

**ANÁLISIS DE LA MICROBIOTA EDÁFICA COMO BASE PARA UNA
ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN EN UN ECOSISTEMA FORESTAL DEL
MUNICIPIO DE ISIDRO FABELA, ESTADO DE MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTORA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS

PRESENTA:

M. en E. ALEJANDRA GARCÍA MARES

COMITÉ TUTORAL

DIRECTOR: DR. IVÁN PÁVEL MORENO ESPÍNDOLA

CO DIRECTOR: DR. JOSÉ LUIS GAMA FLORES

ASESORA: DRA. MARÍA JESÚS FERRARA GUERRRO

SÍNTESIS

El suelo es uno de los sistemas naturales más complejos y fundamentales para la sostenibilidad de los ecosistemas terrestres, al integrar componentes físicos, químicos y biológicos en una matriz dinámica donde se desarrollan procesos esenciales como los ciclos de nutrientes, la regulación hídrica y el mantenimiento de la biodiversidad. El suelo actúa como un sistema vivo cuya funcionalidad depende de la interacción entre sus componentes abióticos y las comunidades biológicas que lo habitan, particularmente la microbiota edáfica.

Sin embargo, en las últimas décadas, los ecosistemas han sido sometidos a un proceso acelerado de degradación derivado de cambios en el uso del suelo, como la deforestación, la expansión agrícola y la urbanización. Estos procesos han provocado una pérdida significativa de materia orgánica, desequilibrios nutrimentales y una alteración en la estructura de las comunidades microbianas, lo que reduce la fertilidad del suelo y disminuye los servicios ecosistémicos que este provee. En los bosques templados de México, esta problemática adquiere especial relevancia debido a su importancia ecológica, hidrológica y productiva, así como a la creciente presión antrópica que enfrentan.

Generalmente, la evaluación de la calidad del suelo se ha centrado en sus propiedades físicas y químicas; no obstante, este enfoque resulta insuficiente para comprender su funcionamiento integral, ya que omite el papel de la biota edáfica y de las interacciones ecológicas que regulan los procesos biogeoquímicos. En este sentido, las asociaciones simbióticas entre plantas y microorganismos, particularmente los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) y los hongos endófitos septados oscuros (HESO), representan un componente clave en la dinámica del suelo, al influir en la disponibilidad de nutrientes, la tolerancia al estrés y la estabilidad del ecosistema. A pesar de su importancia, aún existen limitaciones de integración entre el estudio de estas asociaciones y la evaluación de la funcionalidad edáfica bajo distintos escenarios de perturbación.

En este contexto, surge la necesidad de desarrollar enfoques que permitan vincular el diagnóstico de las propiedades del suelo con su capacidad funcional, incorporando la dimensión biológica como eje central del análisis. Bajo esta perspectiva, el presente trabajo plantea la siguiente pregunta de investigación:

¿cómo influyen las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo, así como las interacciones hongo–planta, en la funcionalidad del ecosistema edáfico y en la productividad vegetal bajo distintos usos de suelo?. Se plantea como hipótesis que la funcionalidad del suelo disminuye conforme aumenta el grado de perturbación, ya que la pérdida de biodiversidad y el deterioro de las interacciones microbianas, llevan a una menor productividad vegetal.

Para abordar dicha problemática, la investigación se estructuró en tres niveles complementarios. En el Capítulo I, se establece el marco teórico que sustenta el estudio, abordando el suelo como un ecosistema y destacando el papel de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en su funcionamiento. El Capítulo II presenta la caracterización de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo en un ecosistema forestal templado bajo distintos usos, así como el análisis de las interacciones hongo–planta como posibles descriptores del grado de perturbación. Finalmente, el Capítulo III integra un enfoque experimental mediante el diseño de un microcosmos edáfico, con el objetivo de evaluar la funcionalidad del sistema a través de la productividad de *Avena sativa* L. como especie bioindicadora y de explorar la viabilidad de un modelo de restauración basado en la estructuración de un ecosistema edáfico funcional.

En conjunto, este enfoque permite conectar el diagnóstico ambiental con la experimentación controlada, generando una base conceptual y metodológica para comprender los procesos que determinan la funcionalidad del suelo y su potencial de recuperación. De esta manera, la investigación aporta elementos para la identificación de indicadores de calidad edáfica y contribuye al desarrollo de estrategias orientadas al manejo sostenible.

Palabras clave: Biodiversidad, productividad, suelo.



**UNIVERSIDAD
AUTÓNOMA
METROPOLITANA**

**ANÁLISIS DE LA MICROBIOTA EDÁFICA COMO BASE PARA UNA ESTRATEGIA
DE RESTAURACIÓN EN UN ECOSISTEMA FORESTAL DEL MUNICIPIO DE
ISIDRO FABELA, ESTADO DE MÉXICO**

La presente tesis fue realizada bajo la supervisión del comité Tutoral indicado a
continuación y aprobada como requisito en el plan de estudios para obtener el
grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS AGROPECUARIAS

COMITÉ TUTORAL:

Director
Dr. Iván Pável Moreno Espíndola

Co Director
Dr. José Luis Gama Flores

Asesora
Dra. María Jesús Ferrara Guerrero

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Metropolitana por darme la oportunidad de cumplir mis aspiraciones profesionales.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por ser mi segunda casa y mi sustento.

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación por la beca otorgada para concluir con éxito este proyecto.

A la Comisión Académica del Doctorado en Ciencias Agropecuarias por su constante acompañamiento y el apoyo logístico brindado.

A mi comité por fortalecerme y motivarme para avanzar con mayor convicción.

A todos los excelentes profesores de los que he aprendido en este camino de experiencias muy gratificantes.

A mi familia cuyo soporte y amor han hecho todo posible.

A mis amigos por la paciencia y las risas.

PARA SARA ALICIA
LO MÁS VALIOSO EN MI VIDA

Índice

Capítulo I: Fundamentos ecológicos del suelo

1. Concepto de Biodiversidad	7
1.1 Niveles de de la biodiversidad	8
2. El suelo como ecosistema	11
2.1 Grupos funcionales	12
2.2 Servicios ecosistémicos	20
3. Factores que alteran el ecosistema suelo	22
3.1 Cambio de uso del suelo (fragmentación)	22
3.2 Introducción de especies exóticas invasoras	24
3.3 Calentamiento global	26
3.4 Contaminación	28
4. Aproximaciones metodológicas de la restauración ecológica	32
4.1 Diagnóstico ambiental	32
4.2 Restauración	34
4.3 Microcosmos como modelo de restauración	37
5. Referencias	40

Capítulo II: Interacciones hongo planta como indicadoras de la calidad edáfica y la estabilidad de un ecosistema templado

1. Resumen	48
2. Introducción	50
3. Objetivos	54
4. Pregunta de investigación	55
5. Hipótesis	55
6. Material y métodos	55
5.1 Área de estudio	55
5.2 Zonificación de las áreas de estudio	62
5.3 Recolección de muestras	63
5.4 Caracterización de las propiedades físicas y químicas del suelo	64
5.5 Cuantificación de esporas	65
5.6 Determinación de la interacción hongo-planta	67
5.7 Análisis estadístico	67
6. Resultados	68
7. Discusión	76
8. Conclusiones	87
9. Referencias	88

Capítulo III: Diseño edáfico

1. Resumen	94
2. Introducción	96
3. Justificación	100
4. Objetivos	101
5. Pregunta de investigación	101
6. Hipótesis	102
7. Material y métodos	102
8. Resultados	107
9. Discusión	118
10. Conclusiones	125
11. Referencias	127

Conclusiones generales	132
-------------------------------	-----

Anexo: Actividades de difusión	134
---------------------------------------	-----

CAPÍTULO I: FUNDAMENTOS ECOLÓGICOS DEL SUELO

1. CONCEPTO DE BIODIVERSIDAD

La biodiversidad es una característica fundamental de los ecosistemas, marcada por la variabilidad y la diferenciación de los organismos que los integran. No es algo aislado, sino una cualidad esencial que está presente en todos los niveles de organización biológica, manifestándose en cada interacción genética, ecosistémica y evolutiva (Nuñez *et al.*, 2003). Este concepto abarca la variedad de formas de vida provenientes de cualquier fuente, incluyendo ecosistemas terrestres y acuáticos, así como los complejos ecológicos en los que están incluidos; también considera la diversidad dentro de las especies, entre especies y de los ecosistemas (Naciones Unidas, 1992). El estudio de la biodiversidad requiere un enfoque histórico que ayude a entender los procesos que han dado lugar, mantenido o transformado esta diversidad, tales como la diversificación genética, la extinción de especies y la dinámica ecológica de las comunidades biológicas (Nuñez *et al.*, 2003). Se define la biodiversidad como la variedad de la vida en todos sus niveles: desde las especies de plantas, animales, hongos y microorganismos que ocupan un área específica, hasta su variabilidad genética, los ecosistemas en los que interactúan y los paisajes donde se distribuyen estos sistemas ecológicos (CONABIO, 2022). También incluye los procesos ecológicos y evolutivos que ocurren en niveles jerárquicos como el genético, poblacional, comunitario y ecosistémico, abarcando las interacciones temporales y espaciales entre ecosistemas, especies migratorias y ciclos de nutrientes (CEPAL, 2024). Todo esto

demuestra que la biodiversidad refleja no solo una riqueza biológica, sino también una dinámica funcional clave para la sostenibilidad del planeta.

1.1. NIVELES DE LA BIODIVERSIDAD

La biodiversidad se manifiesta en tres niveles: ecosistemas, especies y genes. En estos niveles se incorpora una amplia variedad de fenómenos, como los distintos tipos de hábitats, la riqueza de especies (endemismos, variedades y razas), así como la variabilidad genética de las poblaciones, entre otros (Llorente-Bousquets y Michán, 2010).

DIVERSIDAD GENÉTICA

La biodiversidad genética se refiere a la variabilidad de la información en los genes de los organismos que habitan la Tierra (McNelly *et al.*, 1990). Esta diversidad se refleja en el número y la frecuencia de las variantes genéticas dentro de una especie (Donato, 2011). Halffter (1992) la describe más a fondo como una trinidad biológica que incluye: a) La diversidad de alelos de un mismo gen en una especie, b) Las diferencias genéticas entre poblaciones, y c) Las vastas bibliotecas de información genética que caracterizan a cada especie.

La diversidad genética surge tanto de procesos adaptativos como de eventos aleatorios, como planteó Darwin en su teoría de la selección natural. Los genes, que son las unidades funcionales del ADN, codifican las características que distinguen a los individuos de una especie, desde rasgos físicos como el color de los ojos hasta respuestas fisiológicas complejas. Por lo tanto, esta diversidad genética es la base de la capacidad adaptativa de las especies ante los cambios en el ambiente (Marín-Serna *et al.*, 2011).

Es fundamental para la supervivencia y evolución de las especies, ya que proporciona la base necesaria para adaptarse a condiciones ambientales cambiantes, enfermedades emergentes y presiones ecológicas. Conservar esta diversidad no solo es crucial para mantener el funcionamiento de los ecosistemas, sino que también es esencial para asegurar la seguridad alimentaria, la salud humana y el desarrollo sostenible a largo plazo (Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2024).

DIVERSIDAD DE ESPECIES

La biodiversidad a nivel de especie se refiere a la variedad de especies que coexisten en una región específica. Desde una perspectiva biológica ampliamente aceptada, se considera que una especie es un grupo de individuos que muestran similitudes morfológicas, anatómicas, fisiológicas y bioquímicas, y que son capaces de reproducirse entre sí produciendo descendencia fértil (Marín-Serna *et al.*, 2011). Esta definición, aunque no universal, es una de las más comúnmente empleadas en estudios evolutivos y ecológicos.

Hasta ahora, se han identificado alrededor de 1.75 millones de especies, aunque estimaciones sugieren que el número real podría llegar a ser de 13 millones, lo que indica que hay una gran porción de biodiversidad aún no descubierta (SEMARNAT, 2012). La diversidad de especies no solo representa una riqueza biológica, sino que también cumple funciones ecológicas vitales. Éstas incluyen el mantenimiento de procesos biológicos esenciales como la polinización y el control natural de plagas, así como el suministro de recursos para el uso humano, que abarcan madera, plantas medicinales y especies con valor cultural, educativo o recreativo (Llorente-Bousquets y Michán, 2010).

La diversidad de especies es fundamental para la estabilidad y resiliencia de los ecosistemas. Su existencia garantiza el funcionamiento de procesos ecológicos clave, fomenta la seguridad alimentaria y abre oportunidades para el desarrollo sostenible. Aparte, representa un reservorio de recursos genéticos y culturales que puede ser crucial ante los retos ambientales y sociales que se presenten en el futuro (Ministerio del medio ambiente, Chile, 2018).

DIVERSIDAD DE ECOSISTEMAS

La biodiversidad a nivel de ecosistemas se refiere a la variabilidad estructural y funcional de los hábitats naturales y seminaturales que conforman la biosfera, incluidos selvas, bosques, manglares, tundras, arrecifes, ríos, lagunas, desiertos y costas, entre otros (Donato, 2011). Esta categoría de diversidad biológica implica la presencia de diferentes tipos de hábitats, comunidades bióticas y procesos ecológicos que pueden variar en el tiempo y el espacio, influenciados por factores como el origen del suelo, la fertilidad, las condiciones climáticas (temperatura, altitud, radiación solar, humedad relativa), el grado de evolución biológica y la intensidad de la intervención humana (Guariguata y Kattan, 2002; Marín-Serna *et al.*, 2011). Los ecosistemas se diferencian unos de otros por atributos estructurales, como la forma del dosel forestal y la composición vegetal en diferentes estratos (arbóreo, arbustivo, herbáceo y rastrero), además de sus dinámicas funcionales, como las cadenas tróficas y su contribución a los ciclos biogeoquímicos (Llorente-Bousquets y Michán, 2010). Gracias a metodologías bioclimáticas y florísticas, se ha creado una clasificación ecológica para América Latina que permite identificar condiciones particulares basado en variables como precipitación, temperatura, altitud y evapotranspiración biótica (Guariguata y Kattan, 2002). En resumen, la

diversidad de ecosistemas representa el nivel ecológico donde se manifiestan las relaciones entre los organismos vivos y su entorno, formando un componente clave en la representación espacial y funcional de la biodiversidad.

