo-Ricalde *et al.*, 2003).

Las islas de recursos son un componente reportado en la mayoría de los ecosistemas áridos donde una planta comúnmente llamada “planta nodriza” establece una relación de cooperación entre las especies vegetales que crecen bajo su cobertura, es una interacción que mantiene al microclima mediante su transpiración y aporte de materia orgánica (Monroy *et al.*, 2007), además de promover la producción de propágulos micorrízicos creando un micrositio favorable para el establecimiento de plantas ante condiciones tan adversas dentro de un matorral xerófilo. Las familias botánicas con mayor número de especies reportadas como micorrízicas para las zonas áridas y semiáridas de México son Poaceae, Fabaceae, Agavaceae y Cactaceae (Camargo-Ricalde *et al.*, 2003; Bashan *et al.*, 2007; Bethlelvalay *et al.*, 2007; Monroy *et al.*, 2009; Camargo-Ricalde *et al.*, 2003).

Los matorrales xerófilos son en general afectados más por los eventos de fuego considerándolo como un modelador ambiental regional y consumidor abiótico de la vegetación, el fuego puede afectar a diferentes escalas desde la fenología de la planta hasta en las propiedades del suelo, se ha reportado que las plantas las cuales resistieron después de un disturbio tienen asociación directa con HMA (Hernández-Cuevas *et al.*, 2003), por tanto probablemente tengan un rol para impulsar a las comunidades en su regeneración. Si bien el fuego puede estimular la germinación de las semillas y, por tanto, la regeneración, es importante considerar la intensidad del fuego, ya que a temperaturas mayores de 120°C destruyen las semillas en un matorral, las temperaturas que pueden exceder los 300°C en el mantillo, asegurando así la destrucción del banco de semillas (Sampson, 1944; Sweeney 1956).

2. Antecedentes

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) se encuentra sometida a disturbios como los incendios. La causa de estos incendios es totalmente antropogénica ya que las condiciones originales del ecosistema del pedregal no favorecen los incendios. La topografía del pedregal permite al fuego dispersarse rápidamente por las grietas, hondonadas y la accidentada topografía (Zambrano *et al.*, 2016).

La REPSA cuenta con 237.3 hectáreas que son la tercera parte del campus universitario. La Reserva se divide en tres zonas núcleo: Zona Núcleo Oriente (52.43 ha), Poniente (94.9 ha) y Sur Oriente (23.81 ha), y 13 zonas de amortiguamiento (66 ha). A pesar de que se desconoce el régimen de incendios en la REPSA, se ha reportado que el 84% de los incendios ocurren entre enero y mayo que corresponde a la temporada de secas, y el 90% del área quemada ha sido en las zonas núcleo mientras que el resto en las áreas de amortiguamiento y remanentes de pedregal (Zambrano *et al.*, 2016).

Los incendios generados en la REPSA, desplazan, dañan e eliminan semillas e individuos de diversas especies vegetales; por ejemplo, se ha reportado que por cada individuo de zacatón (*Muhlenbergia robusta*) se pierde el hábitat para 158 especies de animales totales incluyendo organismos de cadenas biófagas y saprófagas, (López-Gómez *et al.*, 2009). Como la regeneración natural en el pedregal depende en gran medida de la lluvia de semillas (30% de las especies), los cambios observados en este proceso podrían tener consecuencias importantes en la composición y estructura de esta comunidad, aunque algunas especies del pedregal no se ven afectadas por los incendios, ya que se ha observado que estas se encuentran en estado latente en forma de bulbos, meristemos o tubérculos como *Dahlia coccinea*, *Dioscorea galeottiana*, *Milla biflora*, *Peperomia campylotropa*, *Cyperus* spp., *Bletia urbana* y *Phlebodium areolatum* las cuales lograron una recuperación de su cobertura vegetal después de un incendio, además de acumular materia orgánica seca almacenada en el mantillo, que en temporada de secas alberga en promedio un kilogramo y medio de materia muerta por metro cuadrado (Martínez-Mateos, 2001).

Se han realizado estudios acerca de los cambios con respecto a la estructura vegetal frente a un incendio y se ha reportado que no hay diferencias entre las características de la diversidad, abundancia en la comunidad vegetal de la REPSA entre sitios conservados y después de recuperarse (Hernández-Herrerías, 2011); asimismo relacionado a la comunidad vegetal se ha analizado la capacidad que tienen las especies vegetales para colonizar espacios

después de un incendio en la REPSA y estos reportan mayores valores de abundancia y de riqueza de diásporas después de un incendio, lo que señala la disponibilidad de las especies en forma de diásporas para colonizar y pueda regenerarse el sitio, sin embargo, estos sitios también son una ventana de oportunidad para las especies exóticas o las especies introducidas que llegan con la lluvia de semillas, por lo que representan un factor de riesgo para un cambio potencial en la estructura y composición del ecosistema (Martínez-Orea *et al.*, 2012). A pesar de lo anterior, un estudio realizado por Juárez-Orozco (2005) encontró diferencias en la biomasa vegetal entre los sitios incendiados respecto de los sitios no incendiados.

Los estudios referentes a los incendios de la reserva son muy pocos, sólo existen cinco investigaciones que estudiaron la dinámica del fuego en el Pedregal de San Ángel (Cano- Santana y León Rico, 1998; Juárez-Orozco, 2005; Martínez-Mateos, 2001; Martínez-Orea, 2001; Vivar-Evans *et al.*, 2006), la mayoría enfocadas en el impacto a comunidades vegetales, de ahí lo fundamental de generar más estudios del efecto de los incendios sobre las propiedades del suelo y sobre la comunidad de HMA, sabiendo que hay una mayor riqueza de especies de HMA en este tipo de ecosistemas áridos (Varma, 1996).

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Caracterizar la estructura vegetal y algunas propiedades edáficas bióticas y abióticas post-incendio en un sitio de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

3.2. Objetivos particulares

- Caracterizar la comunidad vegetal durante el proceso de sucesión después de un incendio en el matorral xerófilo en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.
- Estimar la colonización intrarradical de HMA posterior al incendio.
- Comparar el porcentaje de materia orgánica, nitrógeno y carbono totales y del pH en zonas posteriores a un incendio.

3.3. Hipótesis

- La estructura vegetal y el porcentaje de colonización intrarradical de los sitios donde ocurrió el incendio se asemejarán en corto tiempo a la de aquellos que presentaron tal disturbio.

- Se encontrará mayor diversidad de especies vegetales en el sitio quemado comparado con el no quemado.
- El aumento de recursos (disponibilidad de nutrientes), repercutirá en una disminución de la colonización intrarradical en sitios quemados.
- Se espera que la baja disponibilidad de contenido de agua repercuta en un menor porcentaje de colonización intrarradical.

4. Métodos

4.1 Sitio de Estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) está inmersa en Ciudad Universitaria, se ubica al suroeste de la Ciudad de México con una altitud de 2,200 - 2,277 m.s.n.m. ocupando un área fragmentada de 2.47 km² (Lot y Cano-Santana, 2009). Presenta un clima templado subhúmedo con una precipitación promedio anual de 835 mm y una temperatura media anual de 15.5 °C, con una marcada estacionalidad, la temporada de lluvias abarca los meses de junio a octubre y la temporada de secas de noviembre a mayo. Se compone de una vegetación tipo matorral xerófilo el cual se distribuye bajo un sustrato de lava basáltica originado por la erupción del Volcán Xitle hace 1670 años (± 35 años), lo que representa una gran heterogeneidad ambiental producida por su orografía, la cual origina diferentes condiciones microambientales y determina la gran diversidad florística y faunística del pedregal (Castillo Argüero *et al.*, 2007). La REPSA se divide varias zonas núcleo y de amortiguamiento, de las cuales esta investigación se centró en la Zona Núcleo Poniente (94.9 ha) donde se reportó un incendio el 11 de febrero de 2019 (Fig. 2).

Los suelos son de origen volcánico, su espesor varía de acuerdo con la topografía ya que en el sitio está marcadamente accidentada, con grietas, hoyos profundos y/o con altos promontorios rocosos. Rzedowski (1954) reporta que los suelos para la zona son arenosos-limosos moderadamente ácidos (pH 6.1), contienen una gran cantidad de materia orgánica (12.1%) mientras que son pobres en nitrógeno (0.8% de N total, 0.00021% de NO₂, una cantidad menor de 0.00014% de NO₄) y fósforo (0.00002%) aprovechables, pues estos elementos se encuentran combinados con la abundante materia orgánica. Una publicación

más reciente Castellanos-Vargas *et al.* (2017) integra variables de los procesos físicos del suelo, encontrando un efecto significativo de la topográfica sobre las propiedades físicas, principalmente de la materia orgánica fue el atributo con mayor influencia sobre los sitios.



a) Durante el incendio del 2019 en la REPSA

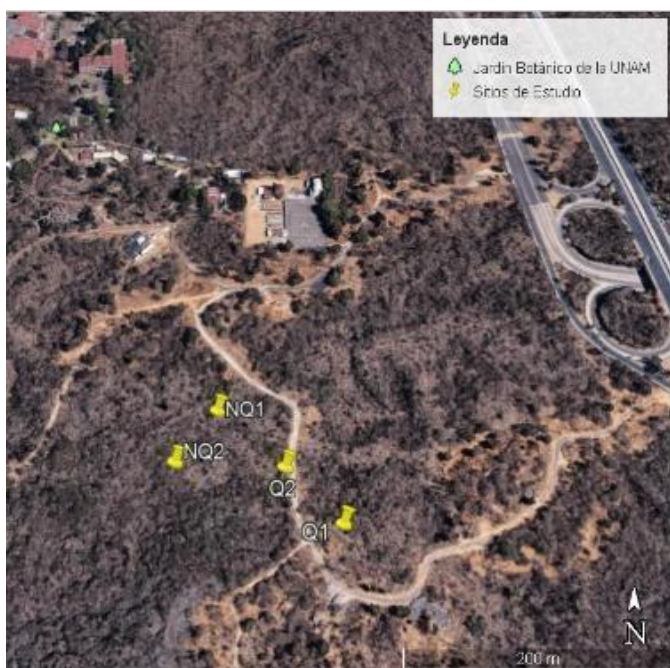


b) Después del incendio en 2019 en la REPSA

Figura 2. Fotografías tomadas de la REPSA del incendio en la Zona Núcleo Poniente el 11 de febrero del 2019. a) durante el incendio; b) después del incendio

4.2. Caracterización del sitio

Las características de los sitios quemados son sitios planos abiertos, con expuesta y escasa acumulación de suelo y mantillo, la incidencia solar y la evaporación son altas y en ellos abundan las hierbas y arbustos y algunos árboles, los sitios de muestreo se seleccionaron de acuerdo a la fisonomía de los sitios quemados ya que estos presentaban abundante *Opuntia* spp. (Fig. 3).



Sitio	Coordenadas	Elevación m.s.n.m.
Q1	19°18'56.9 "N 99°11'28.8" W	2325
Q2	19°18'57.5 "N 99°11'29.8" W	2328
NQ1	19°18'59.1 "N 99°11'31.4" W	2342
NQ2	19°18'59.1 "N 99°11'32.5" W	2330

Figura 3. Sitio de Estudio. Zona Núcleo Poniente, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

4.3. Muestreo de Campo

Llevé a cabo tres muestreos el día 23 mayo (temporada secas) y 28 agosto 2019 (temporada lluvias), y 23 de enero 2020 (temporada secas) en la zona del incendio en la Zona Núcleo Poniente de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, seleccioné dos sitios de muestreo, recientemente quemados (Q) y no quemados (NQ), donde en cada sitio se realizaron dos cuadros de 5×5 m (Figs. 4 y 5); de cada cuadro tomé cinco muestras de suelo y se colocó en una bolsa, el suelo se tamizo para realizar los análisis de las variables edáficas, y de allí se procuró tomar las raíces de plantas para hacer el análisis de porcentaje de colonización. Tomando el mismo cuadro de 5x5m estimé la cobertura de cada especie vegetal encontrada y tomé fotografías de los ejemplares para su identificación taxonómica (Castillo-Argüero *et al.*, 2007) a nivel de morfoespecie; para corroborar los nombres de las especies las consulté en las bases de datos del IPNI (International Plant Names Index).

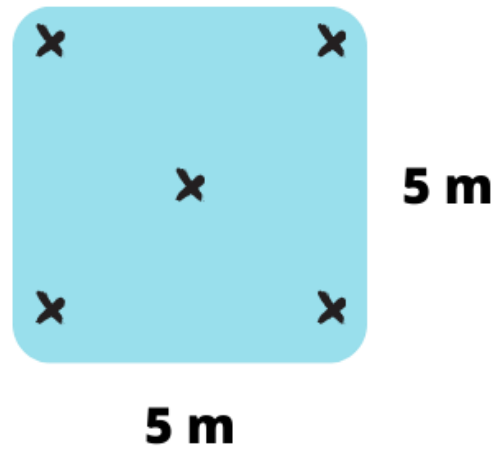


Figura 4. Esquema de muestreo de cada cuadro.



Figura 5. Sitio de estudio en la Zona Núcleo Poniente de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. A) Muestreo realizado en secas, mayo 2019, B) Muestreo realizado en lluvias, agosto de 2019. Fotografías tomadas el día del muestreo.

4.4. Parámetros edáficos bióticos

Para los sitios quemados y no quemados, de cada muestra determiné el pH en una suspensión de suelo y agua destilada (proporción 1:2.5 peso/volumen) (NOM-021-RECNAT-2000) con un potenciómetro equipado con un electrodo (Marca Hanna Instruments). Para obtener el contenido de la materia orgánica (MO) apliqué el método de calcinación que consiste en colocar 5 g de suelo tamizado con un tamiz de apertura 2 mm, a 600°C durante 2 horas en la mufla (Marca Felisa); con base en el peso de las cenizas obtenidas calculé el contenido de carbono (C) y nitrógeno (N) utilizando las constantes de Van Bemmelen (1890). Estimé el contenido de humedad con el método gravimétrico, para ello coloqué en un horno (Marca Binder) por cada muestra 5 g de suelo tamizado a 105°C durante 2 horas (Aguilera, 1989; Jarrel *et al.*, 1999).

4.5. Tinción y cuantificación de colonización intrarradical

Del suelo colectado se obtuvieron las raíces de plantas para la evaluación de la colonización por HMA. Para ello utilicé la técnica de Phillips y Hayman (1970) modificada para la tinción de raíces (*Ver anexo 1*). Para estimar el porcentaje de colonización, por cada portaobjetos coloqué de 20 a 25 fragmentos de raíces finas de una longitud entre 1 y 2 cm sobre alcohol polivinílico como medio de montaje y las cubrí con un cubreobjetos (Fig. 6). En total se monté 20 laminillas, 10 laminillas para el sitio Q y 10 laminillas para el sitio NQ. Una vez montadas las raíces teñidas, por cada muestra leí entre 70 y 100 campos de observación (con el objetivo de 20X) y contabilicé la presencia o ausencia de las estructuras fúngicas, por cada campo, observé: hifa, arbúsculo, espora, oville, vesícula. Con estos datos procedí a calcular el porcentaje de colonización fúngica por estructura y total (Hernández-Cuevas *et al.*, 2008).