La diversidad de ecosistemas permite mantener funciones ecológicas esenciales que, a su vez, generan beneficios tangibles para la sociedad y el medio ambiente. Esta variabilidad estructural y funcional ayuda a regular el clima, conservar el suelo y el agua, recargar acuíferos, proteger cuencas hidrográficas y costas, así como degradar desechos orgánicos y fijar nutrientes como el nitrógeno, que son esenciales para la salud del planeta (Llorente-Bousquets y Michán, 2010).

Además, proporciona hábitats diferentes que favorecen la investigación científica, la educación ambiental, la recreación y el turismo, y permite el uso sostenible de tierras agrícolas, pasturas y otros ecosistemas manejados por el ser humano. En definitiva, esta diversidad constituye una infraestructura natural dinámica que mantiene el equilibrio ecológico y ofrece servicios ecosistémicos críticos para el bienestar humano (Ministerio del medio ambiente, 2018).

2. EL SUELO COMO ECOSISTEMA

El suelo es uno de los ecosistemas más diversos y complejos que existen en la naturaleza; es un espacio único donde se combinan las fases sólida, líquida y gaseosa formando una matriz tridimensional de *material mineral* (45%), *Agua* (20-30%), *Gases* (20-30%), y *Materia orgánica* (1-5%) (Santos-Villalobos *et al.*, 2018).

Es un ecosistema dinámico que alberga una biodiversidad excepcional que lo convierte en uno de los hábitats más variados del planeta. Esta complejidad biológica se manifiesta en la innumerable cantidad de organismos que lo habitan,

que interactúan entre sí y desempeñan funciones vitales en los ciclos biogeoquímicos que sostienen la vida (FAO, 2015).

El ecosistema suelo presenta una fauna edáfica característica que modifica activamente la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema edáfico, regulando sus ciclos biológicos y contribuyendo a su estabilidad. Así, el suelo no solo actúa como soporte físico para las plantas, sino también como reciclador de materia orgánica y residuos biodegradables, funciones que emergen de la acción coordinada de las comunidades microbianas, y de la meso y macrofauna, cuya composición varía según las características del suelo, los flujos de energía y las prácticas humanas de manejo (Chamorro-Bello, 2001).

Esta perspectiva ecológica del suelo permite trascender su visión utilitaria como simple soporte para cultivos o infraestructuras, y lo define como un componente esencial de los sistemas naturales y productivos, lo cual resulta clave para el diseño de estrategias sostenibles de gestión del territorio (Ponge, 2015).

2.1 GRUPOS FUNCIONALES

Los componentes biológicos del suelo conforman una comunidad bien organizada y equilibrada, integrada por productores, consumidores y descomponedores. La cantidad de individuos en estas poblaciones depende del espacio existente en la porosidad del suelo, de los recursos nutricionales y de las condiciones climáticas que influyen en su tasa de crecimiento, así como en la duración de sus ciclos de vida y en cómo cada población ocupa un nicho específico en el ecosistema.

Cada tipo de suelo alberga una variedad única de organismos, cuya presencia está determinada por las condiciones del entorno edáfico y ecológico. Entre los factores que más influyen en su desarrollo se encuentran la textura (que afecta la porosidad y la oxigenación), la disponibilidad de nutrientes, la humedad y el pH del suelo (Chamorro-Bello, 2001).

La diversidad biológica desempeña un papel fundamental para la funcionalidad del suelo, dado que los organismos que lo habitan son responsables de las transformaciones biogeoquímicas (Chamorro-Martínez, *et al.*, 2021). Estas funciones son el resultado del trabajo organizado entre asociaciones de microfauna, mesofauna y macrofauna (Cuadro 1). Esta clasificación, basada en su tamaño corporal, permite identificar, a la vez, el área espacial de influencia de la biota. La microfauna está compuesta por organismos que requieren una porosidad, cuyo espacio intersticial permite el desarrollo de una película de agua sobre los agregados del suelo para alimentarse y desplazarse, la mesofauna se limita generalmente al espacio poroso, mientras que la macrofauna modifica el entorno para crear su propio espacio vital (Orduz-Tovar *et al.*, 2020).

Cuadro 1. Clasificación de la diversidad de organismos en el suelo (Ros *et al.*, 2024).

Función específica	Función principal
Microorganismos Bacterias: Son cruciales para la fijación de nitrógeno, la descomposición de materia orgánica y la transformación y producción de nutrientes. Hongos: Descomponen la materia orgánica compleja, liberando nutrientes para las plantas. Algunos forman relaciones simbióticas con las raíces de las plantas (micorrizas).	Responsables de los ciclos biogeoquímicos del suelo, descomposición de materia

Microfauna

orgánica y liberación de nutrientes esenciales.

Protistas: Participan en la regulación de las poblaciones microbianas y la descomposición de materia orgánica.

Nemátodos: Descomponen materia orgánica y controlan poblaciones de microorganismos, a la vez que son indicadores de la salud del suelo.

Mesofauna

Colémbolos: Contribuyen a la formación de humus y a la fragmentación de la materia orgánica.

Regulan la descomposición de materia orgánica y la formación del humus, además de participar en el control biológico de plagas y enfermedades

Ácaros: Participan en la descomposición de materia orgánica y control biológico de plagas mediante la depredación.

Macrofauna

Lombrices de tierra: Mejoran la estructura del suelo, aumentando la porosidad, aireación y capacidad de retención de agua. Facilitan la mezcla de capas del suelo y el ciclo de nutrientes.

Ayudan en la aireación y drenaje del suelo, facilitan la mezcla de capas del suelo y la distribución de materia orgánica.

Coleópteros: Fragmentan la materia orgánica y contribuyen a la formación de humus. Algunos son depredadores que controlan plagas del suelo.

Miriápodos: Descomponen materia orgánica y ayudan a la mineralización de nutrientes.

Cuando los diferentes componentes del suelo se comunican entre sí, con las plantas (productores primarios) y animales (consumidores) del ecosistema, se conforma un complejo entramado de relaciones que regulan el flujo de materia y energía dentro del sistema, conocido como red trófica del suelo (FAO, 2015) (Figura 1).

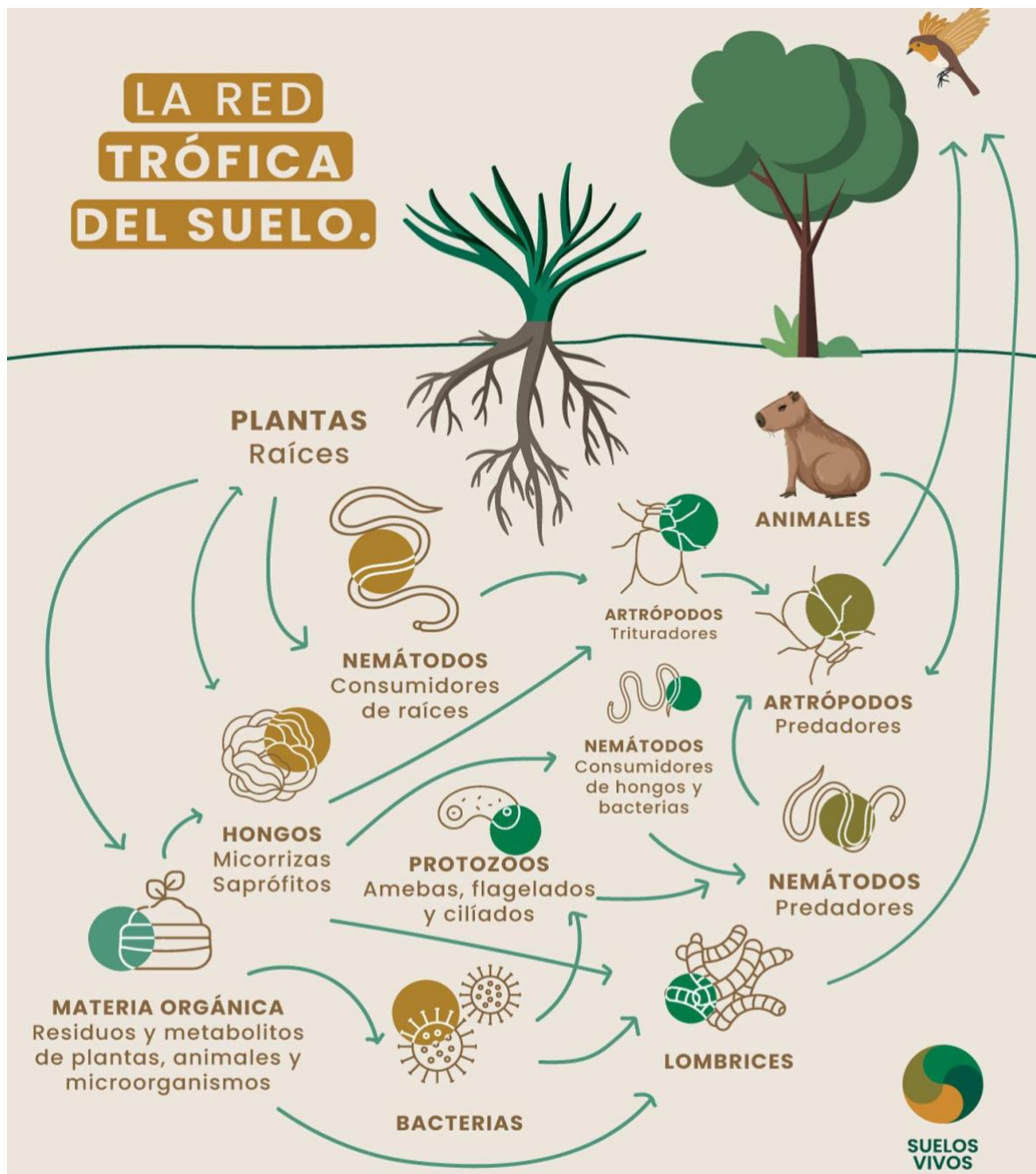


Figura 1. Red trófica del suelo (Universidad para la Cooperación Internacional, 2024 <https://www.suelosvivos.org/>).

Esta red ilustra cómo los nutrientes que componen los seres vivos se mueven entre los distintos compartimentos del ecosistema (incluyendo la atmósfera, organismos, suelo, cuerpos de agua, etc.). Estos nutrientes se clasifican en macronutrientes (carbono, oxígeno, hidrógeno, nitrógeno, fósforo, azufre, calcio,

magnesio y potasio) y micronutrientes (hierro, cobre, zinc, cloro, yodo, entre otros). Se trata entonces de entender cómo se alcanza la estabilidad ecosistémica: mediante interacciones complejas entre sus componentes abióticos y bióticos; usualmente, una mayor diversidad biótica y una mayor complejidad de las interacciones bióticas, resultan en una mayor estabilidad ecosistémica.

A grandes rasgos, las plantas, siendo autótrofas y fotosintéticas, son las principales productoras de nutrientes y biomasa; los animales constituyen los principales consumidores; mientras que la descomposición y reciclaje de nutrientes se da por microorganismos como bacterias y hongos (Marin, 2018).

El suelo alberga una extraordinaria cantidad de bacterias y hongos presentes incluso en pequeñas fracciones. Se ha documentado la existencia de hasta 3,000 filotipos distintos de bacterias en apenas 300 mg de suelo (Curiel-Yuste *et al.*, 2015), lo que evidencia la hiperdensidad e hiperdiversidad que caracteriza al ecosistema (García de Salamone, 2011).

Según sus funciones, estos microorganismos se han categorizado en, 1) degradadores de residuos orgánicos, 2) bacterias que promueven el crecimiento de las plantas, y 3) hongos y bacterias que combaten patógenos de raíces. De estos microorganismos, los endofíticos, colonizan internamente los tejidos radicales y llevan a cabo actividades dentro de la planta que inciden en el crecimiento y protección vegetal. Algunos de ellos son simbioses mutualistas de las plantas como las bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico, los hongos micorrícicos y los hongos endófitos septados oscuros (Pedraza *et al.*, 2010). Estos hongos pueden influir directamente en el éxito de las plantas en un entorno determinado (Bueno de Mesquita *et al.*, 2018).

La simbiosis micorrízico-arbuscular se establece entre las raíces de la mayoría de las plantas terrestres y hongos pertenecientes al Phylum Glomeromycota (Di Barbaro *et al.*, 2017). Los hongos micorrízicos arbusculares (HMA) son un componente crítico del ecosistema que contribuye a la nutrición y crecimiento vegetal, al proporcionarles acceso a minerales en forma biodisponible, derivados del suelo (Barrer, 2009; Bhandana *et al.*, 2021). Las interacciones planta-microorganismos, favorecen la tolerancia de las plantas a organismos fitopatógenos, condiciones ambientales como sequía, salinidad, elementos potencialmente tóxicos y los contaminantes orgánicos (Thangavel *et al.*, 2022).

Los hongos endófitos septados oscuros (HESO) son ascomycetos anamórficos dematiáceos radicales omnipresentes que ocupan diversos ecosistemas. Éstos colonizan internamente los tejidos radicales y llevan a cabo actividades dentro de la planta que inciden en el crecimiento y protección vegetal, sin embargo, estos beneficios son objeto de debate y deben continuar siendo evaluados (Giesemann *et al.*, 2020).

La presencia de estos grupos funcionales en el suelo contribuye a mejorar la regulación del ciclo de nutrientes, la estructura del suelo y aumentar la eficiencia en la descomposición de materia orgánica (Birgé y Baer, 2018). Estos procesos son esenciales para la fertilidad y la productividad del suelo, asegurando así la continuidad del suministro de nutrientes esenciales para el desarrollo de las plantas. (Ros *et al.*, 2024).