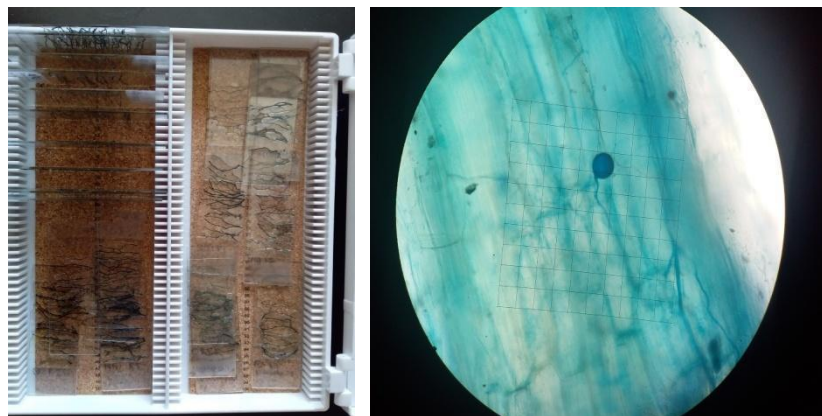


Figura 6. Técnica de tinción de raíces. Observación al microscopio 40x.

4. 6. Análisis de los datos

Cobertura vegetal. Por un lado, calculé el Índice de Valor de Importancia (IVI) y por el otro, el índice de diversidad de Shannon-Wiener y el análisis de similitud a partir de la distancia euclidiana y método unión del UPGMA, estos dos últimos con el programa PAST. Calculé el IVI a partir de la presencia y frecuencia de las especies, este índice define cuáles de las especies presentes contribuyen en mayor medida a la estructura de la vegetación y para este estudio apliqué y modifiqué la fórmula definida por Curtis y McIntosh (1951):

$$IVI = \text{Dominancia relativa} + \text{Frecuencia relativa}.$$

Para comparar estadísticamente el índice de Shannon-Wiener entre los sitios apliqué la prueba de t de Hutchenson (Magurran, 1988). Para cada especie calculé el IVI a partir de dos variables: *frecuencia* con base a su presencia en los sitios de muestreo quemados (Q) y no quemados (NQ) y *dominancia* a través de la cobertura de la especie sobre el área ocupada.

Suelo. para las variables del suelo (MO, C y N, contenido de agua, pH) se aplicó una transformación con $x' = \arcsen \sqrt{\%}$, y posteriormente se verificó la normalidad de los datos, una vez comprobada se aplicó una ANOVA de dos vías (tiempo; sitio) para cada variable de respuesta, considerando como factores el tiempo con tres niveles: mayo, agosto, enero y sitio con dos niveles quemado (Q) y no quemado (NQ). Los análisis estadísticos se realizaron en *Statistica* (Statistica, 2011) y en *PAST* (PAST 2001).

Porcentaje de colonización. Respecto a las variables de colonización, se aplicó una transformación con $x' = \arcsen \sqrt{\%}$, posteriormente se verificó la normalidad y calculé un ANOVA de dos vías (tiempo; sitio) y realicé una prueba de Tukey para conocer las diferencias entre los grupos de datos. Los análisis estadísticos se realizaron en *Statistica* (Statistica, 2011).

5. Resultados

5.1. Vegetación

Identifiqué un total de 37 morfoespecies vegetales para los sitios Q y 33 en los sitios NQ durante la temporada de lluvias (agosto). En contraste, en la temporada de secas (enero) encontré 15 morfoespecies en el sitio Q y 21 en NQ. La vegetación predominante en estos sitios afectados por el disturbio presenta un patrón de crecimiento herbáceo, siendo las familias más representadas por Asteraceae, seguido de Cyperaceae, Poaceae y Commelinaceae.

Diversidad ecológica. La diversidad no fue significativamente diferente entre los sitios quemados y no quemados en la temporada de lluvias (agosto) ($t = 0.25, p < 0.79$), pero sí hubo diferencias significativas entre sitios quemados y no quemados en temporada de secas (enero) ($t = -2.67, p < 0.008$).

Entre los sitios no quemados en lluvias (agosto) y en secas (enero), se encontró que la diversidad es significativamente diferente ($t = 2.2766, p < 0.023$), ya que se observa el valor de la diversidad es menor en secas (enero) respecto a lluvias (agosto). Respecto entre los sitios quemados en lluvias (agosto) y secas (enero) también se encontró diferencias significativas ($t = 4.006, p < 0.001$), se observa que en secas (enero) se reporta menor índice de diversidad ($H = 2.19$), a diferencia de lluvias (agosto) ($H' = 2.79$). A continuación se muestra en los cuadros 1 y 2 con los valores de p-value y los valores del índice de Shannon Wiener.

Cuadro 1. Valores p-value de los sitios-temporadas. *ns*: no significativo

	Q lluvias (agosto)	NQ lluvias (agosto)	Q secas (enero)	NQ secas (enero)
Q lluvias (agosto)	-			
NQ lluvias (agosto)	n.s.	-		
Q secas (enero)	<0.001	<0.001	-	
NQ secas (enero)	n.s.	<0.001	<0.001	-

Cuadro 2. Valores del Índice de Shannon Wiener.

	Lluvias (agosto)		Secas (enero)	
	NQ	Q	NQ	Q
Índice de Shannon Wiener H'	2.95	2.93	2.62	2.26

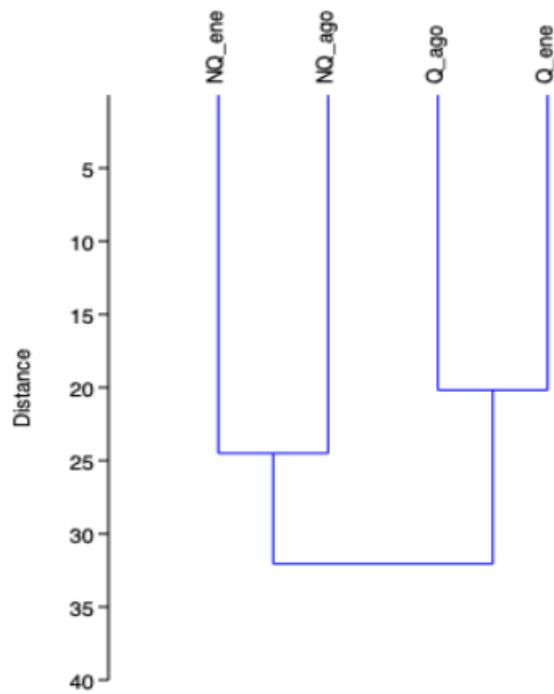


Figura 7. Análisis de similitud con base en distancias euclidianas.

Los sitios quemados(Q) constituyen un grupo en cuanto a su composición, al igual que los no quemados (NQ), se agrupan por su condición de disturbio mas que por su temporada de lluvias (agosto) y secas (enero) (Fig. 7).

Índice de Valor de importancia. A continuación, se presentan los valores de IVI gráficamente por temporada de lluvias (agosto) y secas (enero), evidenciando los sitios quemados y no quemados. Los valores de IVI pueden ser consultados en el cuadro del anexo 4.

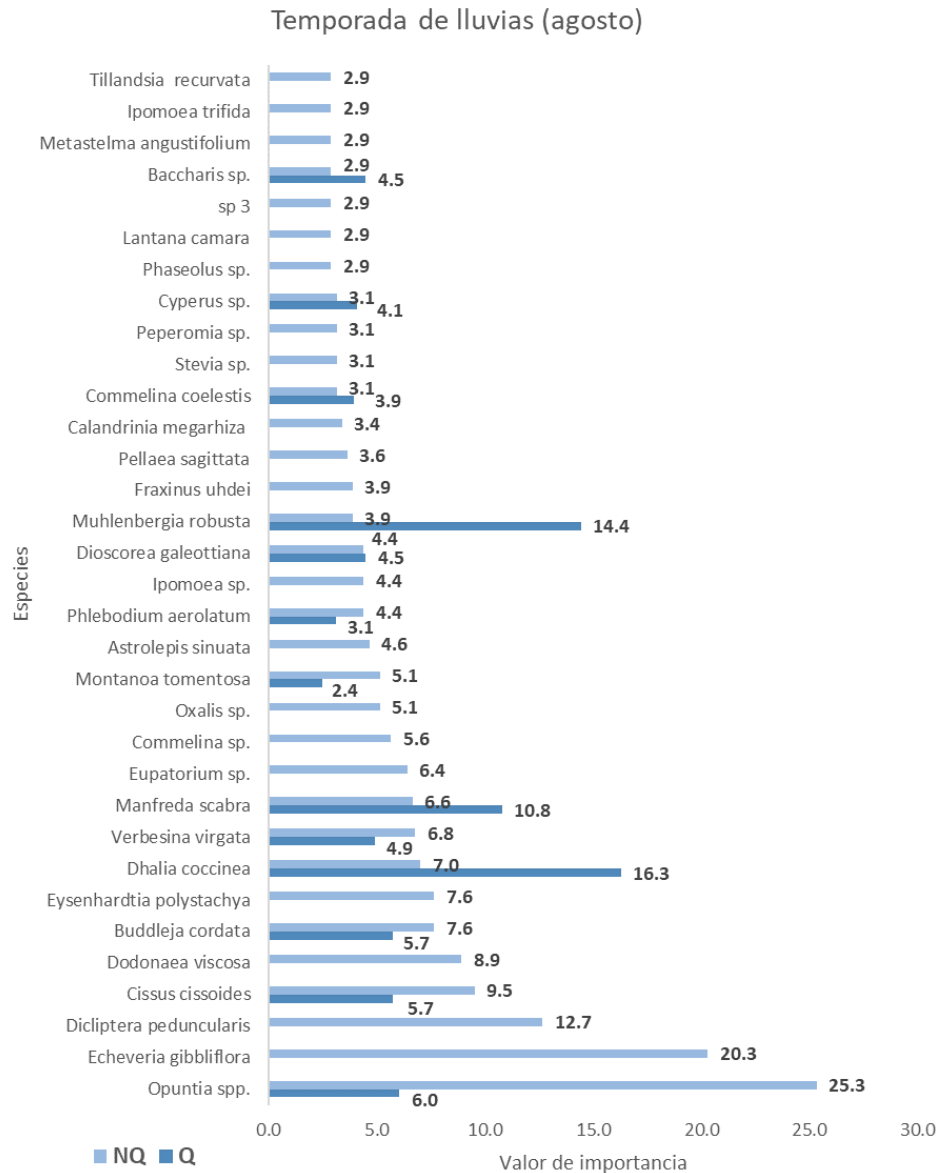


Figura 8. Índices de valor de importancia en la temporada de lluvias (agosto, 2019).

Respecto al IVI para la **temporada de lluvias** (agosto) identifiqué que las tres especies que tuvieron mayor índice de valor de importancia ecológica fueron *Opuntia* spp. (25.31) en sitios no quemados, donde muestra que es cuatro veces mayor el IVI respecto a lo reportado al sitio quemado (6.03), le sigue *Echeveria gibbiflora* (20.30) y *Dicliptera peduncularis* (12.66) presentes solo en sitios no quemados. También encontré que la especie de *D. coccinea* (16.3) en sitios quemados presenta el doble del valor de IVI respecto al no quemado, la especie *M. robusta* también presenta un poco más del triple del IVI en los sitios quemados que en el no quemado (Fig. 8).

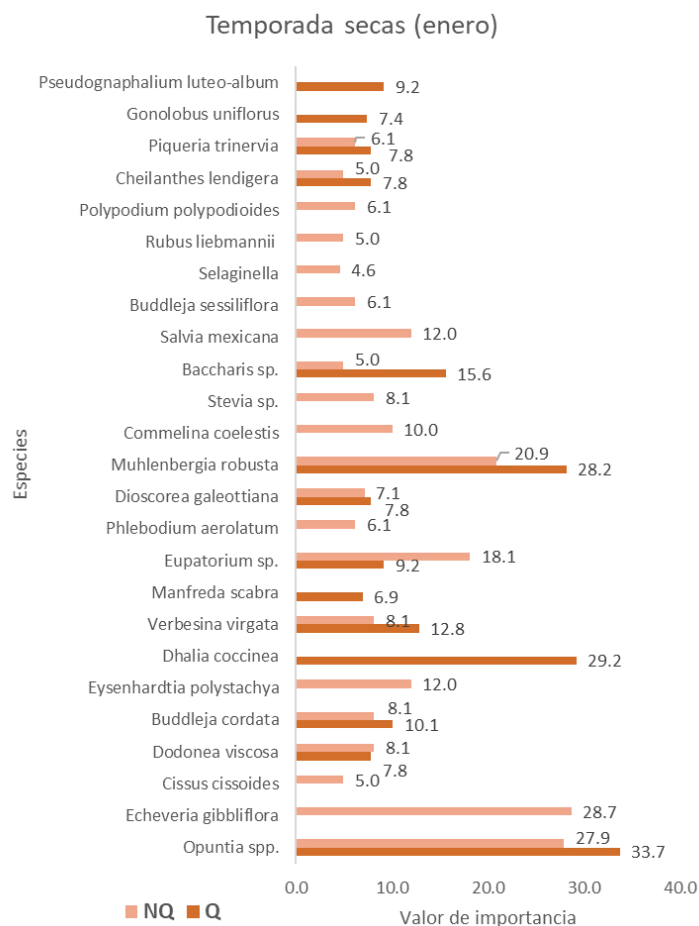


Figura 9. Índices de valor de importancia en la temporada de secas (enero 2020).

Para la **temporada de secas** (enero) (Fig. 9) se reporta que las especies que tuvieron mayor valor de importancia ecológica fueron *Opuntia* spp. (33.74) en sitios quemados y no quemados (27.94), le siguen *Dahlia coccinea* (29.21) en sitios quemados y se presenta ausente en los sitios no quemados, la especie que le sigue de importancia es *M. robusta* (28.18) en sitios quemados mientras que en los no quemados (20.93), también destaca *Echeveria gibbiflora* (28.73) solo presente en sitios no quemados (18.14) y *Baccharis* sp. con mayor IVI en sitios quemados (15.6). Posteriormente el resto de las especies tienen un IVI igual o menor a 10.

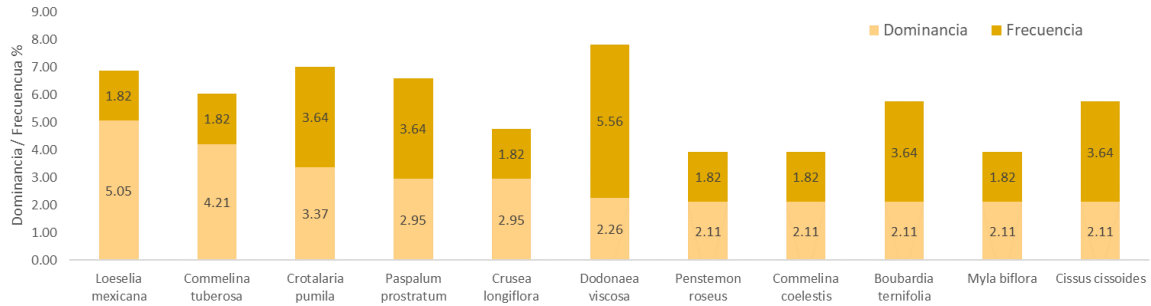


Figura 10a. Dominancia y frecuencia relativa de las especies de los **sitios quemados** presentes sólo en la temporada de lluvias (agosto, 2019).