En las cadenas de nutrientes y energía del suelo participan distintos tipos de plantas. Al introducir a estas en el sistema, la situación de los microorganismos cambia de forma drástica (Chiocchio, 2000), ya que las raíces, además de dar

anclaje y adquirir nutrientes y agua necesaria para el crecimiento de las plantas, también mantienen una rizosfera, es decir, una región dinámica en la que tienen lugar numerosos procesos biogeoquímicos impulsados por la actividad física (McNear, 2013) y la diversidad de sustancias químicas exudadas por las raíces de las plantas para atraer y alimentar a los microorganismos que a su vez proporcionan nutrientes (y otros compuestos) a las plantas (Giese, 2015).

La identidad y densidad poblacional de las plantas puede también afectar la interfaz raíz-suelo, ya sea modificando la cantidad y tipo de exudados de la raíz o bien, porque la cubierta del suelo regula la humedad y la temperatura, controla el crecimiento de malezas y proporciona un hábitat para otros componentes de la red trófica del suelo que pasan al menos parte de su tiempo sobre la superficie (Giese, 2015).

Además, si ciertas plantas logran o no desarrollar una cobertura adecuada depende de cómo interactúan las especies en el ecosistema, así como de la competencia temporal y espacial por los recursos del suelo, tanto en el tiempo como en el espacio. Las interacciones con los distintos grupos de organismos en la biocenosis pueden facilitar que algunas especies de plantas se establezcan o se desarrollen más adelante, a través de varios mecanismos (Cornejo-Rivas, 2006).

Los procesos que ocurren en la rizosfera tienen una gran influencia en la funcionalidad y la estructura de la comunidad vegetal, pues controlan una serie de reacciones que regulan el ciclo del carbono terrestre y otros elementos que son fundamentales para que las plantas sean capaces de sintetizar todas las sustancias orgánicas esenciales para su metabolismo (McNear 2013) y para la nutrición de la meso y macrofauna.

Ya en un nivel superior de la cadena alimentaria, los consumidores (meso y macrofauna), representan la mayor parte de la biomasa animal total del suelo y contribuyen sustancialmente al funcionamiento de la red trófica edáfica. La diversidad de la fauna del suelo está relacionada con el aumento de los recursos alimenticios disponibles de las raíces de las plantas y los aportes de hojarasca a los suelos (Chamorro-Martínez *et al.*, 2021).

Los ácaros y los colémbolos son los principales representantes de la mesofauna, caracterizada por organismos de tamaños de 80 μm a 2 mm (Orduz-Tovar *et al.*, 2020), con hábitos alimenticios muy variados que pueden ser herbívoros, detritívoros, depredadores (carnívoros) y fungívoros. Los ácaros, son indicadores potencialmente potentes, tanto de la naturaleza del ecosistema como de sus perturbaciones debido a que alcanzan varios centenares de miles de individuos por metro cuadrado (Socarrás, 2013). El alimento ingerido por los colémbolos se transforma en heces que benefician a las raíces, debido a la continua liberación de nutrientes. Por otra parte, al consumir hongos, disminuyen las concentraciones de patógenos en los cultivos, por lo que también son utilizados como bioindicadores de perturbación (González-Cairo *et al.*, 2003).

La macrofauna está constituida por lombrices, hormigas y termitas de 2 a 20 mm. Se reconocen los organismos epígeos que viven y se alimentan de la hojarasca y los hipogeos que habitan en el suelo y se alimentan de la materia orgánica de este. Estos organismos se mueven activamente a través del suelo y forman galerías que son fundamentales para que el aire y el agua lleguen a las raíces de las plantas (Cabrera y Crespo 2001; Orduz-Tovar *et al.*, 2020).

En el entramado de la red trófica hay organismos que participan sirviendo de alimento para aquellos que ocupan niveles superiores, y cada vez que esto ocurre, se genera un remanente orgánico esencial para el desarrollo de la vida en el ecosistema.

2.2 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los beneficios derivados de la biodiversidad son múltiples y esenciales para el mantenimiento del suelo y su gestión. La red compleja de interacciones entre microorganismos, plantas, mesofauna y macrofauna demuestra que no solo es importante la presencia de estos organismos, sino también la manera en que interactúan y se conectan entre sí. Estas interacciones son las que realmente contribuyen a la multifuncionalidad del suelo, permitiéndole proporcionar una amplia gama de servicios ecosistémicos esenciales para sustentar la vida humana desde una perspectiva funcional (Ros *et al.*, 2024), además de estar profundamente entrelazados con valores socio-culturales, lo que refuerza la necesidad de conservar y valorar la biodiversidad como un patrimonio común de la humanidad.

Según la Clasificación Común de los Servicios Ecosistémicos, (Haines-Young y Potschin-Young, 2023), los servicios ecosistémicos se dividen en servicios de prestación/provisión, regulación, mantenimiento/soporte y servicios culturales (Cuadro 2).

Cuadro 2. Tipos de servicios ecosistémicos y algunos ejemplos de cada categoría (MEA, 2005).

Soporte	Procesos ecosistémicos, de formación de suelo, transporte, hábitat humano y biodiversidad, mantenimiento de diversidad, ciclos de disturbios, etc.
Regulación	Clima, gases, calidad y cantidad de agua, erosión, disturbios, contaminación, ciclado de nutrientes, polinización, enfermedades, etc.

Provisión	Alimentos, agua, recursos genéticos, fibras y maderas, biocombustibles, medicinas, etc.
Cultural	Identidad cultural, recreación, turismo, beneficios estéticos y espirituales, ciencia y educación, etc.

El suelo se considera el sistema que provee la mayor cantidad de servicios ecosistémicos (Ponge, 2015). De acuerdo con Jónsson y Davíðsdóttir (2016), la producción agrícola y forestal, el almacenamiento, filtrado y transformación de agua y diversas sustancias químicas (entre ellas carbono y nitrógeno atmosférico); su función como hábitat y patrimonio genético que desempeñan funciones ecológicas esenciales son algunos de los más citados (Figura 2).

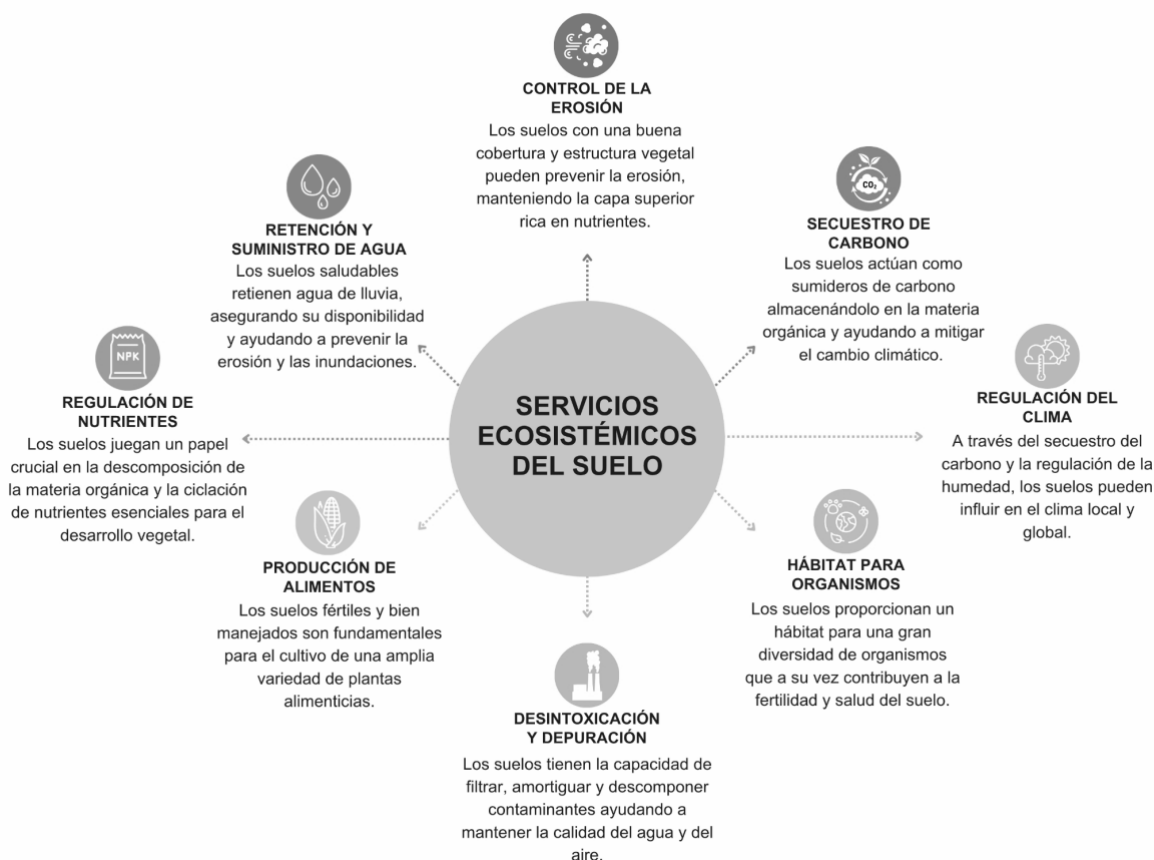


Figura 2. Tipo y descripción de los servicios ecosistémicos que ofrece el suelo. Adaptado de Ros *et al.* (2024).

¿Cuántos y de qué magnitud son los servicios que presta el suelo?, depende de su material parental, del relieve, el clima y la diversidad de microorganismos. Estas características determinan en gran medida los procesos, servicios y funciones que realiza el suelo, tanto en los ecosistemas naturales como en los agrícolas y urbanos (Pereira *et al.*, 2018; Ros *et al.*, 2024).

Los suelos y sus respectivos beneficios son el soporte de todas las actividades humanas. Las necesidades básicas de alimentación, aire limpio y agua, entre otras, no son posibles sin el suelo, por lo que es importante gestionarlo de manera sostenible en el marco de la protección del derecho al medio ambiente sano para el desarrollo y bienestar humano (CNDH, 2016).

No obstante, las funciones esenciales del suelo están sometidas a intervenciones antropogénicas que modifican la estructura edáfica y los grupos funcionales que se desarrollan en el suelo. Estas presiones derivan en problemáticas como erosión, pérdida de materia orgánica, disminución de aireación e infiltración de agua, contaminación, pérdida de biodiversidad, salinización, inundaciones, entre otras, lo que conlleva a la reducción de los servicios que presta, causando daños permanentes en la producción del ecosistema (Ordúz-Tovar *et al.*, 2020; Ros *et al.*, 2024).

3. FACTORES QUE ALTERAN EL ECOSISTEMA SUELO

3.1 CAMBIO DE USO DE SUELO (FRAGMENTACIÓN)

Durante las últimas décadas, los ecosistemas terrestres han sufrido grandes transformaciones debido a factores demográficos, económicos y socio-culturales

que llevan a la conversión de la cobertura vegetal del terreno y la degradación e intensificación del uso del suelo. El cambio hacia uso del suelo antrópico, es uno de los procesos responsables del cambio global, alterando procesos y ciclos propios de los ambientes naturales (Velázquez *et al.*, 2002; Pineda-Jaimes *et al.*, 2009).

El cambio en el uso del suelo trae consigo una serie de consecuencias ambientales que impactan de manera significativa la salud de los ecosistemas. Entre las más importantes se destacan la deforestación, la desertificación y la degradación de bosques tropicales y templados. Esto genera que tanto las tierras agrícolas, como los sistemas naturales, se vuelvan vulnerables y propensos a la erosión, lo que a su vez reduce su productividad (Pineda-Jaimes *et al.*, 2009). Este fenómeno provoca cambios en la cubierta vegetal en tiempos muy cortos, donde el crecimiento de la población, la expansión urbana y agropecuaria, y el desarrollo de infraestructura intensifican la transformación del territorio, lo que altera las características físicas, químicas y microbianas del suelo (Sahagún-Sánchez y Reyes-Hernández, 2018) y ocasiona un desequilibrio en la provisión de servicios ambientales del mismo.

Es por esto que la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA por sus siglas en inglés) reconoce esta problemática como una prioridad global. En América Latina, la FAO proyectó que hacia finales del siglo XX los bosques y selvas se reducirían al 53% de su cobertura original, siendo Brasil, México y Costa Rica los países que más contribuyen a esta pérdida. En el caso de México, el panorama es particularmente preocupante, debido a que en los últimos 40 años la cobertura forestal tan sólo en la zona conurbada del valle de México, se ha reducido hasta en un 35%. Este ritmo vertiginoso de transformación territorial está impulsado por el

crecimiento poblacional, la expansión agrícola y ganadera, así como por la construcción de infraestructura y la urbanización que ha aumentado entre 240 y 400% en las últimas décadas (Velázquez *et al.*, 2002; ECOBA, 2012).

Aunque el país ha establecido Áreas Naturales Protegidas que abarcan aproximadamente el 12% del territorio nacional como estrategia de conservación, estas indudablemente enfrentan fuertes presiones socio-ambientales que comprometen su efectividad y la integridad del capital natural que resguardan (Velázquez *et al.*, 2002; Sahagún-Sánchez y Reyes-Hernández, 2018).

3.2 INTRODUCCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Las especies exóticas son aquellas que no son nativas de un país o una región y que llegaron de manera deliberada o accidental, generalmente como resultado de actividades antropogénicas. Si estas especies se establecen en un nuevo sitio, se reproducen y se dispersan incontroladamente, son llamadas especies exóticas invasoras (EEI) (CONABIO, 2023). Estas generan impactos de índole ecológico, económico y socio-ecológico (Cuadro 3) con consecuencias de gran magnitud (Rendón-Hernández *et al.*, 2024).

Cuadro 3. Impactos de las especies exóticas invasoras sobre el suelo y los ecosistemas.