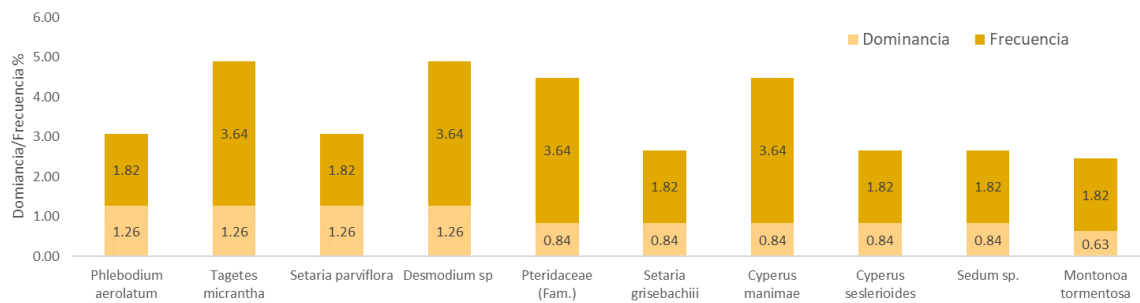


Figura 10b. Dominancia y frecuencia relativa de las especies de los **sitios quemados** presentes sólo en la temporada de lluvias (agosto, 2019).

En la Fig. 10a. Respecto a la dominancia y frecuencia reportada en el **sitio quemado en lluvias**, se identifica que el componente principal que contribuye en mayor medida al índice de valor de importancia (IVI), es la **dominancia**, tales como las especies de *Loeselia mexicana*, *Commelina tuberosa*, *Crotalaria pumila* tienen mayor dominancia a diferencia de su frecuencia, la cual es menor.

En la Fig. 10b. En este gráfico se destaca las especies que tienen mayor frecuencia en los sitios quemados son *Tagetes micrantha* (3.64) y *Desmodium sp* (3.64) y las especies del género *Cyperus* spp., además de la familia Pteridaceae.

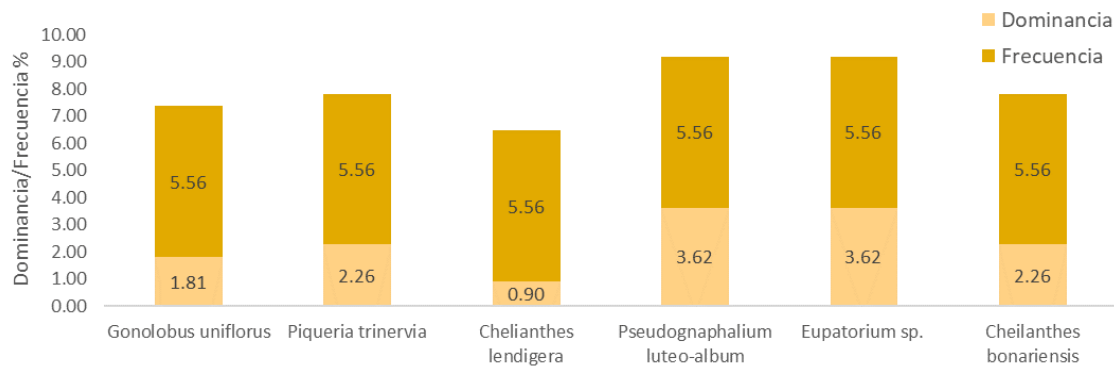


Figura 11. Dominancia y frecuencia relativa de las especies de los **símbolos quemados** presentes **sólo en la temporada de secas** (enero, 2020).

En la temporada seca (enero) estas son las especies dónde el componente que contribuye mayormente al valor del IVI fue la **frecuencia**, entre estas encontré a *Gonolobus uniflorus*, *Piqueria trinervia*, *Chelianthes lendigera*, *Pseudognaphalium luteo-album* y *Eupatorium sp.*, *Chelianthes bonariensis*, estas especies presentaron la misma frecuencia (Fig. 11).

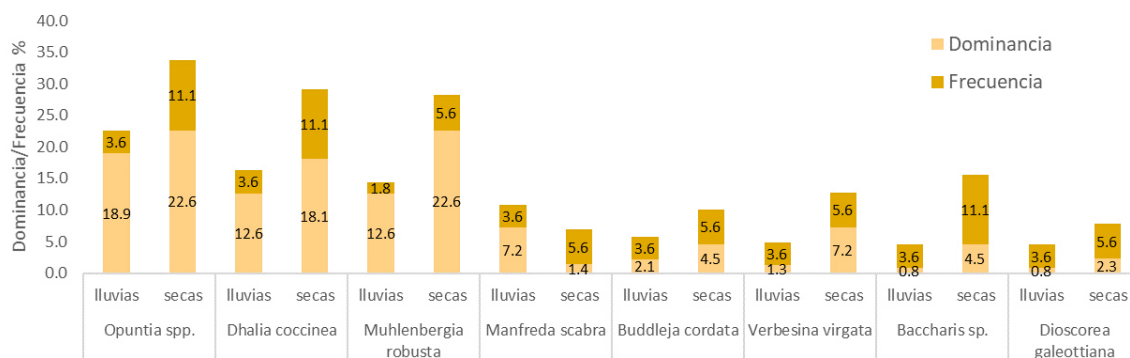


Figura 12. Dominancia y frecuencia relativa de las especies de los **símbolos quemados** que se reportan en **ambas temporadas**: lluvias (agosto, 2019) y secas (enero 2020).

En los **sitios quemados**, el componente que contribuye en mayor medida al índice de valor de importancia (IVI) es la **dominancia** y se evidencia sobre tres especies, las cuales tienen el mayor IVI (*Opuntia* spp., *D. coccinea* y *M. robusta*); a diferencia de *Baccharis* sp., donde el componente que contribuyó más fue la frecuencia (11.1) (Fig. 13).

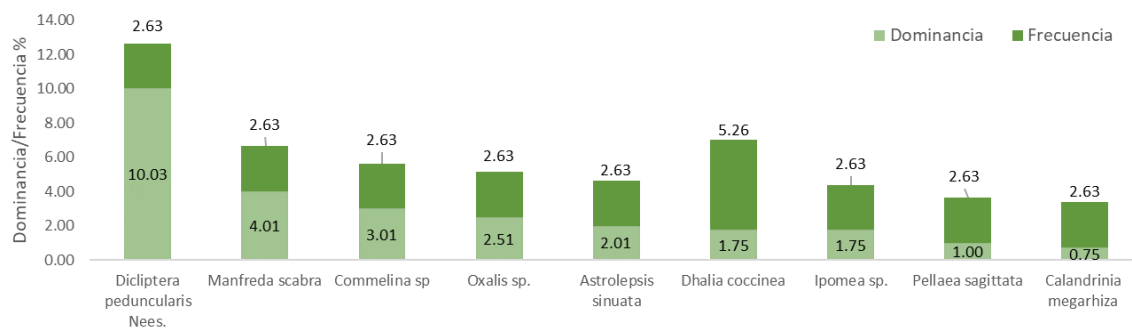


Figura 13. Dominancia y frecuencia relativa de los registros por especie de los sitios **no quemados** que se reportan en lluvias (agosto, 2019).

En el **sitio no quemado** en lluvias encontré que el componente principal que contribuye al IVI, es la **dominancia**. No obstante, para *Dahlia coccinea* el componente que contribuye en mayor medida al IVI fue la frecuencia (5.26) más que su dominancia (1.75) (Fig. 13).

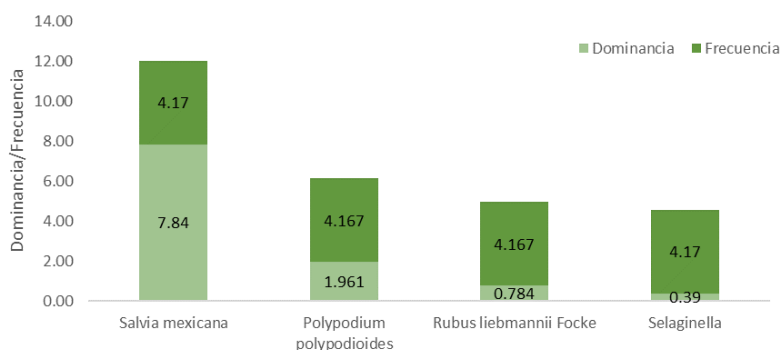


Figura 14. Dominancia y frecuencia relativa de los registros por especie de los sitios **no quemados** que se reportan durante secas (enero, 2020).

Para los sitios **no quemados** durante secas (enero, 2020) encontré que solo se presentan estas especies (Fig. 14) y para la mayoría de las especies el componente que contribuye al

valor de IVI es la frecuencia a excepción de *Salvia mexicana* dónde reporta una dominancia del (7.8) y frecuencia de (4.17).

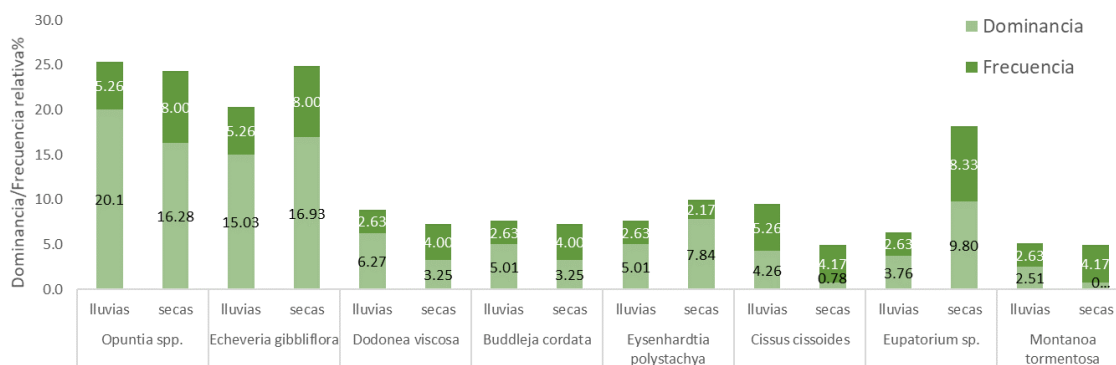


Figura 15a. Dominancia y frecuencia relativa de las especies de plantas de los **sitios no quemados** por temporada; lluvias (agosto 2019) secas (enero, 2020).

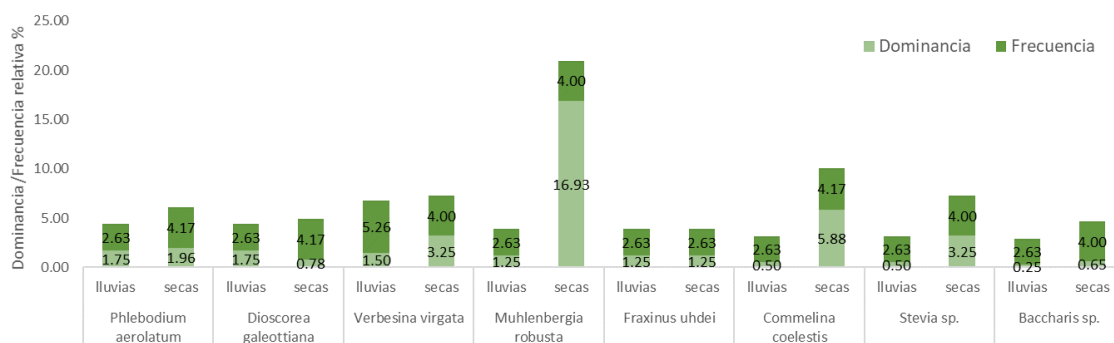
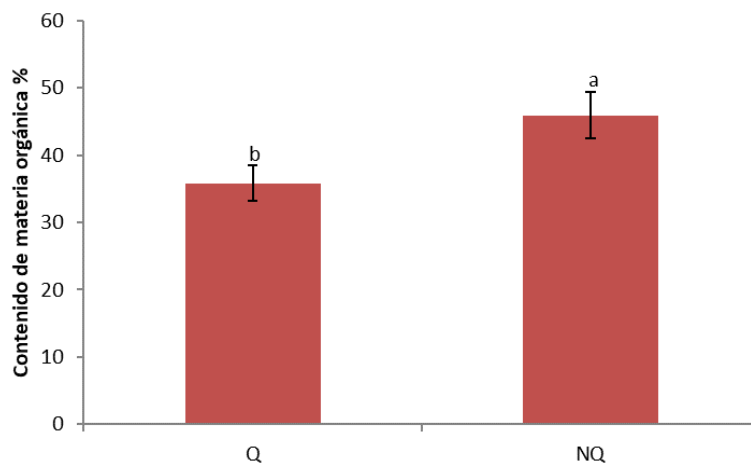


Figura 15b. Dominancia y frecuencia relativa de las especies de plantas de los **sitios no quemados** por temporada; lluvias (agosto 2019) secas (enero, 2020).

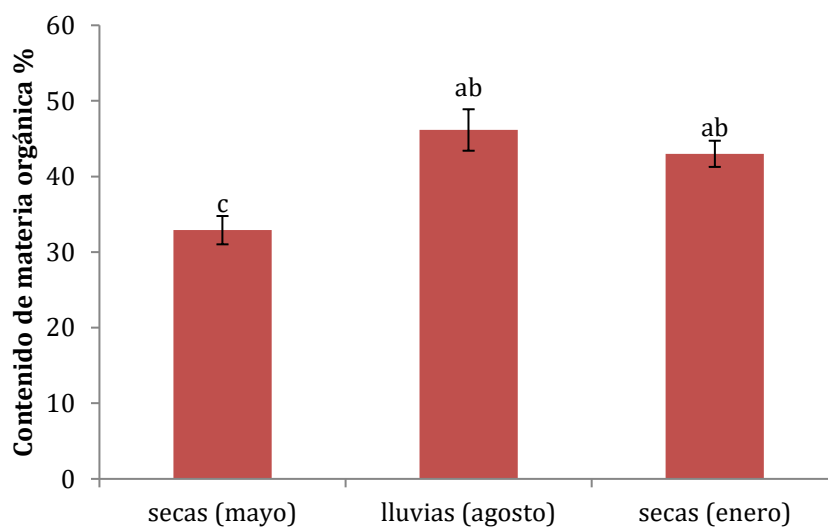
En los **sitios no quemados para ambas temporadas** identifiqué que tres especies que tienen a la dominancia como principal componente del valor de IVI son; *Opuntia* spp., *Echeveria gibbiflora*, *Dodonea viscosa* y *Eupatorium* sp. durante secas presenta mayor dominancia respecto a su frecuencia (Fig. 15a). Para *Muhlenbergia robusta* y *Commelina coelestis* el principal componente que contribuye al valor de importancia durante la temporada seca (enero) fue también su dominancia, sin embargo, en lluvias (agosto), se destaca mayor mente sus frecuencias (Fig. 15b).

5.2. Variables edáficas abióticas

Materia orgánica



a) Contenido de materia orgánica promedio por sitio Q (Quemado) y NQ (No Quemado).

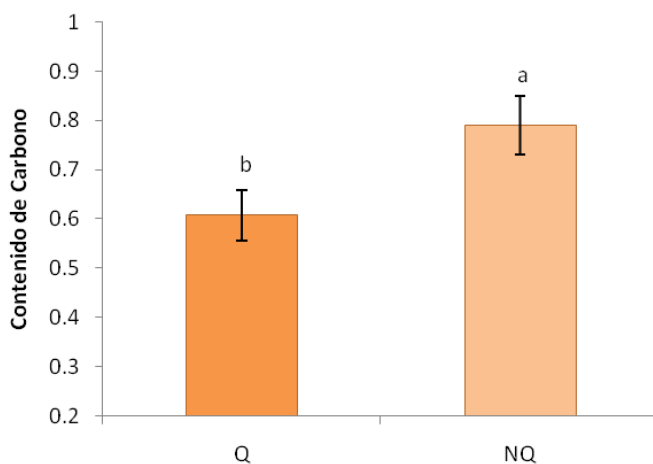


b) Contenido de materia orgánica promedio entre temporadas; secas (mayo, 2019), lluvias (agosto 2019), secas (enero, 2020).

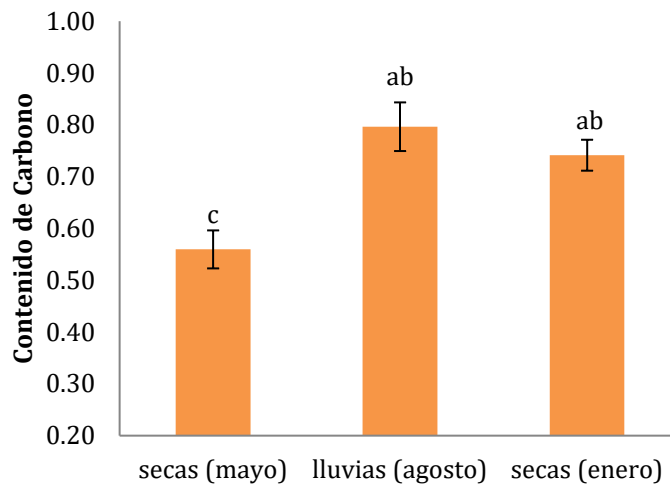
Figura 16. Contenido de materia orgánica promedio por sitio Q (Quemado) y NQ (No Quemado) y entre temporadas secas (mayo, 2019), lluvias (agosto 2019), secas (enero, 2020). Letras distintas indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

Encontré que el contenido de materia orgánica en promedio es menor en el sitios Q (36%) (± 1.50 E.E) que en el sitios NQ (46%) (± 1.99 E.E.), por lo cual encontré diferencias significativas entre los sitios ($F=18.57$, $p < 0.001$) (Fig. 16a). Respecto a la temporalidad el análisis de varianza mostró diferencias significativas entre las temporadas, donde se evidencia mayor contenido en lluvias (agosto) (46.15%) (± 2.74 E.E.) respecto a secas (mayo) (32.9%) (± 1.74 E.E) ($F=11.89$, $p < 0.001$) (Fig. 16b). La interacción entre los factores tiempo y sitio no fue significativa ($F=11.89$, $p < 0.001$).

Carbono total



a) Contenido de Carbono en función del sitio; Q (Quemado) NQ (No Quemado).

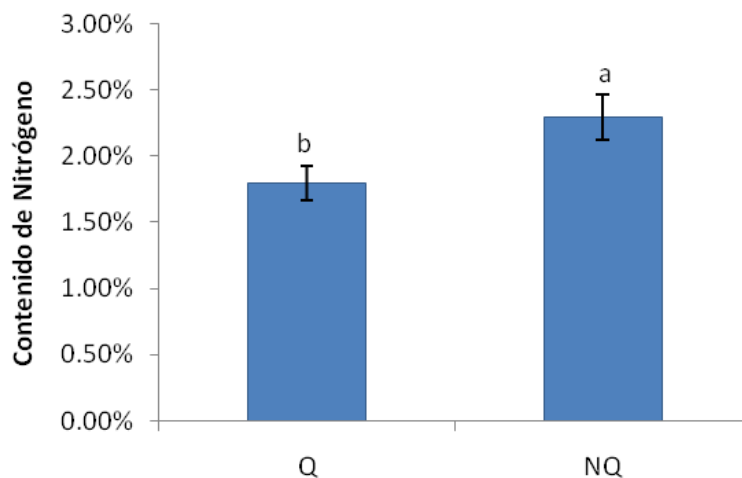


b) Contenido de Carbono en función entre temporadas; secas (mayo, 2019), lluvias (agosto 2019), secas (enero, 2020).

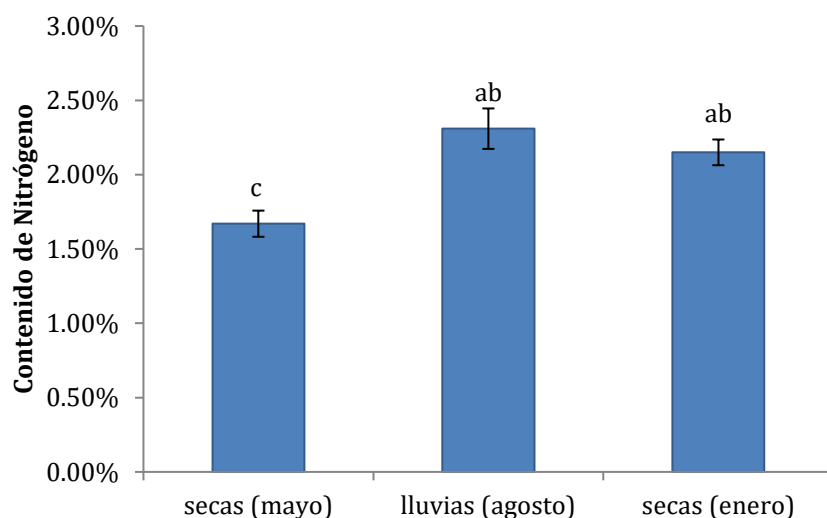
Figura 17. Contenido de Carbono en función del sitio; Q (Quemado) NQ (No Quemado) y entre temporadas; secas (mayo, 2019), lluvias (agosto 2019), secas (enero, 2020). Las letras distintas indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

Observé en promedio menor contenido de carbono en el sitio Q (0.62 ± 0.062), respecto al NQ (0.79 ± 0.034 E.E.), por tanto encontré diferencias significativas en el contenido de carbono orgánico total entre los sitios ($F=17.00$, $p < 0.001$) (Fig. 17a) Se encontraron diferencias entre temporadas, el menor contenido de carbono se reporta en la temporada de secas (mayo) (0.56 ± 0.036 E.E.), después del disturbio, mientras que en lluvias (agosto) hay un incremento (0.80 ± 0.046 E.E.) y disminuye durante secas (enero) (0.74 ± 0.029 E.E.) ($F=8.62$, $p < 0.001$) (Fig. 17b). La interacción entre los factores temporada y sitio no fue significativa ($F=0.244$, $p > 0.05$).

Contenido de nitrógeno



a) Contenido de nitrógeno en función del sitio de estudio: Q (quemado) y NQ (no quemado).

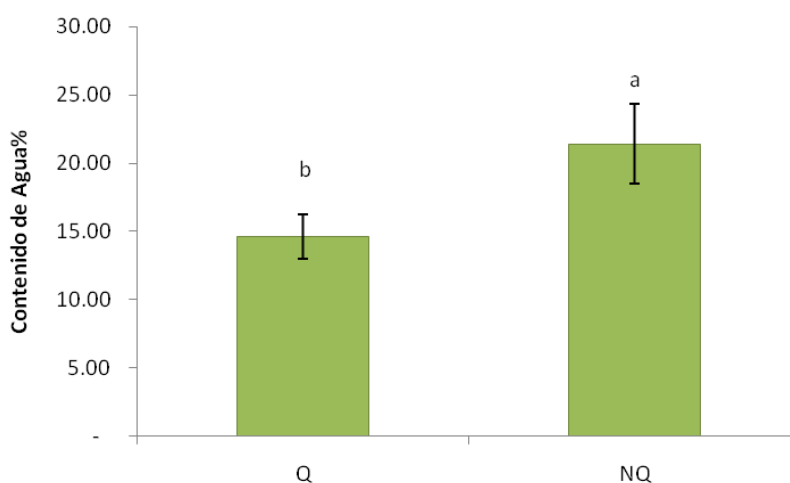


b) Contenido de nitrógeno en función del sitio de la temporada: secas (mayo, 2019), lluvias (agosto 2019), secas (enero, 2020).

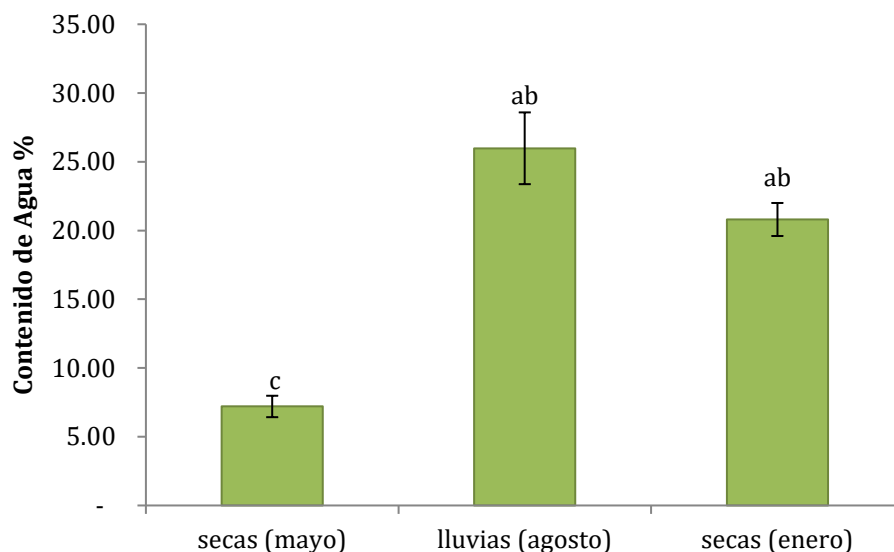
Figura 18. Contenido de nitrógeno en función del sitio de estudio: Q (quemado) y NQ (no quemado) y entre temporadas; secas (mayo, 2019), lluvias (agosto 2019), secas (enero, 2020). Las letras distintas indican diferencias significativas de acuerdo con la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

Observé que el contenido de nitrógeno en promedio es menor en el sitio Q (1.79 ± 1 E.E.) que en el sitio NQ (2.29 ± 1 E.E.), por tanto, hubo diferencias significativas en el contenido de nitrógeno entre los sitios (Q) y (NQ) ($F= 15.47$, $p<0.001$) (Fig. 18a). Entre temporadas encontré diferencias significativas, la temporada de secas (mayo) mostró menor contenido de nitrógeno (1.67 ± 1 E.E.) mientras que en lluvias (agosto) incrementó (2.31 ± 1 E.E.) y secas (enero) disminuyó (2.15 ± 1 E.E.) ($F=9.67$, $p<0.001$) (Fig. 18b). La interacción sitio y temporada no fue significativa del contenido de nitrógeno entre las temporadas y el tipo de sitio ($F= 0.026$, $p>0.05$).

Contenido de Agua



a) Contenido de agua en el sitio Q (Quemado) y NQ (No quemado).



b) Contenido de agua por temporada.

Figura 19. Contenido de agua en el sitio Q (Quemado) y NQ (No quemado) y entre temporadas; secas (mayo, 2019), lluvias (agosto 2019), secas (enero, 2020). Las letras distintas indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

En el sitio Q, encontré en promedio menor contenido de agua (14%), mientras que el NQ presentó mayor contenido de agua (21%) ($F = 6.95$, $p < 0.001$). (Fig. 19a). Hubo diferencias significativas en el contenido de agua entre temporadas se observó que en promedio hay menor contenido de agua en la temporada de secas (mayo) (7%), respecto a lluvias (agosto) (26%) y disminuye en secas (enero) (20%) ($F = 29.66$, $p < 0.001$) (Fig. 19b). La interacción sitio y temporada no fue significativa para el contenido de agua ($F = 0.008$, $p > 0.05$).

pH. La variable no cumplió con el supuesto de normalidad y homocedasticidad, por lo cual fueron transformadas con $x' = \arcsen \sqrt{x}$, posteriormente al comprobar la normalidad apliqué un análisis de varianza de dos vías. No encontré diferencias significativas entre las temporadas; secas (mayo), lluvias (agosto), y secas (enero) ($F = 1.80$, $p > 0.05$) ni entre los sitios no encontré diferencias significativas ($F = 1.086$, $p > 0.05$) ni tampoco para la interacción entre los factores tiempo y sitio ($F = 1.451$, $p > 0.05$). A continuación, muestro los valores promedio de pH (cuadro 3) (Ver anexo 2).

Cuadro 3. Datos promedio de los valores de pH.

	Secas (mayo)		Lluvias (agosto)		Secas (enero)	
	Q	NQ	Q	NQ	Q	NQ
pH	5.26	5.73	4.98	4.96	4.95	5.50

5.3. Porcentaje de colonización

La colonización intrarradical total registró mayor porcentaje en el sitio NQ ($65.5\% \pm 2.65$) respecto al sitio Q ($40\% \pm 3.24$). Los resultados indican que el porcentaje de colonización mostró diferencias significativas para el sitio ($F= 44.47$, $p<0.001$) (Fig. 21).

No encontré diferencias significativas entre las temporadas ($F= 0.025$, $p>0.05$) no obstante la interacción entre tiempo y sitio sí fue significativa ($F= 14.61$, $p<0.001$). Donde el mayor porcentaje de colonización intrarradical se presenta en secas (mayo) en el sitio NQ y la menor colonización correspondió también a secas (mayo) en el sitio Q (Fig. 22).

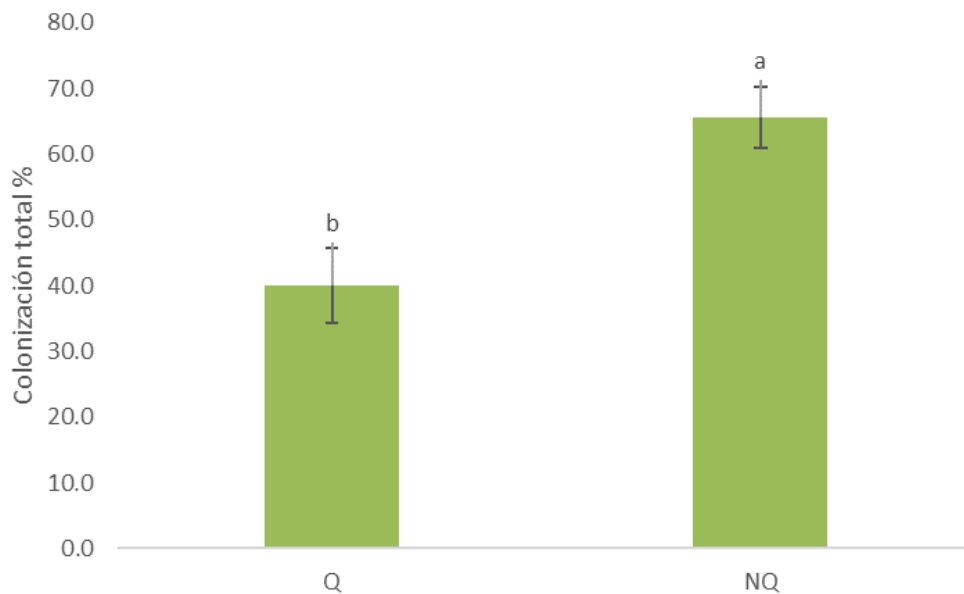


Figura 20. Porcentajes de colonización intrarradical total promedio en cada sitio (± 1 E.E.) quemado (Q) y no quemado (NQ). Letras distintas indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey ($p<0.05$).