Ciclos biogeoquímicos	Alteran los ciclos de nutrientes (nitrógeno y fósforo principalmente) afectando la fertilidad del suelo y la dinámica de los microorganismos edáficos. Se afecta la productividad primaria y la composición de la cobertura vegetal.
Cambios en el suelo	Inducen cambios particulares en las propiedades físico-químicas del suelo, incluyendo aumentos en el pH, salinidad, nitratos, sulfatos y potasio. Se dan efectos alelopáticos que inhiben el crecimiento de especies nativas.

Transformación de hábitats	Conversión de grandes extensiones de hábitats naturales en pastizales homogéneos, reduciendo la diversidad vegetal y alterando la estructura del suelo por compactación y erosión.
Erosión	Contribuyen a la degradación del suelo y la pérdida de cobertura vegetal, lo que incrementa la erosión y reduce la capacidad de retención hídrica.
Desplazamiento de especies nativas	La competencia por recursos, depredación y transmisión de enfermedades por parte de EEI afectan la supervivencia de especies nativas, lo que puede llevar a cambios en la estructura trófica y funcional del ecosistema.
Impactos indirectos	Facilitan la invasión de otras especies, creando efectos en cascada que alteran la composición y dinámica del ecosistema, incluyendo el suelo como componente clave.

Elaboración propia con información de Aguirre-Muñoz *et al.*, 2009.

Respecto al impacto sobre la microbiota edáfica, la presencia de las EEI conllevan cambios sobre los grupos funcionales que se desarrollan en el suelo, sin embargo, estos no tienen un carácter uniforme. En condiciones de perturbación, se ha observado un aumento en la diversidad fúngica y bacteriana en suelos invadidos, algunos hongos simbioses pueden establecer un mutualismo más eficiente en estas áreas, aunque también se reportan efectos negativos sobre el establecimiento de las asociaciones mutualistas hongo-planta, con lo que se reduce la diversidad y abundancia de los microorganismos, lo que a su vez limita el desarrollo de las plantas nativas (Rodríguez-Echeverría, 2009).

3.3 CALENTAMIENTO GLOBAL

El calentamiento global es inequívoco y una de sus causas principales se encuentra en el uso de combustibles fósiles. Se estima que las emisiones de CO₂ producto de las acciones antrópicas contribuyen al 50% de este fenómeno (Ordoñez-Fernández *et al.*, 2008; IPCC, 2021).

Los gases de efecto invernadero (GEI): dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), son gases naturales que permiten una óptima temperatura en la superficie terrestre para el desarrollo de la vida. Sin embargo, en los últimos 150 años, la intervención humana ha llevado a un importante incremento en la concentración de GEI en la atmósfera, con lo que se prevé un aumento de 1.4 a 5.8°C en las temperaturas superficiales medias de nuestro planeta durante los próximos 100 años (Ordoñez-Fernández *et al.*, 2008)

A nivel global, el cambio climático es una de las amenazas más significativas para los sistemas ecológicos y de provisión con implicaciones directas sobre la disponibilidad de recursos hídricos, la estabilidad de ecosistemas y la alteración de los procesos fisiológicos y productivos de las plantas, comprometiendo la sostenibilidad de los sistemas naturales y agrícolas en regiones vulnerables y la seguridad alimentaria (Pulido-Madrigal, 2016).

Los suelos juegan un rol fundamental en el ciclo global del carbono. Dependiendo del tipo de uso y manejo, el suelo puede ser fuente de emisión o bien un sumidero de carbono (Taboada, 2018).

El secuestro de carbono es un proceso importante para la mitigación del calentamiento global, ya que permite la captación y el almacenamiento del CO₂ atmosférico, como el principal GEI. Este proceso se da principalmente a través de la fotosíntesis, mediante la cual las plantas convierten el CO₂ atmosférico en

compuestos orgánicos que se incorporan a sus tejidos. Al finalizar el ciclo de vida, los restos vegetales se descomponen y se integran al suelo como materia orgánica, incrementando así las reservas de carbono edáfico (Ordoñez-Fernández *et al.*, 2008).

Cuando las plantas establecen relaciones simbióticas no solo mejoran las características del suelo, sino que también incrementan su contenido de carbono orgánico. Los procesos de descomposición en la rizosfera generan sustancias estables que se integran a la fracción húmica del suelo, aumentando su capacidad de almacenamiento de carbono (Monreal-Contreras *et al.*, 2024).

Un ejemplo claro y muy estudiado, es el de la glomalina, una proteína producida por HMA que tiene un efecto cementante sobre las partículas del suelo con lo que evita la erosión, además de ser una sustancia recalcitrante, por lo que contribuye al almacenamiento del carbono orgánico en el suelo (Carrillo-Saucedo *et al.*, 2022).

Por otra parte, los suelos con una biodiversidad alta son mucho más eficientes para acumular carbono en forma de materia orgánica, además de ser capaces de acumularlo en forma inorgánica, de esta manera contribuyen a la disminución de las emisiones de GEI a la atmósfera (Ros *et al.*, 2024).

La respiración del suelo, medida a través de las emisiones de CO₂, constituye un indicador funcional de la actividad de los microorganismos del suelo y de los procesos metabólicos que en él ocurren. Una microbiota activa y diversa es fundamental para la degradación de compuestos orgánicos, la formación de agregados estables y la estabilización del carbono en el suelo. Estas actividades están ligadas a múltiples factores biológicos, físicos (textura, densidad y estabilidad

de agregados), químicos (pH, composición y disponibilidad de nutrientes y materia orgánica) y climáticos, así como del uso del suelo, y refleja el estado de salud del ecosistema edáfico (Ordoñez-Fernández *et al.*, 2008).

En el contexto del cambio climático, el secuestro de carbono adquiere una relevancia estratégica, no solo por contribuir a la mitigación del calentamiento global, sino porque mejora la estructura y fertilidad del suelo, fortalece su resiliencia ante perturbaciones climáticas y antropogénicas y favorece la estabilidad de las comunidades microbianas que sustentan los ciclos biogeoquímicos esenciales. (Echavarría-Cháirez *et al.*, 2020) y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos.

3.4 CONTAMINACIÓN

La contaminación en términos generales, se define como toda aquella sustancia o compuesto propio o ajeno al sistema, que se encuentra en concentración superior a los niveles naturales o fuera de los parámetros considerados normales o esperados (FAO, 2019). En el caso específico del suelo, dicho exceso de sustancias tiene un efecto adverso sobre los componentes, propiedades y funciones del ecosistema edáfico. El origen de tales alteraciones, se aborda desde su componente antropogénico, ya que son las actividades agrícolas, industriales y urbanas las principales generadoras de compuestos químicamente clasificados en orgánicos e inorgánicos a nivel tóxico (Figura 3).

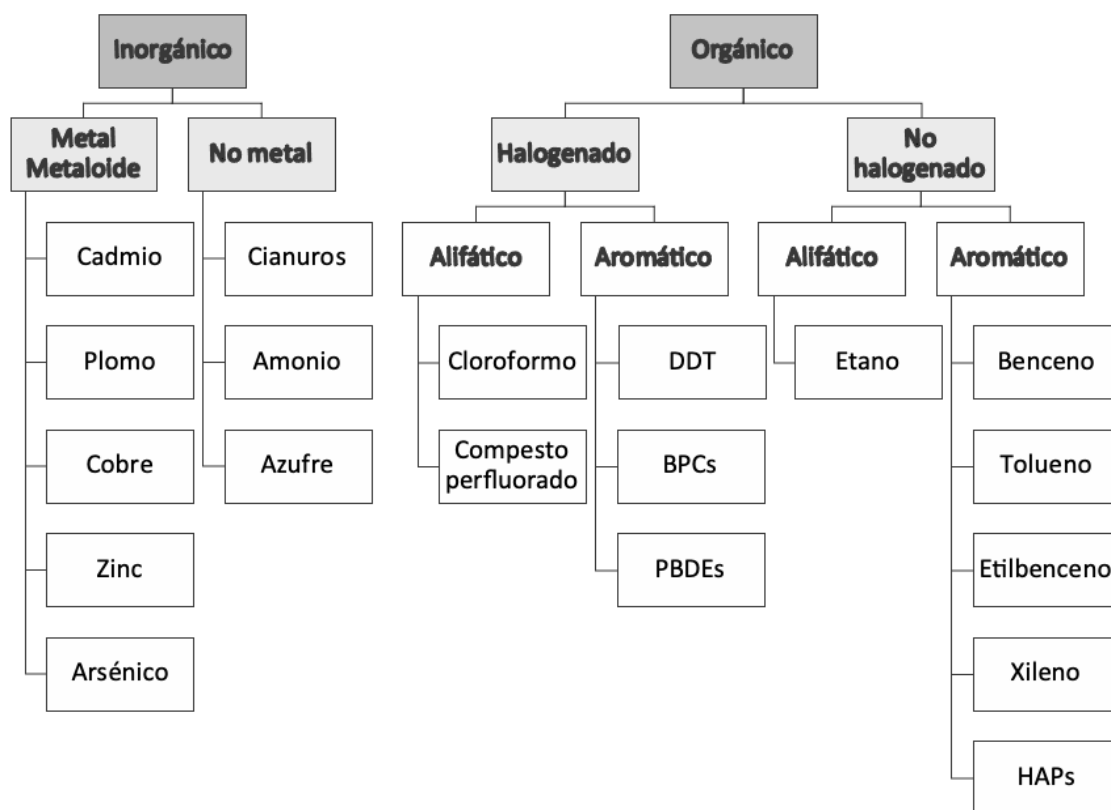


Figura 3. Tipos de sustancias químicas contaminantes más comunes en el suelo (FAO, 2022).

El estado de contaminación de un suelo puede modificarlo al grado de llegar a un nivel de incompatibilidad biológica y funcional por el que puede ser considerado una amenaza para los seres vivos y su entorno (Ministerio de Salud (Chile), 2009; Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2019).

La contaminación del suelo puede provenir de una amplia variedad de fuentes (Figura 4), el proceso de contaminación introduce sustancias de forma directa o bien a través de procesos complejos que implican una contaminación indirecta a través del agua o la atmósfera (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2019).

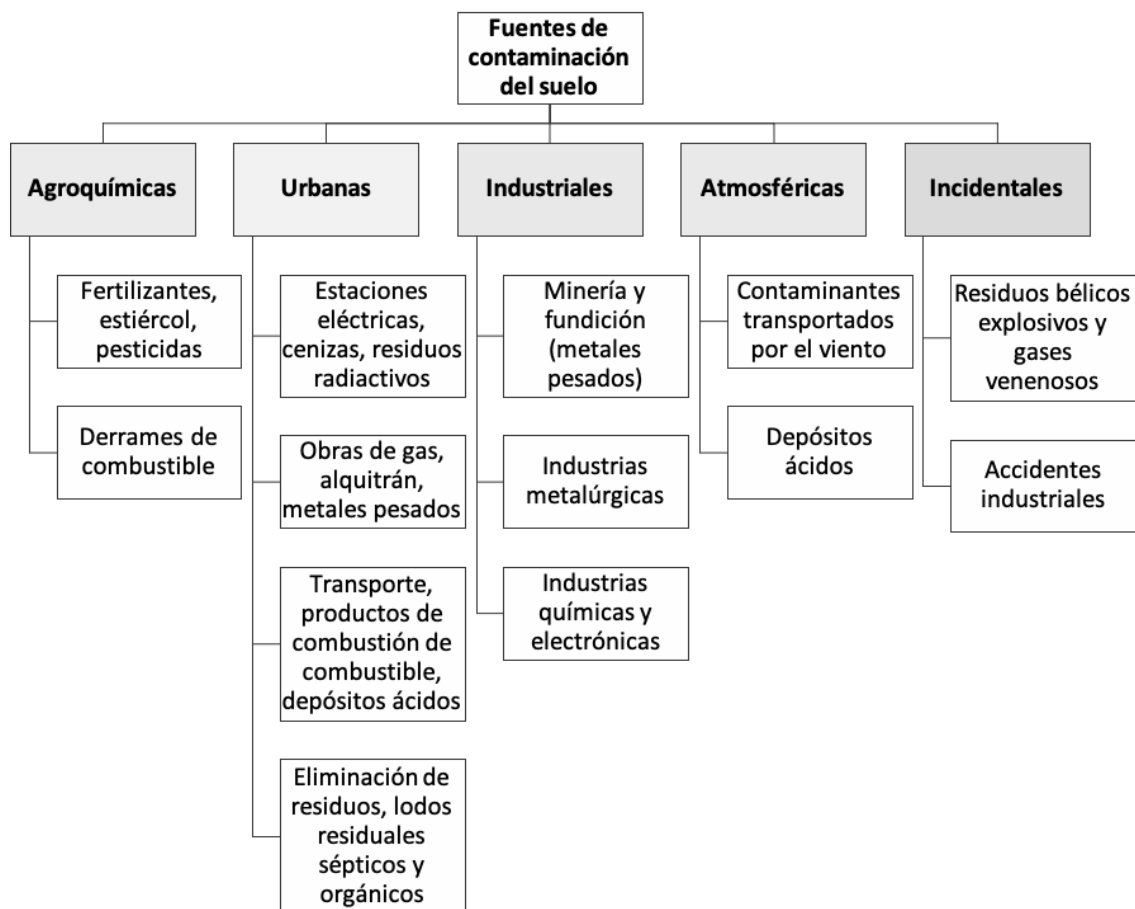


Figura 4. Fuentes principales de contaminación del suelo (Mirsal, 2008).

De acuerdo con Mishra y colaboradores (2016), la contaminación del suelo representa una amenaza para el mantenimiento de servicios ecosistémicos como la seguridad alimentaria, la productividad agrícola y el bienestar humano, ya que se modifican las propiedades físicas, químicas y biológicas del ecosistema edáfico, con lo que se reduce su fertilidad y su capacidad para soportar la microbiota del suelo y la diversidad vegetal (Cuadro 4).