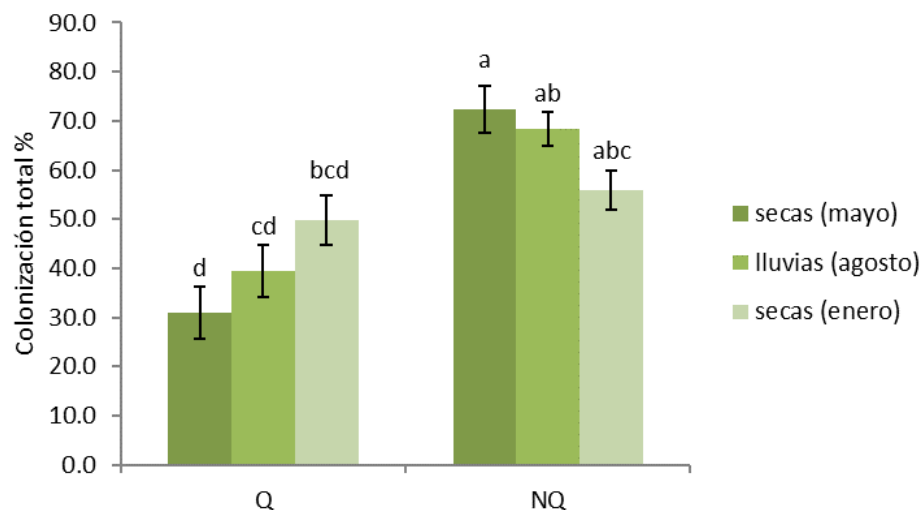


Figura 21. Porcentajes de colonización intrarradical total promedio en cada sitio (± 1 E.E.) quemado (Q) y no quemado (NQ) por la temporada. Letras distintas indican diferencias significativas de acuerdo a la prueba de Tukey ($p < 0.05$).

6. Discusión

6.1. Estructura de la comunidad vegetal

Los valores de índices de diversidad no muestran diferencias entre los sitios quemados y no quemados en temporada de lluvias (agosto), este resultado coincide con estudios previos de Hernández-Herrerías (2011) donde se evidencia la capacidad de este tipo ecosistemas de matorral para recuperarse rápidamente posterior al fuego, donde incendios que son de bajo impacto, no tienen un efecto significativo sobre la estructura de la comunidad vegetal y no evidencian diferencias entre sitios posterior al disturbio como el fuego. Sin embargo, se encuentra que la llegada de la temporada de secas (enero) en el mismo sitio quemado, reporta un índice de diversidad mucho menor a lo reportado en lluvias (agosto) y donde también se registra menor número de morfoespecies durante esta temporada de secas (enero). Desde este resultado se podría sugerir que la temporalidad es un factor clave que influye sobre el sitio y es probable que impacte más significativamente a la diversidad de la vegetación durante la llegada de la sequía en temporada de secas (enero) ya que el estrés hídrico limita el reclutamiento, la supervivencia y el crecimiento de las plántulas (Peñuelas *et al.*, 2018). Por

otro lado, la estructura de la vegetación puede no verse afectada en las primeras etapas de la recuperación vegetal frente a un disturbio ya que a medida que transcurre el tiempo, se puede observar un incremento en especies de herbáceas posterior al disturbio ya que proporcionan una cubierta vegetal al suelo hasta que especies más arbustivas (dominantes) rebroten y se establezcan.

En cuanto a la recuperación del **sitio quemado**, se presenta en un periodo de tiempo muy corto su recuperación (mayo a agosto 2019) en donde la temporada de lluvias es donde se reporta la mayor diversidad de especies respecto a secas (enero), y reporta especies dominantes como *Dahlia coccinea*, *Opuntia spp.*, y *Muhlenbergia robusta* en estos sitios, su presencia después del fuego, puede ser considerada especies indicadoras de incendios frecuentes del sitio (Rodríguez *et al.*, 2002), incluso especies que también se reportan como gramíneas en los sitios quemados se ha visto que son más propensos al fuego. Otros autores también han reportado la presencia de *D. coccinea* y *M. robusta* en este tipo de micrositios de planos abiertos e incluso en sitios con perturbaciones como son los incendios (Vivar-Evans, 2002; Hernández-Herrerías, 2011). Con *M. robusta* se ha reportado en estudios de (Martínez-Mateos, 2001) incrementos en su cobertura de 6.1% a 36.6% en sitios planos durante la temporada de lluvias, lo cual coincide con este estudio con su rápida recuperación en los sitios quemados también en lluvias (agosto).

La presencia de un número alto de especies herbáceas posterior al fuego, durante lluvias, podría representar un rápido proceso de recuperación ya que la mayoría de las especies permanecieron en el banco de semillas o parte de sus raíces o tubérculos se protegieron enterradas en el suelo, por tanto el rango de intensidad de este fuego probablemente no fue tan alta la cual llegará impactar a su banco de semillas, además de verse favorecidas por la entrada de lluvias, lo cual aceleró su recuperación.

La recuperación de la vegetación dependerá entonces de las condiciones tanto de la temporalidad cómo por el disturbio para que favorezca su recuperación, Rodríguez *et al.* (2023) sugieren que en sistemas mediterráneos la recurrencia de sequías asociados al cambio climático limitará la capacidad de recuperación posterior al fuego, discuten que la dominancia de las especies es una especie de respuesta a la recuperación, especies arbóreas o leñosas que a pesar de estar presentes, no se favorece su desarrollo por la falta del contenido hídrico durante secas, ya que solo aquellas especies adaptadas a estas condiciones se verán favorecidas y dominarán en el sitio, tales como arbustos debido a su alto calor de combustión,

bajo contenido de agua, combustible fino y capacidad para retener biomasa muerta en pie, lo cual promueve más en mantener al sitio en condiciones propensas al fuego.

La dominancia para este presente estudio fue el componente que más contribuyó al IVI, esta es representada por su cobertura, y evidentemente muestra valores altos en los sitios quemados principalmente en secas (enero), como fue *Opuntia spp.*, la cual recupera su cobertura rápidamente posterior al disturbio, se conoce que estas especies poseen alta resistencia frente al fuego, con una supervivencia notable del 80% (Gurvich *et al.* 2014).

También *Dahlia coccinea* presentó uno de los IVIs altos en los sitios quemados, lo cual podría señalar la capacidad de supervivencia de los rebrotes de sus tallos, tubérculos ya que son especies rebrotantes frente a los incendios, incluso las semillas de *D. coccinea* son favorecidas por incendios de baja intensidad (Vivar-Evans *et al.*, 2006) además el mayor número de cabezuelas con flores maduras se presenta particularmente en lluvias (agosto y septiembre) (Figuerola-Castro *et al.*, 1998), esto explicaría su dominancia que se encontró durante la temporada de lluvias (agosto), donde su prevalencia se le atribuye a que el fuego es un agente escarificador lo cual puede modificar las cubiertas seminales de las semillas de *D. coccinea* y provocar que durante la época de lluvias las semillas escarificadas germinen más rápido permitiendo aprovechar las condiciones ambientales óptimas para crecer y establecerse (Vivar Evans *et al.*, 2006).

Respecto al cambio en la temporalidad, se destaca que estas mismas especies tienen un incremento en su índice de valor de importancia (IVI) de lluvias a secas, probablemente debido a que durante la temporada de lluvias, hayan logrado reclutar plántulas o regenerado su banco de semillas (Martínez-Mateos, 2001). De la misma forma *Muhlenbergia robusta* toma relevancia al ser una especie dominante después del disturbio lo cual coincide con los estudios (Juárez-Orozco, 2005), ya que forma parte de la fisonomía y estructura de los matorrales xerófilos y suele asociarse a ser susceptible a incendios durante la temporada de secas, debido a su naturaleza pirófila, no obstante por esta dominancia, podría encausar a una reducción en la diversidad de otras especies (Juárez-Orozco y Cano-Santana, 2007). La composición química y disposición de cierta vegetación en los sitios quemados también pueden señalar cierta susceptibilidad al disturbio (Pyne, 1984) incluso la alta persistencia de biomasa de especies vegetales favorece a la propagación del fuego, tal caso es como *Buddleja cordata*, a pesar de no reportarse con un IVI alto, su presencia en sitios quemados se podría estar relacionado con una frecuencia de incendios ya que es una

de las especies que más material combustible aporta y sumado a sus bajas tasas de descomposición de su mantillo, la cual hace más susceptible al sitio frente al fuego (Arango-Galván, 2006), otro ejemplo es *Setaria grisebachii*, es una especie que también es frecuente en los sitios quemados.

En sitios no quemados su fisonomía se ve representada principalmente por *Opuntia spp.*, *Echeveria gibbiflora* su componente principal del valor de importancia fue la dominancia, independientemente de la temporada, *E. gibbiflora* solo está presente en los sitios no quemados, es probable que al presentar tallos de consistencia suculenta no haya sobrevivido al paso del fuego. La presencia de estas especies sugiere que es un sitio bien conservado con un estrato arbóreo desarrollado dada también la presencia de *Buddleia cordata*, *Buddleia sessiliflora* e *Eysenhardtia polystachya*, lo cual también se describe este sitio como un microambiente húmedo según Cano-Santana *et al.* (2008), dado que se reportó la presencia también de pteridofitas.

6.2. Variables abióticas edáficas

Los datos obtenidos en este estudio señalan que tanto el fuego y la temporalidad modifican las variables edáficas al menos las que fueron analizadas en este estudio. Respecto a las variables abióticas, se presenta una pérdida de la materia orgánica en el sitio quemado, debido a que el fuego genera una disminución del contenido cuando las temperaturas son superiores a los 450°C y se logra su combustión; no obstante, se ha reportado que en fuegos poco intensos (<100°C) se puede tener un efecto contrario por la acumulación en forma de cenizas que se depositan y pueden aumentar el contenido de la MO (Martínez *et al.*, 1991). En este estudio observé una recuperación de la materia orgánica, a pesar de mostrar una pérdida significativa después del fuego, en la siguiente temporada de lluvias (agosto) y la subsiguiente de secas (enero) se recuperó probablemente debido a la regeneración de la vegetación lo cual es una entrada importante de materia orgánica que se recibe durante la temporada de lluvias (Martínez-Mateos, 2001). La pérdida de MO bajo sitios con disturbios en este ecosistema, lo reporta de manera similar Castellanos *et al.* (2017) donde señala que los sitios planos con una perturbación presentan menor contenido de MO a diferencia de los sitios conservados.

Al observar que no hay diferencias significativas entre los valores de pH entre los sitios, se sugiere que la intensidad del incendio fue moderada, donde solo se vio afectado

mayormente el estrato herbáceo y de manera superficial al suelo. Esto lo reporta de manera similar Valkó *et al.* (2016) dónde los valores de pH no sufrieron cambios frente a eventos de fuego moderados. Respecto con la temporalidad si se observa una influencia en el pH, este desciende en temporada de lluvias, lo cual puede deberse al lavado y arrastre de cationes que son muy intensos por las lluvias y puede reportarse acidez en el suelo (Martínez *et al.*, 1991), mientras que en secas se mantiene cercano a su valor de referencia (moderadamente ácido). Respecto a las variables de contenido de carbono y nitrógeno, se observan bajos contenidos de estos en los sitios quemados comparado con aquellos sitios que no sufrieron el disturbio lo cual coincide con los valores reportados para este tipo ecosistema, donde estos suelos son pobres en aniones como N y P; debido a que son utilizados por las plantas para sus procesos fisiológicos (Castellanos-Vargas *et al.*, 2017), a pesar de reportarse valores bajos, se destaca la recuperación de estas variables en el tiempo, ya que aumentaron su contenidos posterior al fuego, dónde el N y C muestran un mayor contenido durante la temporada de secas (enero), lo cual podría indicar una rápida incorporación de carbono debido a que la vegetación una vez regenerada proporciona una entrada importante de mantillo en la superficie de suelo incluso también se ha reportado que el aporte de cenizas o materiales que no han sido completamente carbonizados se acumulan e incrementan el carbono en el suelo (Albanesi *et al.*, 2009). Incluso los incrementos del pH (ceniza rica en nutrientes) podría favorecer a la solubilización de C (Rodríguez *et al.*, 2020). También se reporta la presencia de mortandad de raíces en los sitios posterior al fuego, lo cual puede favorecer a incrementar la liberación de N en el suelo, incluso después de un año del incendio, se han reportado altos contenidos de N, lo cual sugiere que debe haber necesaria una renovación de raíces que absorba con el tiempo este nitrógeno del suelo (Hobley *et al.*, 2017).

En los sitios no quemados claramente se observa la marcada estacionalidad de lluvias y secas, pero en sitios quemados, se reportan bajos contenido de agua 7.28% debido a las altas tasas de evapotranspiración y pérdida de la estructura del suelo, a pesar de estas afectaciones, está variable se recupera hasta alcanzar un 20.40% durante lluvias (agosto), esto sugiere que la recuperación de la vegetación y la entrada de las lluvias favorece el incremento del contenido hídrico. También se observa en comparativa con sitios quemados y no quemados durante las temporadas de secas (mayo y enero) se reportan valores similares de humedad, esto puede ser atribuido a que los sitios durante la temporada de secas presentan condiciones similares de humedad independientemente del disturbio, ya que este disturbio se

caracterizó por ser de intensidad moderada y la presencia de mantillo o cubierta vegetal permite que se presente la humedad edáfica, no obstante con la entrada de lluvias se diferencian de manera importante ambos sitios.

A partir de las variables edáficas caracterizadas y sus respuestas frente al fuego, es probable que el fuego no sea clasificado de una intensidad alta, se describe más una clasificación moderada, porque se considera que entre las variables edáficas no se alteró en mayor medida los nutrientes del suelo, ni el estado del banco de semillas en el sitio, lo cual llegará a modificar la estructura vegetal y tanto las variables de las propiedades físicas, químicas y la vegetación se recupera de forma muy rápida, lo cual podría reforzar el hecho que este matorral es resiliente a este tipo de disturbios y que se mantiene gracias al fuego (Hernández-Herrerías, 2011).

6.3. Colonización intrarradical

Respecto a la colonización por HMA, es evidente que el fuego tuvo un impacto significativo en el porcentaje de colonización intrarradical. Se observó que el sitio afectado por el fuego exhibió un porcentaje notablemente menor de colonización (35%) en comparación con el sitio no afectado por el fuego (70%). Este efecto se manifestó de manera consistente a lo largo de las diferentes temporadas lluvias y secas, lo que sugiere que la temporalidad no ejerce una influencia apreciable en la colonización en este sitio, cabe destacar, aunque en otros estudios se ha señalado que la estacionalidad ambiental puede tener un impacto en el comportamiento de los HMA (León, 2016), los hallazgos indican que, al menos en este contexto, el factor determinante fue el disturbio del fuego.

Se reporta que esta variable biológica no tuvo la capacidad de recuperarse al fuego a un corto tiempo (menos de 1 año aprox-periodo del muestreo) a diferencia de la vegetación, esto sugiere que el efecto que este tiene sobre los HMA puede que esté impactando a la cantidad de propágulos micorrízicos y su viabilidad (Rashid *et al.*, 1997) incluso su vulnerabilidad a disturbios depende en qué forma coloniza a las especies vegetales si a partir de fragmentos hifales o por medio de esporas, siendo esta última la que tiene mayor capacidad de resiliencia frente a una perturbación del suelo (Hart y Reader, 2004).