El uso del suelo ha generado una acumulación persistente de compuestos orgánicos e inorgánicos, con un efecto directo sobre la actividad microbiana, alterando la composición de los grupos funcionales presentes en la rizosfera. La

exposición prolongada a los contaminantes reduce la biodiversidad, inhibe la producción de enzimas participantes en el ciclaje de nutrientes y genera sustancias tóxicas (Wolejko *et al.*, 2020) que se bioacumulan en los tejidos vegetales (Velazquez-Chávez *et al.*, 2022).

Los cambios en el ambiente edáfico por procesos de degradación y contaminación alteran la humedad, temperatura y disponibilidad de nutrientes cuyas condiciones trastocan el establecimiento de interacciones ecológicas como la simbiosis micorrízica. Esta puede verse limitada de un momento a otro por efectos directos sobre las comunidades de hongos colonizadores o bien indirectamente por la inhibición del crecimiento, la reducción de la longitud radicular, la disminución del área foliar y alteraciones en la fotosíntesis y síntesis de proteínas de las plantas hospedadoras (Pérez *et al.*, 2011).

La diversidad funcional de las comunidades microbianas en el suelo y su actividad enzimática puede reducirse entre 10 y 50 veces en suelos contaminados, lo que disminuye significativamente el rendimiento agrícola (pérdida de calidad nutricional de los alimentos) y limita la resiliencia del suelo frente a perturbaciones ambientales (Havugimana *et al.*, 2017).

Cuadro 4. Impactos de la contaminación del suelo.

Calidad del suelo	Reducción de la fertilidad del suelo y pérdida de nutrientes esenciales.
	Alteración de la estructura y composición microbiana.
	Disminución de la actividad enzimática esencial.
	Incremento de la salinidad y toxicidad del suelo por exceso de aniones y cationes.
	Persistencia de pesticidas y fertilizantes en el ambiente.
	Acumulación de metales pesados (Cd, Pb, Cr, As, Hg) en el suelo.

	Interferencia en procesos de fijación de nitrógeno y reciclaje de nutrientes.
	Degradación física, química y biológica del suelo.
Biodiversidad y ecosistemas	Pérdida de biodiversidad vegetal y animal en ecosistemas terrestres.
	Desplazamiento o extinción de especies beneficiosas.
	Alteración del equilibrio ecológico local y regional.
	Modificación de ciclos biogeoquímicos.
Producción agrícola y alimentaria	Disminución de la productividad agrícola y calidad de los alimentos.
	Impactos negativos en el desarrollo de plantas y cultivos.
	Afectación de cultivos transgénicos y tradicionales por contaminación del entorno.
	Bioacumulación de contaminantes en la cadena alimentaria.
	Impacto negativo en la seguridad alimentaria y en la economía rural.
Aspectos socioeconómicos y de gestión ambiental	Dificultad en la remediación de suelos contaminados por la baja degradabilidad de los compuestos.
	Expansión de áreas agrícolas contaminadas en busca de suelos fértiles.
	Compromiso de los objetivos de desarrollo sostenible relacionados con el medio ambiente y la salud.

En respuesta a esta problemática, se proponen estrategias de remediación como la biorremediación, la fitorremediación, el uso de abonos orgánicos y la rotación de cultivos. Estas prácticas buscan restaurar la calidad del suelo, reducir la dependencia de insumos químicos y promover una agricultura sostenible (Rodríguez-Eugenio *et al.*, 2019).

4. APROXIMACIONES METODOLÓGICAS DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

4.1 DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

La elaboración de un diagnóstico ambiental es el primer aspecto fundamental para la instauración de propuestas, las acciones que se ejecutarán en el futuro inmediato o bien, para la evaluación de los proyectos medioambientales que ya

estén en curso dentro de un área. Se refiere a un punto de referencia para dar paso al establecimiento de las acciones específicas para el buen manejo ambiental (Ayuntamiento de Isidro Fabela, 2022). Con el diagnóstico se identifican y determinan los problemas en el manejo de los recursos naturales o bien de la calidad del ambiente presentes en el territorio (MINAET, 2012).

Es un instrumento que permite a las autoridades o actores sociales dentro de un área geográfica conocer el contexto general de la situación a fin de diseñar e implementar acciones dirigidas a enfrentar problemáticas y necesidades particulares (Ayuntamiento de Isidro Fabela, 2022).

A través de él, se definen las unidades ambientales (en términos de riqueza y problemáticas) a las que serán dirigidas las propuestas de soluciones bajo el tema de la mitigación de impacto ambiental, la conservación de biodiversidad, la restauración de áreas degradadas o la protección de cuencas y suelos y otros recursos estratégicos para la sobrevivencia de la comunidad y el ecosistema a largo plazo (Boege 2002; SEMARNAT, 2016). Estas entidades socioambientales y ecológicas se transformarán en unidades de gestión, y se les adjudicará una o varias políticas de uso:

- Conservación: Permite un manejo de los recursos naturales manteniendo la estructura y función de los ecosistemas.
- Protección: Permite un manejo que mantiene la composición, estructura y los servicios ambientales del ecosistema.
- Restauración: Promueve la recuperación de zonas degradadas, con posibilidad de manejo a mediano plazo (Boege, 2002).

4.2 RESTAURACIÓN

Existen técnicas de estabilización de aplicación *in situ* que no perturban el medio y garantizan el mantenimiento de la calidad del mismo, aun cuando no conllevan una estricta descontaminación (Vangronsveld *et al.*, 2009). Metodológicamente podrían incluirse la rehabilitación y la restauración. La primera tiene como primer objetivo garantizar la estabilidad a largo plazo de los suelos, para que el sitio establezca y sustente un ecosistema o una comunidad biológica natural. Su segundo objetivo es reparar parcial o totalmente la capacidad de los ecosistemas para proporcionar hábitats para la biota y servicios ecosistémicos. Mientras que la restauración es un proceso para asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado o destruido, buscando recobrar su estado original (Meza, 2024). Los tipos de intervención en una restauración ecológica (RE) pueden clasificarse en dos tipos:

- La RE pasiva se centra en eliminar o minimizar las perturbaciones causantes de la degradación, dejando que el ecosistema recupere por sí mismo su estructura y funcionalidad. Esta posibilidad debe contemplarse como primera opción, ya que sus resultados pueden ser comparables e incluso superiores a la restauración activa (Mola y de Torre *et al.*, 2018; Madroñero-Palacios y Muñoz-Guerrero, 2024).
- La RE activa o asistida consiste en la intervención antrópica directa a través del enriquecimiento, remoción o traslado de material biológico, con el fin de reemplazar, rehabilitar o restaurar el ecosistema garantizando sus estructura y funcionalidad (Madroñero-Palacios y Muñoz-Guerrero, 2024).

BIORREMEDIACIÓN

La remediación de suelos involucra estrategias y medidas para eliminar o reducir los contaminantes hasta niveles considerados seguros para la salud y el medio ambiente. La eficiencia depende de factores como la magnitud y toxicidad de los contaminantes, la “degradabilidad” de los mismos, así como la capacidad de monitorear el proceso de descontaminación. Estas técnicas pueden ser físicas, químicas, térmicas (barreras físicas, inyección de vapores, incineración, oxidación, entre otras) o bien de uso de sistemas biológicos (Cota-Ruiz *et al.*, 2019; Viveros-Aguilar *et al.*, 2024).

La biorremediación es una tecnología altamente prometedora que se basa en la capacidad de los microorganismos para incorporar los contaminantes a su metabolismo celular y reducir, eliminar, transformar y eliminar los contaminantes y recuperar los suelos (Taboada, 2008; Cota-Ruiz *et al.*, 2019). Lo anterior puede llevarse a cabo por bioestimulación que consiste en adicionar nutrientes, agua y un donador de protones al sistema contaminado o por bioaumentación, técnica en la que se inoculan microorganismos con capacidad para remover contaminantes específicos (Onofre *et al.*, 2013).

BIOAUMENTACIÓN

La bioaumentación tiene como objetivo aumentar las capacidades metabólicas de la microbiota presente en el suelo a través de la inoculación de células individuales o consorcios microbianos, considerando que estos microorganismos tienen capacidad de degradación de compuestos orgánicos y que pueden ser transferidos a la microbiota autóctona ya sea rizosférica o no (Martínez-Hernández *et al.*, 2016). Cuando la estrategia de bioaumentación considera a la inoculación de microorganismos asociados a las raíces de las plantas, se le

denomina rizoremediación, mientras que el proceso de estimulación de la microbiota autóctona de la rizosfera es denominado rizobioestimulación (Lebeau, 2011).

COMPOSTAJE

De igual forma, el uso de acondicionadores o mejoradores orgánicos del suelo tiene como objetivo principal el adicionar al suelo nutrientes y material de fácil degradación con el fin de facilitar su remediación (Ferrera-Cerrato *et al.*, 2006). El compostaje proporciona la posibilidad de que los microorganismos degraden de una manera segura la fracción orgánica de los residuos. Durante el composteo la mezcla de materia orgánica en descomposición en condiciones aeróbicas (por volteo o aireación para homogeneizar el material y controlar la temperatura) es usada como cosustrato y fuente de nutrientes, promoviendo el crecimiento y la actividad de la microbiota nativa (Martínez-Hernández *et al.*, 2016).

El proceso de compostaje incluye diferentes etapas que deben cumplirse para obtener compost estable y de calidad que pueda utilizarse como insumo agrícola o enmienda del suelo (Román *et al.*, 2013).

Independientemente de la amplia gama de técnicas y su conceptualización, los beneficios directos e indirectos de adoptar un manejo microbiano del suelo para una producción sustentable son un hecho. Algunas de las ventajas son: a) reducción de costos, debido al aumento de la eficiencia en el uso de los recursos y a la mejora en el crecimiento y rendimiento vegetal, b) protección ambiental, por restauración y recuperación de suelos degradados y contaminados mediante la remediación microbiana, y por reducir el uso de agroquímicos, c) producción de alimentos más seguros y de mejor calidad a través del control de plagas y enfermedades (Correa, 2013).

En el contexto de la sustentabilidad, los microorganismos del suelo son herramientas clave para la gestión edáfica. La búsqueda de prácticas agroecológicas más eficientes ha impulsado el uso de microorganismos benéficos (Osorio-Vega *et al.*, 2009). Esta estrategia ha emergido como una alternativa de bajo costo para la producción de consorcios microbianos funcionales, aprovechando la diversidad taxonómica local. Así, el aprovechamiento de la microbiota edáfica no solo fortalece la resiliencia de los sistemas agrícolas y naturales frente a procesos de contaminación y degradación, sino que se alinea al uso sostenible del ecosistema, al ser técnicas económicamente viables, respetuosas con el medio, de baja demanda de infraestructura y de fácil ejecución (Correa, 2013).

4.3 MICROCOSMOS COMO MODELO DE RESTAURACIÓN

En términos generales, un microcosmos significa una unidad de estudio pequeña, considerada una copia miniaturizada del sistema natural. Esta porción del entorno es seleccionada para estudiar la respuesta del ecosistema ante distintas condiciones ambientales, esto debido a su capacidad de extrapolación a grandes escalas (Sánchez-Gimeno *et al.*, 1987; Flauzino *et al.*, 2014).

Los estudios de microcosmos suelen ser realizados en laboratorio, aunque también se pueden llevar a cabo sobre el terreno (en campo) y existen variantes en cuanto a su naturalidad o artificialidad, pero sin perder el objetivo de recrear un modelo realista (Gruiz *et al.*, 2015).

Los microcosmos son un puente entre la teoría y la naturaleza, permiten controlar las variables ambientales de interés, a la vez que minimizan la alteración del sistema de estudio, garantizando así que los resultados proporcionen

información básica para el diseño de tecnologías biológicas y ecológicas (Taylor y Parkinson, 1988). Son herramientas de ingeniería clave en la gestión medioambiental moderna, tanto para la evaluación como para la reducción de riesgos, y los resultados que proporcionan pueden utilizarse para la toma de decisiones directas (Gruiz *et al.*, 2015).

La utilidad de esta unidad de estudio radica en dos razones: 1) Clarifica el conocimiento de los procesos ecológicos al simplificar las complejidades del entorno natural y 2) Demuestra los efectos que determinadas actividades pueden ejercer sobre los ecosistemas naturales (Sánchez-Gimeno *et al.*, 1987).

Los experimentos con microcosmos han desempeñado un papel importante en el desarrollo y la comprobación de teorías ecológicas, en la investigación de escenarios de cambio global, sin embargo su utilización es menos común en la ecología terrestre (Fraser, 1999).

En este contexto, los microcosmos resultan fundamentales para llevar a cabo ensayos preliminares del suelo, pues facilitan la evaluación de los impactos de los factores físicos, químicos y ambientales en un ecosistema multiespecífico en diferentes niveles tróficos (Carbonell *et al.*, 2009). Ofrecen una base apropiada para la elección de tecnologías e intervenciones biotecnológicas enfocadas en la restauración de suelos, así como para la supervisión de estos procesos (Gruiz *et al.*, 2015).

Desde hace cerca de cuatro décadas, los microcosmos como modelos de investigación sobre las interacciones que ocurren en el sistema suelo-planta han sido reconocidos como herramientas valiosas por su capacidad de permitir un control experimental que se presta al cumplimiento de los objetivos específicos

según el diseño del investigador, concluyendo que son instrumentos útiles y relevantes en la investigación ecológica (Grime *et al.*, 1987; Schütz *et al.*, 2022).

En este sentido, cuando los estudios se dirigen a procesos ecosistémicos más amplios (interacciones, descomposición, respiración, ciclaje de nutrientes), se propone dar preferencia a los microcosmos basados en muestras intactas del suelo forestal y diseñados para alterar lo menos posible la estructura y la función naturales (Taylor y Parkinson 1988).

Así mismo, los microcosmos han probado ser instrumentos óptimos para la elección y organización de tecnologías de remediación del suelo, así como para la supervisión de estos procesos (Kwak y An, 2019).