Se ha reportado que la rápida recuperación de especies vegetales tras perturbaciones es facilitada por la colonización de HMA ya que la resiliencia de los hongos

del suelo contribuye a una rápida recuperación del ecosistema después de un incendio (Dove *et al.*, 2017), sin embargo este estudio revela que la colonización por HMA no se recuperó paralelamente con la vegetación, posiblemente debido a la disponibilidad de nutrientes, la cual fue aumentando significativamente conforme avanzaba la recuperación del sitio (materia orgánica, N, P y agua), las asociaciones micorrízicas están influenciada por la disponibilidad de nutrientes y son afectadas por factores edáficos, en presencia de grandes cantidades de P se ha observado una disminución en la colonización de HMA (Smith y Smith, 2011), incluso la presencia de esta disponibilidad de C en el suelo puede determinar si la relación micorrízica arbuscular se mantenga en el tiempo (Hart y Reader, 2002). Por tanto, bajo esta disponibilidad de nutrientes presente, se podría observar un menor porcentaje de la colonización micorrízica, y sumado a las lluvias de la temporada lo cual favoreció en mayor medida el lixiviado de nutrientes y su disponibilidad en el suelo. También se sugiere que la mortandad de raíces posterior al fuego y su proceso de renovación de éstas, podría estar desfavoreciendo a la colonización por HMA, ya que se reporta que cuando los recursos son limitados las plantas asignan biomasa principalmente a las raíces, y estructuras hipogeas para mejorar la adquisición de recursos del suelo, sin embargo cuando hay una disponibilidad de nutrientes se ha observado una inhibición en la producción de estas raíces finas (<2 mm de diámetro) (López-Bucio *et al.*, 2003; Hermans *et al.*, 2006). Incluso las condiciones microambientales del sitio afectan en la disponibilidad de los recursos, se señala que la heterogeneidad del paisaje, dependiendo de las condiciones y las perturbaciones al que está expuesto el sitio determina en cómo será la asignación de biomasa subterránea (Magaña-Hernández *et al.*, 2020).

Esto sugiere que la perturbación del fuego en este ecosistema podría tener un impacto significativo en las propiedades biológicas del suelo, específicamente en la colonización intrarradical de hongos micorrizógenos arbusculares. Este efecto podría intensificarse con el aumento en la frecuencia e intensidad de los eventos de fuego, ya que se ha observado que el fuego modifica la riqueza y la colonización micorrízica, (Chimal-Sánchez *et al.*, 2015). Sin embargo, se esperaría que bajo condiciones propicias para la recuperación de la vegetación, debería observarse también una respuesta de recuperación de los HMA ya que estos tienen mayor potencial de resistir al fuego y son menos vulnerables a diferencia de las comunidades de bacterias, a pesar de ello, los cambios en la disponibilidad

de nutrientes sobre el suelo y la producción de raíces finas bajo estas condiciones, puedan influir en la formación de la simbiosis micorrízica (Dove *et al.*, 2017).

6.4. Relación entre el sistema suelo-vegetación

Se ha documentado ampliamente los impactos sobre la vegetación y las propiedades físicas y químicas del suelo, no obstante, aún no está claro cómo es la recuperación en el tiempo de todo el sistema suelo-vegetación posterior al disturbio, con base a los resultados obtenidos en este estudio, se hace evidente que el tiempo es una variable crítica que define el transcurso de la recuperación de la cobertura vegetal así como de las propiedades físicas y químicas, a medida que se va recuperando la vegetación, las propiedades del suelo se recuperan, ya que la vegetación aporta carbono y nutrientes, además de protegerlo contra los procesos erosivos a través de la formación de una densa red de raíces, por tanto así los efectos del fuego pueden desaparecer al cabo de 1 o 2 años, solo cuando los impactos del fuego son descritos de intensidad baja o moderada (Barreiro y Díaz-Raviña, 2021).

La actividad microbiana bajo el suelo difícilmente se recupera a mediano plazo, estudios han evaluado las modificaciones de la actividad microbiana en estos ecosistemas de matorral posterior al fuego y se ha reportado que la composición de hongos micorrízicos disminuye drásticamente (Mataix-Solera *et al.*, 2000; Castaño *et al.*, 2020). En el caso de la colonización por HMA, no observé una recuperación en el tiempo, pero sí se evidencia como la temporada y el sitio influyen significativamente en el porcentaje de colonización, tal fue el caso que en la temporada de secas posterior al disturbio en sitios quemados el porcentaje de colonización fue mucho menor (40%) en comparación a los sitios no quemados (65.5%), dado que posiblemente las raíces finas fueron eliminadas junto con la vegetación, las cuales según Santín y Doerr (2016) son los primeros elementos que se pierden frente a un fuego, también podría ser dado por los efectos en los incrementos de pH ya que se ha observado la disminución de propágulos fúngicos, cuando existen estos incrementos de pH de tal manera que la disponibilidad de nutrientes del suelo influye sobre la colonización. A medida que el tiempo transcurre, la siguiente temporada en el sitio quemado, se incrementa el porcentaje de colonización en secas (enero) lo cual podría indicar una respuesta inmediata de recuperación de esta variable hasta alcanzar los valores previos al incendio como son los sitios no quemados.

Por tanto, la recuperación de la vegetación no evidencia de manera paralela la recuperación de la variable biótica con la colonización por HMA, los nutrientes resultantes de la quema favorecieron el crecimiento de la vegetación y por ende a modificar las propiedades físicas y químicas del suelo hasta alcanzar sus parámetros previos al incendio tal como se refleja en los resultados, dónde todas las variables edáficas, a excepción del pH, incrementan su contenido a través del tiempo y observamos un cierto patrón de comportamiento donde las propiedades se ven influidas por factores como la temporada (lluvias y secas) y el sitio de manera que las propiedades tienden a incrementar sus contenidos durante las lluvias, dado la lixiviación de nutrientes durante esta temporada. Y la vegetación reporta la dominancia de ciertas especies vegetales que respondieron al disturbio, lo cual fue probable que afectará a su diversidad, ya que esta disminuyó en la temporada de secas (enero) en comparación a lo reportado en lluvias (agosto). Por tanto, la temporalidad y el sitio son variables valiosas que pueden definir el trayecto de la regeneración vegetal posterior al disturbio como el fuego.

7. Conclusiones

- No encontré diferencias significativas en la diversidad de la vegetación entre los sitios quemados y no quemados durante lluvias (agosto), pero sí secas (enero), lo cual sugiere que la temporalidad sí es determinante sobre la estructura de la comunidad posterior al disturbio.
- La vegetación de los sitios quemados presentó una recuperación rápida de la estructura vegetal, con una dominancia principal de las especies de *Opuntia* spp., *Dahlia coccinea* y *Muhlenbergia robusta*.
- Las variables edáficas se recuperan, reportando un incremento en sus contenidos posterior al disturbio a excepción de la variable pH.
- El porcentaje de colonización intrarradical fue menor en los sitios quemados respecto a los no quemados, mostró diferencias significativas entre las temporadas.
- El ecosistema del matorral xerófilo del pedregal de San Ángel es resiliente frente a los disturbios de incendios, sin embargo, puede verse afectada su dominancia y frecuencia de especies vegetales posterior al disturbio.

8. Referencias bibliográficas

- Albanesi, A. S., Anriquez, A. L., Kunst, C., del Estero, E. E. A. S., & Team, F. P. (2009). Efectos del fuego en el suelo de la Región Chaqueña Argentina. 1er Simposio Sudamericano sobre Ecología y Manejo del Fuego, Fire Paradox. Centro Nacional Patagónico CENPAT, Puerto Madryn, Argentina.
- Álvarez-Sánchez, J., S. Camargo-Ricalde., R. García-Sánchez., M. Gavito Pardo., P. Guadarrama Chávez., M. Montaña., O. Núñez-Castillo., J. Ramos Zapata., & I. Sánchez-Gallen. (2019). Ecología de la micorriza arbuscular en México. En J. Álvarez-Sánchez., P. Rodríguez Guzmán y A. Alarcón (Eds.). *Biodiversidad de Microorganismos de México*. La prensa de Ciencias. 555-595.
- Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., & Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *The Science of the Total Environment*, 613-614, 944-957.
- Barreiro, A., & Díaz-Raviña, M. (2021). Fire impacts on soil microorganisms: Mass, activity, and diversity. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 22, 100264.
- Bashan, Y. (2007) Mycorrhizal characterization of the boojum tree, *Fouquieria columnaris*, an endemic ancient tree from the Baja California Peninsula, Mexico. *Trees Struct Funct* 21, 329–335.
- Bautista Cruz, A., Etchevers Barra, J., del Castillo, R., & Gutiérrez, C. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas*, 13(2).
- Bago B., Azcón-Aguilar C, Shachar-Hill Y & PE Pfeffer. (2000). El micelio externo de la micorriza arbuscular como puente simbiótico entre la raíz y su entorno. En Alarcón A y R Ferrera-Cerrato (Eds.). *Ecología, fisiología, biotecnología de la micorriza arbuscular*. IRENAT-Colegio de Postgraduados, Montecillo, Mundi Prensa, México. 78-92.
- Bethlenfalvay GJ, Bashan Y, Carrillo-Garcia A, & Stutz J. (2007) Mycorrhizae as biological components of resource islands in the Sonoran desert. In: Montaña NM, Camargo-Ricalde SL, García-Sánchez R, Monroy-Ata A (eds) *Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos*. Mundi Prensa the National Institute of Ecology-SEMARNAT and the Autonomous Metropolitan University, Iztapalapa, Mexico. 147–169.
- Blanco-Rodríguez, M. Á., Ameztegui, A., Gelabert, P., Rodrigues, M., & Coll, L. (2023). Short-term recovery of post-fire vegetation is primarily limited by drought in Mediterranean forest ecosystems. *Fire Ecology*, 19(1), 68. <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00228-w>.
- Bloom, A. J., Chapin III, y H. A. Mooney. 1985. Resource limitation in plants and economic analogy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16, 363–392.
- Bodí, M. B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., & Doerr, S. H. (2012). Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la asociación de Geógrafos Españoles*.
- Bond, W. J & Van Wilgen, B. (1996). *Fire and Plant*. Chapman and Hall. Londres.

- Bracamontes, L., Fuentes, M., Rodríguez, L. M., & Macedas, J. (2016). Manual de indicadores biológicos de la salud del suelo. Casa abierta al tiempo Universidad Autónoma Metropolitana.
- Brundrett M. Diversity and classification of mycorrhizal associations. *Biol Rev Camb Philos Soc.* 2004 Aug;79(3):473-95. doi: 10.1017/s1464793103006316.
- Buckman, H. & N. Brady. 1966. Naturaleza y propiedades de los suelos: Texto de edafología para enseñanza. Clasificación Biblioteca FFyL: S591 B823
- Camargo-Ricalde, S. L. & Dhillion, S. S., 2003. Endemic *Mimosa* species can serve as mycorrhizal "resource islands" within semiarid communities of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Mycorrhiza*, 13(3), 129-136.
- Camargo-Ricalde, S., Dhillion, S. S., & Jiménez-González, C. (2003). Mycorrhizal perennials of the "matorral xerófilo" and the "selva baja caducifolia" communities in the semiarid Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Mycorrhiza*, 13(2), 77-83.
- Camarena-Gutiérrez, G. (2012). Interacción planta-hongos micorrízicos arbusculares. Revista Chapingo. *Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(3), 409-421.
- Caon, L., Vallejo, V. R., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*, 139, 47–58.
- Castaño, C., Hernandez-Rodriguez, M., Geml, J., Eberhart, J., Olaizola, J., Oria-de-Rueda, J. A., & Martin-Pinto, P. (2020). Resistance of the soil fungal communities to medium-intensity fire prevention treatments in a Mediterranean scrubland. *Forest ecology and management*, 472, 118217.
- Castellanos Vargas, I., García Calderón, N. E., & Cano Santana, Z. (2017). Procesos físicos del suelo en la reserva ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria: atributos para su conservación. *Terra Latinoamericana*, 35(1), 51-64.
- Castillo-Argüero, S., Y. Martínez-Orea, M.A. Romero-Romero, P. Guadarrama-Chávez, O. Núñez-Castillo, I. Sánchez-Gallén y J.A. Meave. 2007. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: aspectos florísticos y ecológicos. Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, UNAM, México. 294 pp.
- Castillo, M., Á. Plaza y R. Garfías. 2020. A recent review of fire behavior and fire effects on native vegetation in Central Chile. *Global Ecology and Conservation*, 24, e01210.
- Chimal-Sánchez, E., Araiza-Jacinto, M., & Román-Cárdenas, V. (2015). El efecto del fuego en la riqueza de especies de hongos micorrizógenos arbusculares asociada a plantas de matorral xerófilo en el Parque Ecológico "Cubitos". *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 18(2), 107-115.
- Cuenca G. (2015). Las micorrizas arbusculares: aspectos teóricos y aplicados. Ediciones IVIC. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). Caracas, Venezuela.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2010). Incendios Forestales: Guía práctica para comunicadores. Zapopán, Jalisco, México.
- Connell J.H & R.O Slatyer. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111: 1119-1144.

- Cruz, C., Correia, P., Ramos, A. C., Carvalho, L., Bago, A., & Martins-Loução, M. A. (2008). Arbuscular mycorrhiza in physiological and morphological adaptations of Mediterranean plants. In: Varma A, Hock B (Eds.), *Mycorrhiza: biology, genetics, novel endophytes and biotechnology*. Springer, Germany,
- Cruz, Y. H. U. de la, Aguilar, B. M., Martínez, M. M. H., Díaz, G. de J. A., & Martínez, E. S. (2023). Perspectiva sobre los incendios forestales en el semidesierto queretano hidalguense, México. *Naturaleza y Sociedad. Desafíos Medioambientales*.
- Debano, L. F., y Conrad, C. E. (1978). The Effect of Fire on Nutrients in a Chaparral Ecosystem. *Ecology*, 59(3). 489–497. doi:10.2307/193657.
- Dove, N.C., Hart, S.C. 2017. Fire Reduces Fungal Species Richness and *In Situ* Mycorrhizal Colonization: A Meta-Analysis. *Fire Ecology* 13, 37–65.
- Fierer, N., Nemergut, D., Knight, R., & Craine, J. M. (2010). Changes through time: Integrating microorganisms into the study of succession. *Research in Microbiology*, 161(8), 635–642.
- Fernández, F., & Magán, A. (2000). El Fuego y los hongos del suelo. Cuadernos de la S.E.C.F., 9, 101-107.
- Fultz, L. M., Moore-Kucera, J., Dathe, J., Davinic, M., Perry, G., Wester, D., Schwilk, D. W., & Rideout-Hanzak, S. (2016). Forest wildfire and grassland prescribed fire effects on soil biogeochemical processes and microbial communities: two case studies in the semi-arid Southwest. *Applied Soil Ecology*, 99, 118–128.
- Glassman, S. I., Levine, C. R., DiRocco, A. M., Battles, J. J., & Bruns, T. D. (2016). Ectomycorrhizal fungal spore bank recovery after a severe forest fire: Some like it hot. *The ISME Journal*, 10, 1228–1239.
- Gómez Reyes, Víctor Manuel, Tinoco Molina, Ornar, Terrón Alfonso, Arsenio, Gómez Peralta, Marlene, Tena Morelos, Carlos A., & Garza Ocañas, Fortunato. (2014). Efecto de los incendios forestales en la riqueza y composición de macromicetos. *Revista mexicana de micología*, 39, 21-30.
- González-Chávez, M. C., Alarcón, A., & Ferrera-Cerrato, R. (2008). Biodiversidad funcional de los hongos micorrízicos arbusculares en zonas áridas y semiáridas. In: Montaña, N. M., Camargo Ricalde, S. L., García-Sánchez, R., & Monroy-Ata, A. (Eds.), *Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos*. Mundi-Prensa, Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Facultad de Estudios Superiores-Zaragoza, UNAM, México. 11-24.
- González, F., Almendros, G., González, J., Knicker, H., González, R., & Hernández, Z. (2009). Transformaciones de la materia orgánica del suelo por incendios naturales y calentamientos controlados en condiciones de laboratorio. Cátedra de divulgación de la ciencia. Valencia.
- González, O. (2011). Dinámica de la humedad del suelo. Propiedades físicas y escorrentía en laderas mediterráneas afectadas por incendios forestales. Tesis doctoral. Universidad de Valencia. España.