Pese a que la experiencia y el ensayo son importantes, los resultados a nivel de microcosmos necesitan ser corroborados a través de pruebas en campo o aplicaciones piloto, con el objetivo de trasladar los datos al lugar específico con un grado de incertidumbre aceptable (Gruiz *et al.*, 2015). Por lo que se advierte que los resultados no son directamente aplicables al campo sin validación adicional, debido a la complejidad de los ecosistemas reales (Schütz *et al.*, 2022).

La revisión bibliográfica anterior, responde a la necesidad de sustentar, contextualizar y articular el conocimiento científico que explica la complejidad del suelo como ecosistema y su papel central en la sostenibilidad ambiental. A través de fuentes especializadas se demuestra que la biodiversidad edáfica constituye el eje funcional que regula los ciclos biogeoquímicos, la productividad vegetal y la provisión de servicios ecosistémicos esenciales, los cuales son profundamente

afectados por factores de perturbación antropogénica. En este sentido, la integración rigurosa de la literatura permite no sólo fundamentar teóricamente el estudio, sino también evidenciar la magnitud de la degradación del suelo a escala global y la urgencia de implementar estrategias de diagnóstico, restauración y manejo sustentable. Esta documentación se convierte en un componente clave para comprender las interacciones suelo-planta-microorganismo, interpretar los resultados obtenidos y orientar la generación de propuestas científicas y tecnológicas que contribuyan a la conservación de la funcionalidad y resiliencia de los ecosistemas edáficos.

REFERENCIAS

- Aguirre-Muñoz, A., & Mendoza-Alfaro, R. (2009). Especies exóticas invasoras: Impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En R. Dirzo, R. González, & I. March (Eds.), *Capital natural de México* (Vol. II, *Estado de conservación y tendencias de cambio*, pp. 277–318). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ayuntamiento de Isidro Fabela. (2022). *Plan de desarrollo municipal Isidro Fabela 2022–2024*. Autor.
- Barrer, S. E. (2009). El uso de hongos micorrízicos arbusculares como una alternativa para la agricultura. *Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 7(1), 123–132. https://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-35612009000100014&lng=en&tlng=es
- Bhantana, P., Muhammad, S. R., Sun, X., Moussa, M. G., Muhammad, H. S., Muhamad, S., Ashrafuzzaman, S., Amrit, P., Amar, B. P., Mufid, A. B., Dhanik, L. M., Sujit, S., Dong, Z., Qiling, T., & Cheng-Xiao, H. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungi and its major role in plant growth, zinc nutrition, phosphorous regulation and phytoremediation. *Symbiosis*, 84, 19–37. <https://doi.org/10.1007/s13199-021-00756-6>
- Birgé, H. E., & Baer, S. G. (2018). Soil ecosystem services: An overview. En D. Reicosky (Ed.), *Managing soil health for sustainable agriculture* (Vol. 1, pp. 1–24). Burleigh Dodds Science Publishing. <https://doi.org/10.19103/AS.2017.0033.02>
- Boege, E. (2002). *Protegiendo lo nuestro: Manual para la gestión ambiental comunitaria, uso y conservación de la biodiversidad de los campesinos indígenas de América Latina*. Instituto Nacional Indigenista.
- Bueno de Mesquita, C. P., Martínez del Río, C. M., Suding, K. N., & Schmidt, S. K. (2018). Rapid temporal changes in root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi and fine root endophytes track plant activity and environment in an alpine ecosystem. *Mycorrhiza*, 28, 717–726.

- Cabrera, G., & Crespo, G. (2001). Influencia de la biota edáfica en la fertilidad de los suelos en ecosistemas de pastizales. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 35(1), 3–9.
- Carbonell, G., Bravo, J., López-Mancisidor, P., Pro, J., Fernández-Torija, C., & Tarazona, J. (2009). Distribution, fractionation and mobility assessment of heavy metals in a spiked soil using a multi-species soil system. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 7(3), 629–637. <https://doi.org/10.5424/sjar/2009073-447>
- Carrillo-Saucedo, S. M., Puente-Rivera, J., Montes-Recinas, S., & Cruz-Ortega, R. (2022). Las micorrizas como herramienta para la restauración ecológica. *Acta Botanica Mexicana*, 129, e1932. <https://doi.org/10.21829/abm129.2022.1932>
- CEPAL Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2024). *Estudio económico de América Latina y el Caribe 2024: Trampa de bajo crecimiento, cambio climático y dinámica del empleo*. Naciones Unidas. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/80595>
- Chamorro-Bello, C. (2001). El suelo: maravilloso teatro de la vida. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 25(97), 483–494.
- Chamorro-Martínez, Y. C., Torregroza-Espinosa, A. C., Moreno-Pallares, M. I., Pinto-Osorio, D., Corrales-Paternina, A., & Echeverría-González, A. (2022). Soil macrofauna, mesofauna and microfauna and their relationship with soil quality in agricultural areas in northern Colombia: Ecological implications. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 46, e0210132. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210132>
- Chiocchio, V. M. (2000). *Influencia de las raíces sobre las poblaciones fúngicas del suelo: efecto rizoplano-rizósfera* (Tesis doctoral). Universidad de Buenos Aires. https://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n3290_Chiocchio
- Comisión Nacional de los Derechos Humanos. (2016). *El derecho humano al medio ambiente sano para el desarrollo y bienestar*. CNDH. <https://www.cndh.org.mx>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2022). *¿Qué es la biodiversidad?* Gobierno de México. https://www.biodiversidad.gob.mx/biodiversidad/que_es
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2023). *Información sobre especies invasoras en el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad*. CONABIO. <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras>
- Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2024). *16ª Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica (COP16)*, Cali, Colombia, 21 de octubre–1 de noviembre de 2024. Naciones Unidas. <https://www.cbd.int/cop/>
- Cornejo-Rivas, P. E. (2006). *Influencia de la cobertura vegetal sobre la diversidad y estructura de las comunidades de hongos micorrícicos y sus efectos en la estabilización de suelos degradados* [Tesis doctoral, Universidad de Granada]. Repositorio DIGIBUG. <https://digibug.ugr.es/handle/10481/1008>
- Correa, O. (2013). *Los microorganismos del suelo y su rol indiscutido en la nutrición vegetal*. <https://www.researchgate.net/publication/306960003>
- Cota-Ruiz, K., Núñez-Gastélum, J. A., Delgado-Ríos, M., & Martínez-Martínez, A. (2019). Biorremediación: Actualidad de conceptos y aplicaciones. *Biotechnia*, 21(1), 37–44. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=672971082005>
- Curiel Yuste, J., Maya, F., Mattana, S., Flores-Rentería, D., Barba, J., Fernández-López, M., Peñuelas, J., & Pizano, C. (2015). El suelo que pisamos, un ecosistema de infinita variedad. *NaturalMente*, 5, 4–10. <https://www.researchgate.net/publication/273454795>
- Di Bárbaro, G., Andrada, H., González, V., Alurralde, A., Del Valle, E., & Brandrán, C. (2017). Micorrizas arbusculares y hongos septados oscuros nativos en topinambur (*Helianthus tuberosus* L.) en Catamarca, Argentina. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 34(2), 98–106. <https://doi.org/10.22267/rcia.173402.75>

- Donato Calderón, F. (2017). Biopasatiempos. *Biocenosis*, 31(1–2). <https://revistas.uned.ac.cr/index.php/biocenosis/article/view/1734>
- Echavarría-Cháirez, F. G., Medina-García, G., & Ruiz-Corral, J. A. (2020). Efecto en la erosión hídrica del suelo en pastizales y otros tipos de vegetación por cambios en el patrón de lluvias por el calentamiento global en Zacatecas, México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 11, 63–74. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v11s2.4694>
- Estrategia para la Conservación del Bosque de Agua (ECOA). (2012). *Estrategia regional para la conservación del Bosque de Agua* (J. Hoth, Ed.). Fundación Gonzalo Río Arronte, I.A.P.; Fundación Biósfera del Anáhuac, A.C.; Pronatura México, A.C.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2015). *Suelos y biodiversidad: Los suelos albergan una cuarta parte de la biodiversidad del planeta*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. <https://www.fao.org/soils-2015>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2019). *La contaminación del suelo: Una realidad oculta*. FAO. <https://www.fao.org/3/I9183ES/i9183es.pdf>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2022). *Evaluación mundial de la contaminación del suelo: Resumen para los formuladores de políticas*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb4827es>
- Ferrera-Cerrato, R., Rojas-Avelizapa, N. G., Poggi-Varaldo, H. M., Alarcón, A., & Cañizares-Villanueva, R. O. (2006). Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 48(2), 179–187. <https://www.medigraphic.com/pdfs/lamicro/mi-2006/mi062s.pdf>
- Flauzino Pires, A. P., Munhoz de Omena, P., Dall'Ara Azevedo, F., & Zangirolame Gonçalves, A. (2014). O universo em um microcosmo: Pequenos ambientes naturais são utilizados para testar teorias ecológicas. *Ciência Hoje*, 53(318), 56–57. <https://www.researchgate.net/publication/268923697>
- Fraser, L. H. (1999). The use of microcosms as an experimental approach to understanding terrestrial ecosystem functioning. *Advances in Space Research*, 24(3), 291–302. [https://doi.org/10.1016/S0273-1177\(99\)00317-8](https://doi.org/10.1016/S0273-1177(99)00317-8)
- García de Salamone, I. E. (2011). Microorganismos del suelo y sustentabilidad de los agroecosistemas. *Revista Argentina de Microbiología*, 43(1), 1–3. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=213019226001>
- Giesemann, P., Eichenberg, D., Stöckel, M., Seifert, L. F., Gomes, S. I. F., Merckx, V. S. F. T., & Gebauer, G. (2020). Dark septate endophytes and arbuscular mycorrhizal fungi (Paris-morphotype) affect the stable isotope composition of “classically” non-mycorrhizal plants. *Functional Ecology*, 34, 2453–2466. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13673>
- Giese, J. (2015). En el año del suelo: Protegiendo un recurso finito. Manejo de la sustentabilidad del suelo. *Productores de Hortalizas*, octubre, 44–46.
- González-Cairo, V., Díaz-Azpiazu, M., & Prieto-Trueba, D. (2003). Influencia de la cobertura vegetal sobre las comunidades de la mesofauna edáfica en parcelas experimentales de caña de azúcar. *Biología*, 17(1), 18–25.
- Grime, J. P., Mackey, J. M. L., Hillier, S. H., & Read, D. J. (1987). Floristic diversity in a model system using experimental microcosms. *Nature*, 328(6132), 420–422. <https://doi.org/10.1038/328420a0>
- Gruiz, K., Molnár, M., Feigl, V., Vaszita, E., & Klebercz, O. (2015). *Environmental Toxicology*. Springer. <https://books.google.es/books?id=SIW9BwAAQBAJ>

- Guariguata, M. R., & Kattan, G. H. (2002). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional. <https://www.researchgate.net/publication/235943835>
- Haines-Young, R., & Potschin-Young, M. (2023). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.2*. CICES. <https://cices.eu/>
- Halffter, G. (Ed.). (1992). *La diversidad biológica de Iberoamérica* (Número especial). Instituto de Ecología, A. C. (Acta Zoológica Mexicana). <https://doi.org/10.1017/S0266467400008051>
- Havugimana, E., Bhople, B. S., Kumar, A., Byiringiro, E., Mugabo, J. P., & Kumar, A. (2017). Soil pollution: Major sources and types of soil pollutants. *Environmental Science & Engineering*, 11, 53–83. <https://www.researchgate.net/publication/321526846>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2021). Resumen para responsables de políticas. En V. Masson-Delmotte et al. (Eds.), *Cambio climático 2021: Bases físicas*. Cambridge University Press. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- Jónsson, J. Ö. G., & Davíðsdóttir, B. (2016). Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agricultural Systems*, 145, 24–38. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.010>
- Kwak, J. I., & An, Y.-J. (2016). The current state of the art in research on engineered nanomaterials and terrestrial environments: Different-scale approaches. *Environmental Research*, 151, 368–382. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.08.005>
- Lebeau, T. (2011). Bioaugmentation for in situ soil remediation: How to ensure the success of such a process. En A. Singh, O. Ward, & P. Scheu-Hackenberg (Eds.), *Bioaugmentation, biostimulation and biocontrol* (pp. 129–186). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-19769-7_7
- Llorente-Bousquets, J. E., & Michán, L. (2010). Biodiversidad y biología orgánica. *Ludus Vitalis*, 18(33), 313–316. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3320104>
- Madroño-Palacios, S. M., & Muñoz-Guerrero, D. A. (2024). Principios conceptuales de la restauración ecológica. *Tecnología en Marcha*, 37(3), 88–99. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=699878490010>
- Marín, C. (2018). Conceptos fundamentales en ecología de hongos del suelo: Una propuesta pedagógica y de divulgación. *Boletín Micológico*, 33(1), 32–56. <https://doi.org/10.22370/bolmicol.2018.33.1.1168>
- Marín-Serna, G. L., Gallego, J. H., & Chavarriaga, W. (2011). *Módulo: Biodiversidad*. Universidad de Caldas.
- Martínez-Hernández, S., Sánchez-González, A., Martínez-Falcón, A. P., Núñez de Cáceres-González, F. F., & Octavio-Aguilar, P. (2016). Bacterias y plantas: ¿Son útiles en la remediación de suelos contaminados con hidrocarburos? *TecnoINTELECTO*, 13(1), 1–10. <https://www.researchgate.net/publication/310803347>
- McNear, D. (2013). The rhizosphere: Roots, soil, and everything in between. *Nature Education Knowledge*, 4(3), 1. <https://www.researchgate.net/publication/303919396>
- McNeely, J. A., Miller, K. R., Reid, W. V., Mittermeier, R. A., & Werner, T. B. (1990). *Conserving the world's biological diversity*. IUCN; WRI; CI; WWF-US; World Bank.
- Meza, A. (2024). *Guía de prácticas para la rehabilitación de suelos degradados*. CIFOR-ICRAF. <https://www.cifor-icraf.org>
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2018). *Guía de apoyo docente en biodiversidad*. Gobierno de Chile. <https://educacion.mma.gob.cl/eco-biblioteca/>