- Gurvich, D. E., Zeballos, S. R., & Demaio, P. H. (2014). Diversity and composition of cactus species along an altitudinal gradient in the Sierras del Norte Mountains (Córdoba, Argentina). *South Africa Journal of Botany*, 93, 142–147.
- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, Ó. A., Rubio-Camacho, E. A., & González-Tagle, M. A. (2018). Estructura y diversidad post-incendio en un área del matorral espinoso tamaulipeco. *Polibotánica*, 45, 89-100
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Hanes, T. L. (1971). Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs*, 41(1), 27-52
- Hannula, S. E., Morriën, E., de Hollander, M., van der Putten, W. H., van Veen, J. A., & de Boer, W. (2017). Shifts in rhizosphere fungal community during secondary succession following abandonment from agriculture. *The ISME Journal*, 11(10), 2294-2304.
- Hermans, C., Hammond, J. P., White, P. J., & Verbruggen, N. (2006). How do plants respond to nutrient shortage by biomass allocation? *Trends in Plant Science*, 11, 610–617.
- Hernández, T., García, C. y Reinhardt, I. (1997). Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 25, 109-116.
- Hernández-Cuevas, L., Castillo Argüero, S., Guadarrama, P., Martínez-Orea, Y., Romero, M. A., & Sánchez-Gallen, I. (2003). *Hongos micorrizógenos arbusculares del pedregal de San Ángel*. Coordinación de Servicios Editoriales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hernández-Herrerías, L. B. (2011). Estructura de la comunidad vegetal y de dos poblaciones animales en zonas conservadas y perturbadas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. BSc. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Hobley, E. U., Le Gay Brereton, A. J., & Wilson, B. (2017). Forest burning affects quality and quantity of soil organic matter. *Science of The Total Environment*, 575, 41-49.
- Horn, H. S. (1974). La ecología de la sucesión secundaria. *Revisión anual de ecología y sistemática*, 5, 25-37.
- Iglesias, M. 1993. Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades del suelo en un pinar de repoblación (*Pinus pinaster*), en Arenas de San Pedro (Ávila). Madrid, España: Universidad Complutense de Madrid.
- IPNI. 2023. International Plant Names Index. Published on the Internet <http://www.ipni.org>, The Royal Botanic Gardens, Kew, Harvard University Herbaria & Libraries and Australian National Herbarium.
- Jakobsen I. 1998. Extraction and quantification of soil hyphae. Working well for soils with up to 20% clay content. Development and function of the mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi Workshop. Uppsala Sweden.

- Jasso Flores, R. 2010. Determinación de la colonización intrarradical y extrarradical de hongos micorrizógenos arbusculares en una selva alta perennifolia. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Johnson, C. N. 2010. Resource stoichiometry elucidates the structure and function of arbuscular mycorrhizas across scales. *New Phytologist*, 185,631.
- Juárez-Orozco, S. M. 2005. Efectos del fuego y la herbivoría sobre la biomasa aérea del estrato herbáceo de la Reserva del Pedregal de San Ángel. BSc. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 90 p.
- Juárez-Orozco, S. & Z. Cano-Santana. (2007). El cuarto elemento y los seres vivos: ecología del fuego. *Revistas Ciencias*, 85(1), 4-12.
- Keeley, J. E., & Keeley, S. C. (1984). Postfire recovery of California coastal sage scrub. *American Midland Naturalist*, 105-117.
- Keeley, S. C., & Johnson, A. W. (1977). A comparison of the pattern of herb and shrub growth in comparable sites in Chile and California. *American Midland Naturalist*, 97(1), 120-132.
- Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., & Bradstock, R. A. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*, 16(8), 406–411.
- Khoury, E., & Oliveira, J. (2006). Efectos del fuego prescrito sobre matorral en las propiedades del suelo. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales*, 15(3), 262-270.
- Kivlin, S. N., Harpe, V. R., Turner, J. H., Moore, J. A. M., Moorhead, L. C., Beals, K. K., Hubert, M. M., Papeş, M., & Schweitzer, J. A. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungal response to fire and urbanization in the Great Smoky Mountains National Park. *Elemental: Science of the Anthropocene*, 9(1), 00037.
- Kruger, F.J. (1983). Plant community diversity and dynamics in relation to fire. In: Mediterranean-type ecosystems: the role of nutrients, *Springer-Verlag*, New York, 446-472.
- León, J. E. (2016). *Micelio extrarradical y colonización intrarradical de hongos micorrizógenos arbusculares en un matorral de duna costera Ría Lagartos, Yucatán, México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Longo, S., Nouhra, E., Goto, B. T., Berbara, R. L., & Urcelay, C. (2014). Effects of fire on arbuscular mycorrhizal fungi in the Mountain Chaco Forest. *Forest Ecology and Management*, 315, 86-94.
- López-Bucio, J., Cruz-Ramírez, A., & Herrera-Estrella, L. (2003). The role of nutrient availability in regulating root architecture. *Current Opinion in Plant Biology*, 6, 280–287.
- López-Gómez, V., Jiménez-Cedillo, L. Y., Blanco-Becerril, M. Á., & Cano-Santana, Z. (2009). Ecología de la comunidad de artrópodos asociada a *Muhlenbergia robusta* (Poaceae). En A. Lot y Z. Cano-Santana (Eds.), *Biodiversidad del Pedregal de San Ángel* (pp. 441-451). UNAM, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y Coordinación de la Investigación Científica.

- Lot, A., & Cano-Santana, Z. (2009). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Magaña-Hernández, E., Zuloaga-Aguilar, S., Cuevas-Guzmán, R., & Pausas, J. G. (2020). Variation in plant belowground resource allocation across heterogeneous landscapes: Implications for post-fire resprouting. *American Journal of Botany*, 107(8), 1114-1121.
- Magurran, A. (1988). *Diversidad ecológica y su medición*. Princeton University Press.
- Manson, R. H., Jardel Peláez, E. J., Jiménez Espinosa, M., Escalante Sandoval, C. A., Martínez Ramos, M., Asbjorsen, H., Contreras Martínez, S., Rodríguez Trejo, D. A., Santana, E., Arreola Muñoz, A., Sánchez-Cordero, V., Magaña Rueda, V., & Gómez Mendoza, L. (2009). Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. En *Capital natural de México* (vol. II, Estado de conservación y tendencias de cambio, pp. 131-184). CONABIO.
- Martínez-Orea, Y., S. Castillo-Argüero, P. Guadarrama-Chávez e I. Sánchez-Gallén. 2010. Post-fire seed bank in a xerophytic shrubland. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 86:11-21.
- Martínez-Orea, Y., Castillo-Argüero, S., Hernández-Apolinar, M., Guadarrama-Chávez, P., & Orozco-Segovia, A. (2012). Seed rain after a fire in a xerophytic shrubland. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(2), 447-457.
- Martínez-Mateos, E. (2001). Regeneración natural después de un disturbio por fuego en dos microambientes contrastantes de la Reserva Ecológica el Pedregal de San Ángel (Tesis de licenciatura). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 66 p.
- Martínez, J., De las Heras, J., & Herranz, J. (1991). Impacto ecológico de los incendios forestales. La Mancha.
- Marzano, R., Lingua, E., & Garbarino, M. (2012). Post-fire effects and short-term regeneration dynamics following high-severity crown fires in a Mediterranean forest. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 5(3), 93.
- Maslov, M. N., Maslova, O. A., & Kopeina, E. I. (2020). Changes in the Pools of Total and Labile Soil Organic Carbon during Post-Fire Succession in the Khibiny Mountain Tundra Ecosystems. *Eurasian Soil Science*, 53, 330-338.
- Miller, R.M., Reinhardt, D.R & Jastrow, J.D. (1995). External hyphal production of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in pasture and tall grass prairie communities. *Ecologia*,
- Miller, M. (2000). Fire autecology. En J. K. Brown & J. Kapler Smith (Eds.), *Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on flora*, 42(2).
- Minervini, M. G., Morrás, H. J. M., & Taboada, M. Á. (2018). Efectos del fuego en la matriz del suelo. Consecuencias sobre las propiedades físicas y mineralógicas. *Ecología Austral*, 28(1), 012-027.
- Monroy-Ata, A., & Ramírez-Saldivar, K. Y. (2018). Relación entre sucesión ecológica vegetal y hongos micorrizógenos arbusculares en un matorral xerófilo en el centro de México. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 21, 13-29.

- Monroy-Ata, A., Estevez Torres, J., García Sánchez, R., & Ríos Gómez, R. (2007). Establecimiento de plantas mediante el uso de micorrizas y de islas de recursos en un matorral xerófilo deteriorado. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 49-57.
- Montaño, N. M., Carmargo-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. México.
- Morgan, R.P.C. (1979). Soil erosion. London, Longman.
- Muñoz, M. R., & Fuentes, E. R. (1989). Does Fire Induce Shrub Germination in the Chilean Matorral? *Oikos*, 56(2), 177-181.
- Muñoz-Rojas, M. (2018). Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 47-52.
- NOM-021-RECNAT-2000 (Norma Oficial Mexicana). (2000). *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. Diario Oficial de la Federación. 73 p.
- Osman, K.T. (2013) *Soils: Principles, Properties and Management*. Springer, Dordrecht.
- Panwar, J., & J. C, Tarafdar. (2006). Distribution of three endangered medicinal plant species and their colonization with arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Arid Environments*, 65, 337-350
- Paine, R. T., Tegner, M. J., & Johnson, E. A. (1998). Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems*, 1, 535-545.
- Phillips, J. M., & Hayman, D. S. (1970). Improve procedures for clearing roots staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of British Mycological Society*, 55, 159-161.
- Pickett, S. T. A., Kolasa, J., Armesto, J. J., & Collins, S. L. (1989). The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos*, 54, 129-136
- Pellegrini, A. F. A., Harden, J., & Georgiou, K. (2022). Efectos del fuego sobre la persistencia de la materia orgánica del suelo y el almacenamiento de carbono a largo plazo. *Nature Geoscience*, 15, 5-13.
- Peñuelas, J., Sardans, J., Filella, I., Estiarte, M., Llusà, J., Ogaya, R., ... & Terradas, J. (2018). Assessment of the impacts of climate change on Mediterranean terrestrial ecosystems based on data from field experiments and long-term monitored field gradients in Catalonia. *Environmental and Experimental Botany*, 152, 49-59.
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- RStudio Team. (2020). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>
- Raison, R. J. (1979). Modification of the soil environment by vegetation fires with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil*, 51, 73-108.
- Ramos, A. C., Façanha, A. R., & Feijó, J. A. (2008). Ion dynamics during the polarized growth of arbuscular mycorrhizal fungi: from presymbiosis to symbiosis. In A. Varma & B.

- Hock (Eds.), *Mycorrhiza: biology, genetics, novel endophytes and biotechnology* (pp. 241-261). Springer.
- Rashid, A., Ahmed, T., Ayub, N., & Khan, A. G. (1997). Effect of forest fire on number, viability and post-fire re-establishment of arbuscular mycorrhizae. *Mycorrhiza*, 7, 217.
- Rzedowski, J. (1954). Vegetación del Pedregal de San Ángel. Licenciatura en Biología. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN. 73 pp.
- Rzedowski, J. (1954). Vegetación del Pedregal de San Ángel (Distrito Federal, México). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 8(1-2), 59-129.
- Reyes, H. A., Ferreira, P. F. A., Silva, L. C., da Costa, M. G., Nobre, C. P., & Gehring, C. (2019). Arbuscular mycorrhizal fungi along secondary forest succession at the eastern periphery of Amazonia: Seasonal variability and impacts of soil fertility. *Applied Soil Ecology*, 136, 1–10.
- Rodríguez-Cardona, B. M., Coble, A. A., Wymore, A. S., Kolosov, R., Podgorski, D. C., Zito, P., Spencer, R. G. M., Prokushkin, A. S., & McDowell, W. H. (2020). Wildfires lead to decreased carbon and increased nitrogen concentrations in upland arctic streams. *Scientific Reports*, 10(1).
- Rodríguez, T. D. A., Rodríguez, M. A., Fernández, F. S., & Pyne, S. J. (2002). *Educación e Incendios Forestales* (2ª ed.). Mundi Prensa. México. 201 p.
- Rosero, J., & Osorio, I. (2013). Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo. Estado del arte. *Revista Científica de la Facultad de Ingeniería*.
- Rowe, J. S. (1981). Concepts of fire on plant individuals and species. In *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. John Wiley & Sons Ltd. 135-154
- Sampson, A. W. (1944). Plant succession on burned chaparral lands in northern California. *University of California Agricultural Experiment Station Bulletin*, 685, 144 p.
- Sánchez de Prager, M., Posada-Almanza, R., Velásquez-Pomar, D., & Narváez-Castillo, M. (2010). *Metodología básica para el trabajo con micorriza arbuscular y hongos formadores de micorriza arbuscular*. Taller de publicaciones divulgación académica y cultural, Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira. Colombia.
- Santín, C., & Doerr, S. H. (2016). Fire effects on soils: The human dimension. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1696), 20150171.
- Schüßler, A., Schwarzott, D., & Walker, C. (2001). A new fungal phylum, the Glomeromycota: Phylogeny and evolution. Dedicated to Manfred Kluge (Technische Universität Darmstadt) on the occasion of his retirement. *Mycological Research*, 105(12), 1413-1421.
- Shannon-Wiener, C. E. (1949). The mathematical theory of communication. In C. E. Shannon-Wiener & W. Weaver (Eds.), *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, E.U.A.
- Siebe, C., Jahn, R., & Stahr, K. (2006). *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo*.
- Smith, F. A., & Read, D. J. (1997). Structural diversity in (vesicular)-arbuscular mycorrhizal symbioses. *New Phytologist*, 137, 373-388.

- Smith, S. E., & Read, D. J. (2008). *Mycorrhizal Symbiosis* (3rd ed.). Academic Press, New York.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688.
- Schüßler, A., & Walker, C. (2010). *The Glomeromycota: a species list with new families*. Gloucester: Arthur Schüßler & Christopher Walker. The Royal Botanic Garden Edinburgh, The Royal Botanic Garden Kew, Botanische Staatssammlung Munich, and Oregon State University.
- StatSoft, Inc. (2011). *STATISTICA versión 10 (data analysis software system)*. www.statsoft.com.
- Strand, E. K., Satterberg, K. L., Hudak, Byrne, J., Khalyani, A. H. Smith, & Alistair M. S. (2019). Does burn severity affect plant community diversity and composition in mixed conifer forests of the United States Intermountain West one decade post fire? *Fire Ecology*, 15, 25.
- Sweeney, J. R. (1956). Vegetation after fire. Univ. Calif. Bot. Publ. 28
- Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91, 2833-2849.
- Trabaud, L. V. (1990). Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigu. In Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and northern perspectives (Goldammer, J. G. y Jen-kins, M. J. coord.). The Hague, Edit. *SPB Academic Publishing*, 21-32.
- Ugalde Ávila, J., Granados-Sánchez, D., & Sánchez-González, A. (2008). Sucesión en el matorral desértico de *Larrea tridentata* (DC.) Cov. En la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, México. *Terra Latinoamericana*, 26(2), 153-160.
- Van Bemmelen, J. M. (1890). Über die Bestimmung des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den colloidalen Silikaten gebundenen Kieselsäure, des Mangans u. s. w. im Ackerboden. *Die Landwirthschaftlichen Versuchs-Stationen*, 37, 279-290.
- Valentin, C., d'Herbes, J. M., & Poesen, J. (1999). Soil and water components of banded vegetation patterns. *Catena*, 37, 1-24.
- Valle García, K. A. (2023). La comunidad de hongos micorrizógenos arbusculares y la regeneración natural de la selva alta perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz, México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Valkó, O., Deák, B., Magura, T., Török, P., Kelemen, A., Tóth, K., Horváth, R., Nagy, D. D., Debnár, Z., Zsigrai, G., & Kapocsi, I. (2016). Supporting biodiversity by prescribed burning in grasslands—a multi-taxa approach. *Science of the Total Environment*, 572, 1377-1384.
- Varma, R. V. (1996). Interaction of VA-mycorrhizal fungi with rhizosphere and rhizoplane mycoflora of forest tree species in arid and semi-arid regions. En V. Mohan, N. Neelam-Verma, N. Verma, K. S. S. Nair & J. K. Sharma (Eds.), *Impact of diseases and insect pests in tropical forests. Proceedings of the IUFRO Symposium, Peechi, India*, 222-231.

- Verzino, G., Joseau, J., Dorado, M., Gellert, E., Rodríguez Reartes, S., & Nóbile, R. (2005). Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada*, 4(1-2), 25-34.
- Valverde, T., Meave, J., Carabias, J., & Cano-Santana, Z. (2005). *Ecología y medio ambiente*. Pearson Educación de México.
- Vega, J., Landsberg, J., Bará, S., Paysen, T., Fontúrbe L, M. & Alonso, M. (2000). Efectos del fuego prescrito bajo arbolado de *P. pinaster* en suelos forestales de Galicia y Andalucía. Cuadernos de la S.E.C.R, 9, 123-136
- Vivar-Evans, S., Barradas, V. L., Sánchez Coronado, M. E., Gamboa de Buen, A., & Orozco Segovia, A. (2006). Ecophysiology of seed germination of wild *Dahlia coccinea* (Asteraceae) in a spatially heterogeneous fire-prone habitat. *Acta Oecologica*, 29.
- Weil, R.R. & Brady N.C. (2017). Soil organic matter. *Nature and properties of soils* (15th ed). Pearson Education Limited, England, 545-601.
- Whelan, R. J. (1995). *The Ecology of Fire*. Cambridge, UK: Cambridge University Press
- Zambrano, L., Rodríguez-Palacios, S., Pérez-Escobedo, M., Gil-Alarcón, G., Camarena, P., & Lot, A. (2016). *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de riesgos* (2da ed.). Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, UNAM. 52 pp.
- Zimmerman, A. R., & Mitra, S. (2017). Trial by Fire: On the Terminology and Methods Used in Pyrogenic Organic Carbon Research. *Frontiers in Earth Science*, 5.
- Zhou, Z., Wang, C., Jiang, L., & Luo, Y. (2017). Trends in soil microbial communities during secondary succession. *Soil Biology and Biochemistry*, 115, 92-99.

9. Anexos

Anexo 1. Técnicas de Tinción Phillips y Hayman (1970):

Consistió en separar las raíces más delgadas posibles y lavarlas con abundante agua, una vez separadas las coloqué en una rejilla histológica, y se sumergieron en un recipiente con KOH al 10% hasta cubrir las totalmente, se dejaron por 24 h. Por otra parte, si las raíces que presentaban bastante pigmento en la corteza se procedieron a realizarse en autoclave por 15-20 min a 90°C. una vez terminado el ciclo de los 15 min, las enjuague para eliminar los restos de KOH y las coloqué en HCL (10%) durante 10 min, posteriormente agregué agua oxigenada al 10 % si es que las raíces se encuentran muy pigmentadas. Después sin enjuagar las raíces adicioné una solución de azul de tripano al 10% y se dejaron teñir durante 24 horas,

pasado el tiempo retiré la solución de azul de tripano y la sustituí por una solución de lactoglicerol en la que se pueden mantener las raíces hasta el montado en el portaobjetos.

Anexo 2

Cuadro 1. Resultados del análisis de varianza para la variable edáfica pH por temporada, sitio y su interacción.

Factor	SC	g.l.	F	p
Sitio	0.000139	1	1.086	0.004455
Temporada	0.001017	1	7.946	0.007879
Sitio*Temporada	0.000186	1	1.451	0.0236511
Error	0.000128	35		

Anexo 3. Registro fotográfico de la flora por sitio:

Sitios quemados

		
<i>Dalea foliolosa</i> (Aiton) Barneby.	<i>Calochortus barbatus</i> (Kunth) J.H.Painter.	<i>Setaria grisebachii</i> E.Fourn.
		
<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.	<i>Opuntia</i> L.	<i>Dahlia coccinea</i> Cav.
		
<i>Phlebodium aureum</i> var. <i>areolatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.)	<i>Astrolepis sinuata</i> Sw.	<i>Cheilanthes</i> Sw.

		
<i>Penstemon roseus</i> G. Don.	<i>Cyperus manimae</i> Kunth.	<i>Cyperus seslerioides</i> Kunth
		
<i>Commelina</i> L.	<i>Cheilanthes lendigera</i> (Cav.) Sw.	<i>Cyperus odoratus</i> Kunth
		
<i>Bulbostylis funckii</i> (Steud.) C.B. Clarke	Familia: Adiantaceae	<i>Milla biflora</i> Cav.
		

<i>Paspalum prostratum</i> Nash, Man. Fl. N.	<i>Anoda cristata</i> L. Schltdl.	<i>Crusea longiflora</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) W.R.Anderson
		
<i>Sedum</i> L.	<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega.	<i>Phaseolus pedicellatus</i> Benth
		
<i>Crotalaria pumila</i> Hochst. & Steud. ex Baker.	<i>Phaseolus pluriflorus</i> Maréchal, Mascherpa & Stainier.	<i>Cheilanthes</i> Sw.
		
<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	<i>Solanum bulbocastanum</i> Dunal.	<i>Verbesina virgata</i> Cav.

		
<i>Commelina tuberosa</i> Billb. ex Beurl.	<i>Gonolobus uniflorus</i> Kunth.	<i>Cyperus</i> L.
		
<i>Baccharis</i> L.		

Sitios No quemados

		
<i>Opuntia</i> L.	<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	<i>Muhlenbergia robusta</i> (E.Fourn.) Hitchc.

		
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	<i>Buddleja cordata</i> Kunth	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.
		
<i>Pellaea sagittata</i> (Cav.) Link.	<i>Oxalis</i> L.	<i>Commelina coelestis</i> Willd.
		
<i>Phlebodium areolatum</i> (Willd.) J.Sm.	<i>Stevia</i> Cav.	<i>Ipomea</i> All.
		
<i>Cissus sicyoides</i> L.	<i>Phaseolus</i> L.	<i>Astrolepis sinuata</i> Sw.

		
<i>Dhalia coccinea</i> Cav.	<i>Lantana camara</i> L.	<i>Commelina</i> L.
		
<i>Verbesina virgata</i> Cav.	<i>Eupatorium</i> L.	<i>Fraxinus uhdei</i> Lingelsh.
		
<i>Metastelma angustifolium</i> (Rusby) Morillo.	<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.
		
<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees.	<i>Peperomia</i> Ruiz & Pav.	<i>Baccharis</i> L.

		
<i>Calandrinia megarhiza</i> Hemsl.	<i>Cyperus</i> L.	<i>Ipomoea trifida</i> G.Don.
		
<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	<i>Buddleja sessiliflora</i> Kunth.	<i>Salvia mexicana</i> L.
		
<i>Sp3*</i> sin identificar	<i>Fraxinus udhei</i> Lingelsh.	<i>Ipomea</i> All.

Anexo 4. Valores de IVI (Índice de valor de importancia) de las especies reportadas en los sitios

Especies	Familia	Mayo	Agosto		Enero	
		Q-Mayo	Q	NQ	Q	NQ
<i>Opuntia</i> L. Mill.	Cactaceae	+	6.03	25.31	33.74	27.94
<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	Crassulaceae	+	-	20.30	-	28.73
<i>Dicliptera peduncularis</i> Ness.	Acanthaceae	-	-	12.66	-	-
<i>Cissus sicyoides</i> L.	Vitaceae	-	5.74	9.52	-	4.95
<i>Dodonaea viscosa</i> Royen ex Blume.	Sapindaceae	-	-	8.90	7.82	8.09
<i>Buddleja cordata</i> Kunth.	Loganiaceae	-	5.74	7.64	10.08	8.09
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Fabaceae	-	-	7.64	-	12.01
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	Asteraceae	+	16.27	7.02	29.21	
<i>Verbesina virgata</i> Cav.	Asteraceae	-	4.90	6.77	12.80	8.09
<i>Manfreda scabra</i> (Ortega) McVaugh.	Agavaceae	-	10.79	6.64	6.91	-

<i>Eupatorium</i> L.	Asteraceae	-	-	6.39	9.18	18.14
<i>Commelina</i> L.	Commelinaceae	-	-	5.64	-	-
<i>Oxalis</i> L.	Oxalidaceae	-	-	5.14	-	-
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	Asteraceae	-	2.45	5.14	-	-
<i>Astrolepis sinuata</i> Sw.	Pteridaceae	-	-	4.64	-	-
<i>Phlebodium areolatum</i> (Willd.) J.Sm.	Polypodiaceae	-	3.08	4.39	-	6.13
<i>Ipomea</i> All.	Convolvulaceae	-	-	4.39	-	-
<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth,	Dioscoraceae	-	4.48	4.39	7.82	7.12
<i>Muhlenbergia robusta</i> (E.Fourn.) Hitchc.	Poaceae	+	14.45	3.88	28.18	20.93
<i>Fraxinus uhdei</i> Lingelsh.	Oleaceae	-	-	3.88	-	-
<i>Pellaea sagittata</i> Cav.	Adiantaceae	-	-	3.63	-	-
<i>Calandrinia megarhiza</i> Hemsl.	Portulacaceae	-	-	3.38	-	-
<i>Commelina coelestis</i> Willd.	Commelinaceae	-	3.92	3.13	-	10.05

<i>Stevia</i> Cav.	Asteraceae	-	-	3.13	-	8.09
<i>Peperomia</i> Ruiz & Pav.	Piperaceae	-	-	3.13	-	
<i>Cyperus</i> L.	Cyperaceae	-	4.06	3.13	-	
<i>Phaseolus</i> L.	Fabaceae	-	-	2.88	-	
<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	-	-	2.88	-	
sp 3 *sin identificar	-	-	-	2.88	-	
<i>Baccharis</i> L.	Asteraceae	+	4.48	2.88	15.64	4.95
<i>Metastelma angustifolium</i> Torr.	Asclepiadaceae	-	-	2.88	-	-
<i>Ipomoea trifida</i> G.Don.	Convolvulaceae	-	-	2.88	-	-
<i>Tillandsia recurvata</i> L.	Bromeliaceae	-	-	2.88	-	-
<i>Crotalaria pumila</i> Ortega.	Fabaceae	-	7.00	-	-	-
<i>Paspalum prostratum</i> Scribn. & Merr.	Poaceae	-	6.58	-	-	-
<i>Bouvardia ternifolia</i> Schltl.	Rubiaceae	-	5.74	-	-	-

<i>Loeselia mexicana</i> Brand.	Polemoniaceae	-	6.87	-	-	-
<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	Asteraceae	-	4.90	-	-	-
<i>Desmodium</i> sp Desv.	Fabaceae	-	4.90	-	-	-
<i>Cyperus manimae</i> Kunth.	Cyperaceae	-	4.48	-	-	-
<i>Commelina tuberosa</i> Billb. ex Beurl.	Commelinaceae	-	6.03	-	-	-
<i>Pteridaceae</i> (Fam.)		-	4.48	-	-	-
<i>Crusea longiflora</i> (Willd. ex Roem. & Schant.)	Rubiaceae	-	4.77	-	-	-
<i>Milla biflora</i> Cav.	Alliaceae	-	3.92	-	-	-
<i>Penstemon roseus</i> G.Don.	Scrophulariaceae	-	3.92	-	-	-
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	Poaceae	-	3.08	-	-	-
<i>Cyperus seslerioides</i> Kunth.	Cyperaceae	-	2.66	-	-	-
<i>Sedum</i> L.	Crassulaceae	-	2.66	-	-	-
<i>Setaria grisebachii</i> E.Fourn.	Poaceae	-	2.66	-	-	-

<i>Commelina linearis</i> Benth.	Commelinaceae	-	2.24	-	-	-
<i>Calochortus barbatus</i> (Kunth) J.H.Painter.	Liliaceae	-	2.24	-	-	-
<i>Phaseolus pedicellatus</i> Benth.	Fabaceae	-	2.24	-	-	-
<i>Tagetes lunulata</i> Ortega.	Asteraceae	-	2.24	-	-	-
<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega.	Passifloraceae	-	2.24	-	-	-
<i>Solanum bulbocastanum</i> Dunal.	Solanaceae	-	2.24	-	-	-
<i>Bulbostylis funckii</i> (Steud.) C.B.Clarke.	Cyperaceae	-	2.24	-	-	-
<i>Cyperus odoratus</i> Kunth.	Cyperaceae	-	2.24	-	-	-
<i>Salvia mexicana</i> Sessé & Moc.	Lamiaceae	-	-	-	-	12.01
<i>Buddleja sessiliflora</i> Kunth.	Buddlejaceae	-	-	-	-	6.13
<i>Selaginella</i> P.Beauv.	Selaginellaceae	-	-	-	-	4.56

<i>Rubus liebmannii</i> Focke.	Rosaceae	-	-	-	-	4.95
<i>Polypodium polypodioides</i> L. Hitchc.	Polypodiaceae	-	-	-		6.13
<i>Cheilanthes lendigera</i> Cav. Sw.	Adiantaceae	-	-	-	7.82	4.95
<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	Asteraceae	-	-	-	7.82	6.13
<i>Gonolobus uniflorus</i> Kunth.	Asclepiadaceae	-	-	-	7.37	-
<i>Pseudognaphalium luteoalbum</i> L.	Asteraceae	-	-	-	9.18	-