- Ministerio de Salud de Chile, Ministerio de Salud de Argentina, Universidad Nacional de Córdoba, & Universidad Católica de Córdoba. (2009). *Manual de salud ambiental infantil para enseñanza de grado en escuelas de medicina*. LOM Ediciones.
- Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2012). *Guía para la gestión ambiental municipal*. Marlop Services.
- Mirsal, I. A. (2008). *Soil pollution: Origin, monitoring and remediation*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-70777-6>
- Mishra, R. K., Mohammad, N., & Roychoudhury, N. (2016). Soil pollution: Causes, effects and control. *Van Sangyan*, 3(1), 1–14.
- Mola, I., Sopena, A., & de Torre, R. (Eds.). (2018). *Guía práctica de restauración ecológica*. Fundación Biodiversidad, Ministerio para la Transición Ecológica. <https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/content/guia-practica-de-restauracion-ecologica>
- Monreal-Contreras, H. A., Nanjareddy, K., & Arthikala, M. (2024). Cambio climático y relaciones simbióticas: Cómo las legumbres podrían ayudar a mitigar el calentamiento global. *Cuadernos de Educación y Desarrollo*, 16(11), 1–13. <https://doi.org/10.55905/cuadv16n11-054>
- Naciones Unidas. (1992). *Convenio sobre la diversidad biológica*. <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- Núñez, I., González Gaudiano, E., & Barahona, A. (2003). La biodiversidad: Historia y contexto de un concepto. *Interciencia*, 28(7), 387–393. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33908204>
- Onofre-Dolores, G., Mireles-Morales, E., Morales-Romero, J. L., Camacho Frías, E., & Barrera-Cortés, J. (2013). Remoción de hidrocarburos policíclicos aromáticos de alto peso molecular mediante bacterias asociadas a sustancias húmicas. *Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ*, 11(2), 63–70.
- Ordóñez-Fernández, R., Carbonell Bojollo, R., González-Fernández, P., & Perea Torres, F. (2008). Influencia de la climatología y el manejo del suelo en las emisiones de CO₂ en un suelo arcilloso de la Vega de Carmona. *Carex*, 6(1), 2340–2354.
- Ordúz-Tovar, S. A., Machado Cuéllar, L., & Rodríguez Suárez, L. (2020). Importancia de la biota edáfica para la productividad en agroecosistemas. *Nova*, 6, 27–38. <https://doi.org/10.23850/issn.2500-4476.p>
- Osorio-Vega, N. W. (2009). Microorganismos del suelo y su efecto sobre la disponibilidad y absorción de nutrientes por las plantas. En Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo & Centro Nacional de Investigaciones de Café (Eds.), *Materia orgánica, biología del suelo y productividad agrícola: Segundo seminario regional del comité regional Eje Cafetero* (pp. 43–71). Cenicafé. https://doi.org/10.38141/10791/0003_3
- Pedraza, R. O., Teixeira, K. R. S., Fernández-Scavino, A., García de Salamone, I. E., Baca, B. E., Azcón, R., Baldani, V. L. D., & Bonilla, R. (2010). Microorganismos que mejoran el crecimiento de las plantas y la calidad de los suelos: Revisión. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 11(2), 155–164. https://doi.org/10.21930/rcta.vol11_num2_art:20
- Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M., & Brevik, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003>
- Pérez, C. A., Rojas, S. J., & Montes, V. D. (2011). Hongos formadores de micorrizas arbusculares: una alternativa biológica para la sostenibilidad de los agroecosistemas de praderas en el Caribe colombiano. *Revista Colombiana de Ciencias Animales*, 3(2), 366–385.
- Pineda-Jaimes, N. B., Bosque-Sendra, J., Gómez-Delgado, M., & Plata-Rocha, W. (2009). Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de

- información geográfica y técnicas de regresión multivariantes: Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, (69), 33–52.
- Ponge, J.-F. (2015). The soil as an ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 51(6), 645–648. <https://doi.org/10.1007/s00374-015-1016-1>
- Pulido Madrigal, L. (2016). Cambio climático, ensalitramiento de suelos y producción agrícola en áreas de riego. *Terra Latinoamericana*, 34(2), 207–218. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792016000200207
- Rendón-Hernández, E., Ayala-Pérez, L. A., Golubov, J., & Torres-Lara, R. (2024). Especies exóticas invasoras y sus implicaciones sobre los bosques de manglar. *Madera y Bosques*, 30(4), e3042627. <https://doi.org/10.21829/myb.2024.3042627>
- Rodríguez-Echeverría, S. (2009). Organismos del suelo: la dimensión invisible de las invasiones por plantas no nativas. *Ecosistemas*, 18(2), 32–43. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54012144004>
- Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M., & Pennock, D. (2019). *La contaminación del suelo: Una realidad oculta*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. <https://www.fao.org/3/ca7526es/ca7526es.pdf>
- Román, P., Martínez, M. M., & Pantoja, A. (2013). *Manual de compostaje del agricultor*. FAO. <https://www.fao.org/4/i3388s/i3388s.pdf>
- Ros, M., Medrano, L., Alguacil, M. del M., Alejandro, J., del Río, G., Sacristán, D., Delgado-Banquerizo, M., Sánchez-Rodríguez, A. R., Ochoa-Hueso, R., & Pascual, J. A. (2024). Bioindicadores para el monitoreo de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos del suelo. *Ciencia del Suelo*, 42(2). <https://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/867>
- Sahagún-Sánchez, F. J., & Reyes-Hernández, H. (2018). Impactos por cambio de uso de suelo en las áreas naturales protegidas de la región central de la Sierra Madre Oriental, México. *CienciaUAT*, 12(2), 6–21. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v12i2.1003>
- Sánchez-Gimeno, B., Sánchez Cabrero, B., & Varela González, J. (1987). *Microcosmos terrestre: Una técnica para la evaluación de los efectos producidos por los contaminantes* (Informe CIEMAT 604). Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=915859>
- Santos-Villalobos, S. de los, Parra-Cota, F. I., Herrera-Sepúlveda, A., Valenzuela-Aragón, B., & Estrada-Mora, J. C. (2018). Collection of edaphic microorganisms and native endophytes to contribute to national food security. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(1), 191–202. <https://www.itson.mx/colmena>
- Schüttler, E., & Santiago Karez, C. (Eds.). (2009). *Especies exóticas invasoras en las reservas de biosfera de América Latina y el Caribe: Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas*. UNESCO, Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el Caribe. <https://www.researchgate.net/publication/282132322>
- Schütz, L., Saharan, K., Mäder, P., Boller, T., & Mathimaran, N. (2022). Rate of hyphal spread of arbuscular mycorrhizal fungi from pigeon pea to finger millet and their contribution to plant growth and nutrient uptake in experimental microcosms. *Applied Soil Ecology*, 169, 104156. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104156>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2012). Capítulo 4: Biodiversidad. En *Informe de la situación del medio ambiente en México 2012* (pp. 155–190). Autor. <https://www.gob.mx/semarnat>

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). *Informe de la situación del medio ambiente en México: Compendio de estadísticas ambientales, indicadores clave, de desempeño ambiental y de crecimiento verde* (Edición 2015). Autor. <https://www.gob.mx/semarnat>
- Socarrás, A. (2013). Soil mesofauna: Biological indicator of soil quality. *Pastos y Forrajes*, 36(1), 14–21. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942013000100001
- Taboada, M. A. (2018). El suelo como recurso natural: ¿En qué marco se inserta la biorremediación? En L. Brutti, M. Beltrán, & I. García de Salamone (Eds.), *Biorremediación de los recursos naturales*. Ediciones INTA. <https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/136577>
- Taylor, B. R., & Parkinson, D. (1988). A new microcosm approach to litter decomposition studies. *Canadian Journal of Botany*, 66(10), 1933–1939. <https://doi.org/10.1139/b88-265>
- Thangavel, P., Anjum, N. A., & Muthukumar, T. (2022). Arbuscular mycorrhizae: Natural modulators of plant–nutrient relation and growth in stressful environments. *Archives of Microbiology*, 204, 264. <https://doi.org/10.1007/s00203-022-02882-1>
- Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., Thewys, T., Vassilev, A., Meers, E., Nehnevajova, E., van der Lelie, D., & Mench, M. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: Lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 765–794. <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0213-6>
- Velázquez, A., Mas, J. F., Díaz-Gallegos, J. R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P. C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E., & Palacio, J. L. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica*, (62), 21–37. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906202>
- Velázquez-Chávez, L. J., Ortiz-Sánchez, I. A., Chávez-Simental, J. A., Pámanes-Carrasco, G. A., Carrillo-Parra, A., & Pereda-Solís, M. E. (2022). Influencia de la contaminación del agua y el suelo en el desarrollo agrícola nacional e internacional. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 25, 1–13. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2022.482>
- Viveros-Aguilar, O. A., Herrera-Alamillo, M. Á., & Rodríguez-Zapata, L. C. (2024). Bacillus: Microorganismos versátiles para la biorremediación del suelo. *Desde el Herbario CICY*, 16, 163–168. https://www.cicy.mx/sitios/desde_herbario/
- Wołejko, E., Jabłońska-Trypuć, A., Wydro, U., Butarewicz, A., & Łozowicka, B. (2020). Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides: A review. *Applied Soil Ecology*, 147, 103356. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006>

CAPÍTULO II: INTERACCIONES HONGO- PLANTA COMO INDICADORES DE LA CALIDAD EDÁFICA Y LA ESTABILIDAD DE UN ECOSISTEMA TEMPLADO

RESUMEN

Este estudio tuvo por objetivo caracterizar las propiedades físicas y químicas del suelo, así como la interacción con hongos micorrízicos arbusculares (HMA) y hongos endófitos septados oscuros (HESO) en tres distintos escenarios de uso de suelo (conservado, perturbado y reforestado) de un ecosistema forestal templado en el Estado de México. Se evaluaron variables edáficas como textura, pH, materia orgánica y nutrientes, además de indicadores biológicos como la actividad enzimática, colonización radical y densidad de esporas. El suelo conservado

presentó mayor contenido de materia orgánica (10.7%), fósforo disponible (20.72 mg·kg⁻¹) y nitrógeno total (0.89%), así como la más alta actividad de fosfatasa alcalina (20.43 g pNP·kg⁻¹·h⁻¹). En contraste, el suelo reforestado mostró los valores más bajos en estos parámetros, mientras que el pH fue fuertemente ácido en todos los sitios. La densidad de esporas de HMA aumentó proporcionalmente con la perturbación: 135 esporas en el área conservada, 220 en la perturbada y 687 en la reforestada ($p \leq 0.001$). El mismo patrón se observó respecto a la riqueza de los 23 morfotipos de HMA identificados (21 morfotipos en el área reforestada y 9 en la conservada). La colonización radical por HMA y HESO se mostró constante en las tres áreas de estudio, con porcentajes superiores al 40% en todas las especies y sitios, destacando *Senecio angulifolius* con valores de micorrización hasta del 91%. Las vesículas de HMA fueron más abundantes en el área perturbada (21.9%), mientras que los esclerocios de HESO se registraron principalmente en *Acaena elongata* del área conservada (11.5%). El análisis de componentes principales explicó el 84.3% de la varianza, revelando que la colonización por HMA se correlaciona positivamente con características nutrimentales del suelo como fósforo, nitrógeno y materia orgánica, mientras que la colonización por HESO se asocia tanto al pH como a condiciones propias del sitio reforestado. Esto sugiere que las interacciones hongo-planta son indicadores sensibles de la calidad del suelo y la estabilidad ecosistémica.

Palabras clave: micorrizas arbusculares; hongos endófitos; suelo.

ABSTRACT

The objective of this study was to characterize the physical and chemical properties of the soil, as well as its interaction with arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) and dark septate endophytic fungi (DSEF) in three different land use scenarios (conserved, disturbed, and reforested) in a temperate forest ecosystem in the State of Mexico. Soil variables such as texture, pH, organic matter, and nutrients were evaluated, as

well as biological indicators such as enzymatic activity, root colonization, and spore density. The conserved soil had higher organic matter content (10.7%), available phosphorus (20.72 mg·kg⁻¹), and total nitrogen (0.89%), as well as the highest alkaline phosphatase activity (20.43 g pNP·kg⁻¹·h⁻¹). In contrast, the reforested soil showed the lowest values for these parameters, while the pH was strongly acidic at all sites. The density of HMA spores increased proportionally with disturbance: 135 spores in the conserved area, 220 in the disturbed area, and 687 in the reforested area ($p \leq 0.001$). The same pattern was observed with regard to the richness of the 23 HMA morphotypes identified (21 morphotypes in the reforested area and 9 in the conserved area). Root colonization by AMF and DSEF was constant in the three study areas, with percentages above 40% in all species and sites, with *Senecio angulifolius* standing out with mycorrhization values of up to 91%. HMA vesicles were more abundant in the disturbed area (21.9%), while HESO sclerotia were mainly recorded in *Acaena elongata* in the conserved area (11.5%). Principal component analysis explained 84.3% of the variance, revealing that HMA colonization is positively correlated with soil nutrient characteristics such as phosphorus, nitrogen, and organic matter, while DSEF colonization is associated with pH and conditions specific to the reforested site. This suggests that fungus-plant interactions are sensitive indicators of soil quality and ecosystem stability.

Keywords: arbuscular mycorrhizae; endophytic fungi; soil.

El marco teórico desarrollado en el Capítulo I permitió establecer que la funcionalidad del suelo depende de la interacción entre sus componentes bióticos y

abióticos, así como de la diversidad y organización de la microbiota edáfica, especialmente de las asociaciones simbióticas con hongos colonizadores de raíces. Asimismo, se destacó que la degradación del suelo, derivada de las actividades antrópicas, modifica estas interacciones y compromete la provisión de servicios ecosistémicos. Con base en ello, en el presente capítulo se aborda la siguiente pregunta: ¿cómo responden las propiedades del suelo y las interacciones hongo-planta ante distintos escenarios de uso de suelo? Para dar respuesta, se realiza un diagnóstico integral en un ecosistema forestal templado, evaluando variables físicas, químicas y biológicas, así como la estructura de la microbiota, con el fin de identificar indicadores de calidad edáfica y estabilidad ecosistémica.

1. INTRODUCCIÓN

El suelo es considerado un recurso finito y esencial para la sostenibilidad de la vida en la Tierra. Su estructura y composición refleja una intrincada red de interacciones entre los materiales minerales que lo componen, los compuestos orgánicos presentes y los organismos vivos que responden de manera adaptativa a distintos factores medioambientales, a la vez que desempeñan funciones ecológicas esenciales que sustentan la biodiversidad en el planeta (Constanza *et al.*, 1997; Marín-Serna *et al.*, 2011; FAO, 2015). Dichas interacciones vinculan el ambiente abiótico y biótico, generando procesos que estimulan su funcionamiento (Lozano-Sánchez *et al.*, 2015; Bhandana *et al.*, 2021; Thangavel *et al.*, 2022).

En la interacción biótica-abiótica, una parte de la estructura está dinamizada por el entorno físico, mientras que otra se origina a partir de las interacciones físicas y químicas del hábitat y las relaciones simbióticas de los organismos (Ros *et al.*,

2024). Como parte de la estructura de la comunidad biológica, las especies ajustan rasgos de vida a las condiciones cambiantes del ambiente, lo que genera variaciones no sólo en el tiempo, sino también en el espacio.

La gestión sustentable de los ecosistemas reconoce cada vez más el valor de las funciones ecológicas del suelo y los beneficios ambientales del mismo. Algunas de las más fundamentales son preservar la biodiversidad, regular el clima global, regular los ciclos hidrológicos y la purificación del agua, el almacenaje de materia (nutrientes) y energía dentro de la biosfera (Jónsson y Davíðsdóttir, 2016). Además el suelo mantiene la actividad biológica y la productividad a través de microorganismos capaces de regular ciclos biogeoquímicos, aislar, almacenar, degradar e inmovilizar compuestos orgánicos e inorgánicos. También proporciona una amplia gama de recursos alimenticios, económicos y culturales para la sociedad (Ponge, 2015).

Conceptualmente la calidad o salud del suelo se define como su capacidad para desempeñar funciones ecológicas clave, incluyendo la productividad, la calidad medioambiental y el mantenimiento de la biodiversidad (Curiel, 2015). Un suelo sano no debe presentar alteraciones ni generar efectos adversos colaterales y debe mantener todas sus funciones (particularmente los ciclos de carbono, nutrientes e hidrológicos) de tal forma que pueda contribuir a la seguridad alimentaria y la productividad agrícola a largo plazo (FAO, 2022).

Sin embargo, el 33% de la superficie terrestre mundial presenta algún grado de degradación (FAO, 2015; 2024). De este total, cerca del 47 % corresponde a bosques, mientras que las tierras de cultivo representan aproximadamente el 18 % (Bai *et al.*, 2008; United Nations, Portal, 2025). Las proyecciones indican que este

porcentaje aumentará hasta el 90 % en 2050, suponiendo una amenaza a la seguridad alimentaria global (Pérez-Vázquez *et al.*, 2018).

Los factores causantes de la degradación del suelo pueden ser bióticos (plagas y enfermedades) o abióticos (fenómenos meteorológicos extremos e incendios), además de los relacionados con malas prácticas de manejo como el uso excesivo de fertilizantes químicos, las presiones de las industrias extractivas internacionales, la deforestación, los cambios en la cubierta vegetal, el pastoreo excesivo y la contaminación. Las amenazas más relevantes son la erosión, la pérdida de carbono orgánico, el desequilibrio nutrimental y el cambio climático que disminuye la capacidad de resiliencia del suelo (Lanfredi *et al.*, 2015; Bai *et al.*, 2008).

Los factores que alteran la estructura y funcionalidad de las comunidades microbiológicas, pueden generar un gradiente de estrés ambiental que responde al grado o nivel de incidencia y la naturaleza del factor que opera. De acuerdo a la *hipótesis del gradiente de estrés*, las relaciones simbióticas entre especies pueden pasar de ser negativas a positivas o a la inversa de acuerdo con el incremento de la tensión y la influencia de las propiedades del hábitat (Collins-Johnson, 2009). Al interior de un sistema, pueden coexistir múltiples gradientes de estrés debidos a la magnitud del impacto que provoca un factor determinado. Por ejemplo, en un ecosistema forestal, la tala selectiva, genera zonas desnudas de cobertura vegetal, erosión y pérdida de organismos fundamentales para su funcionamiento. Por otro lado, la transformación del mismo al uso agrícola induce cambios en los ensamblajes microbianos típicos del bosque, modificando la distribución de los grupos funcionales (Fugere *et al.*, 2012).

En el contexto mexicano, la degradación del suelo de los bosques templados es un problema grave, especialmente en zonas montañosas, que constituyen su hábitat natural. Esta degradación se manifiesta en la pérdida de suelo y de cobertura vegetal, así como el cambio a uso de suelo agrícola, ganadero o para asentamientos humanos (FAO, 2022).

Por lo anterior, resulta fundamental realizar diagnósticos y evaluaciones del ecosistema edáfico a partir del estudio de sus propiedades físicas, químicas y biológicas y del análisis de la estructura entre sus componentes bióticos y abióticos. Esto permitiría distinguir los grados de perturbación y entender cómo las diferentes actividades antrópicas influyen en las características biológicas del ecosistema (Álvarez-Arteaga *et al.*, 2020).

Una evaluación integral de la degradación del suelo implica identificar el tipo, la causa y la distribución geográfica del deterioro, para con ello estimar la magnitud y severidad del impacto en las propiedades físicas, químicas y biológicas del hábitat. Esto representa el primer paso para visualizar y diseñar estrategias de recuperación, restauración y legislación orientadas al manejo integral del capital natural (Trujillo-González *et al.*, 2018).

Alineada a esta necesidad, la UNESCO ha desarrollado un *Índice Mundial de la salud de los suelos*, para establecer una métrica estandarizada para evaluar y comparar la calidad del suelo en diferentes regiones y ecosistemas. Este índice permite identificar las tendencias de degradación, las zonas de riesgo, así como posibles mejoras a las prácticas de gestión. Entre los indicadores se mencionan la cobertura vegetal, la biodiversidad, la productividad de los cultivos, la biomasa y tasa de erosión o pérdida de suelo (United Nations, Portal, 2025).

Al respecto, el objetivo del presente estudio consistió en caracterizar y asociar las propiedades físicas y químicas del suelo, así como su interacción con los microorganismos forestales en relación con los distintos escenarios de perturbación derivadas del uso del sistema forestal templado de coníferas del municipio de Isidro Fabela, Estado de México. Esta caracterización busca identificar indicadores diagnósticos del grado de alteración del sistema edáfico para orientar el diseño de políticas de manejo sustentable. Para alcanzarlo, se siguieron los siguientes objetivos particulares.

2. OBJETIVOS

- Zonificar el suelo por usos estableciendo un gradiente de perturbación entre sitios.
- De cada microambiente:
 - a. Determinar propiedades físicas y químicas del suelo.
 - b. Tipificar el recurso microbiano edáfico cultivable (HMA y HESO).
 - c. Establecer el tipo de interacción fúngica y sus rasgos morfoanatómicos en cada microambiente edáfico.
 - d. Cuantificar la tasa de colonización (HMA y HESO) en plantas herbáceas-arbustivas hospederas residentes del sistema forestal.
 - e. Estimar la densidad de esporas de HMA.
- Distinguir potenciales descriptores de perturbación usando las interacciones ambiente-comunidades microbianas como indicadores de la estabilidad del ecosistema.

3. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿Qué implicaciones tienen los cambios en los patrones de colonización de HMA y HESO en la estructura y funcionalidad de un ecosistema? ¿A qué nivel estos cambios están relacionados con los factores abióticos del hábitat y la composición de la cubierta vegetal y con qué magnitud lo anterior incide en la productividad del ecosistema para ser considerado como un indicador de estabilidad?

4. HIPÓTESIS

Si existe una relación entre los factores abióticos, la diversidad y estructura de la comunidad vegetal y la presencia de los hongos colonizadores, esta será un indicador de estabilidad del ecosistema y sus procesos, por lo que existirá una relación inversa y proporcional entre diversidad y perturbación; los entornos alterados exhibirán respuestas biológicas y ambientales disminuidas.

5. MATERIAL Y MÉTODOS

5.1 ÁREA DE ESTUDIO

LOCALIZACIÓN

El Municipio de Isidro Fabela se encuentra en la región noroeste del Estado de México. La cabecera llamada Tlazala de Fabela, se ubica a los 19° 34' 32" N y a los 99° 25' 48" W. Limita al norte con el Municipio de Nicolás Romero, al este con Atizapán de Zaragoza, al sur con Otzolotepec y Jilotzingo y al oeste con Temoaya y Jilotzingo (Figura 1).

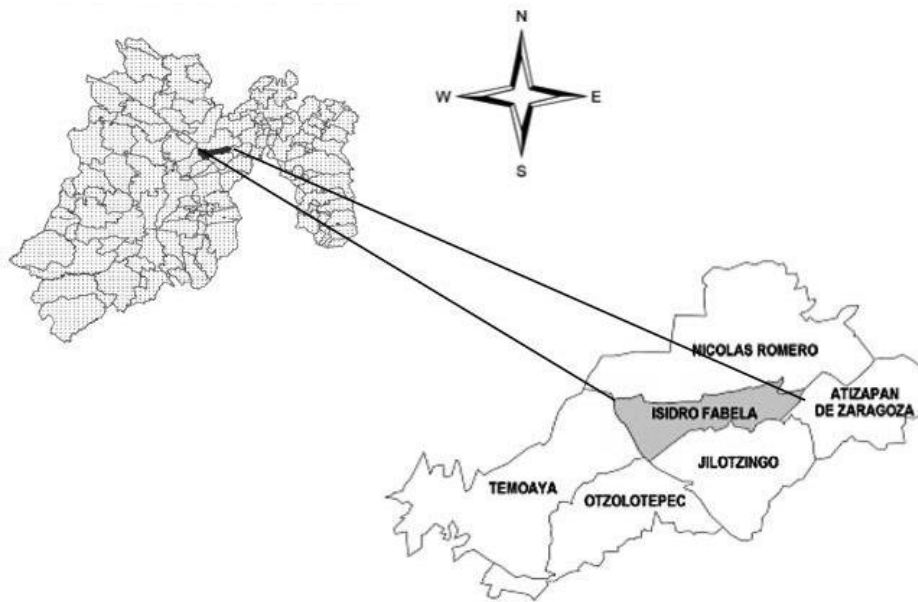


Figura 1. Localización del Municipio de Isidro Fabela, Estado de México.

EXTENSIÓN

El Municipio de Isidro Fabela tiene una superficie de 79.68 km² divididos en cuatro colonias: La Palma, La Aurora, Los Laureles y Miraflores (Plan de desarrollo municipal 2022-2024).

POBLACIÓN

Isidro Fabela es considerado 100% rural. La población total es de 11 929 habitantes: 51.2% mujeres y 48.8% hombres (INEGI, 2020).

CLIMA

Predomina el clima Cwbg: templado subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura promedio de 12°C. Se modifica en la parte oeste de la cabecera a un clima templado lluvioso semifrío C(E)wg, donde la temperatura media anual es inferior a 10° C y superior a 0° C. La precipitación pluvial promedio es de 1 257mm anuales, con lluvias máximas de 24 horas; teniendo una precipitación pluvial

máxima de 1 593mm. La temporada más húmeda dura 4.3 meses, de 28 de mayo a 7 de octubre, con una probabilidad de más del 40 % de que cierto día será un día lluvioso (Gobierno Municipal de Isidro Fabela, 2024).

OROGRAFÍA

Por encontrarse enclavado en terrenos montañosos, la altura varía entre los 2,500 a 3,600 msnm. La altitud promedio es de 3,100 msnm. Tiene un relieve característico de sierras, mesetas y lomeríos, lo cual hace que su estructura sea propicia para el desarrollo forestal. Con pendientes que corresponden al rango de 5-15%. Las pendientes más pronunciadas, mayores del 25%, se localizan al noroeste de la cabecera municipal, dentro del parque Otomí- Mexica.

HIDROGRAFÍA

Abundan los escurrimientos superficiales en época de lluvias que se convierten en arroyos de temporada.

SUELO

Los Andosoles son los suelos que por la superficie que ocupan dentro del municipio son los más importantes. Estos suelos se originan a partir de cenizas volcánicas que se distinguen por su alta capacidad de retención de humedad, su vocación natural es forestal, en la agricultura su rendimiento es muy bajo, presentando alta susceptibilidad a la erosión. Como suelo secundario existe el andosol húmico que tiene un horizonte A úmbrico rico en materia orgánica, pero ácido y pobre en nutrientes (saturación de bases menor de 50%). Encima de este horizonte generalmente se encuentra una capa orgánica, compuesta básicamente por hojarasca en descomposición de pinos y encinos. El contenido de materia orgánica es alta en casi todo el perfil, pero disminuye considerablemente en el

horizonte B cámbico, el cual se distingue por su color más claro, y su contenido de materia orgánica apreciablemente menor que en el horizonte A. Presenta una textura de migajón arenoso muy fino o más fina que esta y la alta porosidad es otra de sus características (INEGI, 2001).

GEOLOGÍA

La estructura geológica del municipio forma parte del Sistema Montañoso del Eje Volcánico Transversal. La parte oeste del municipio se constituye principalmente por rocas ígneas extrusivas, andesitas y basaltos, las cuales le confieren al municipio la posibilidad de explotación de bancos de materiales para la construcción. Al este las rocas predominantes son tobas. Al norte de la presa José Iturbide y al sur del manantial Agua Azul, se presentan pequeñas áreas de suelo residual, resultado del proceso de acarreo del material rocoso de los alrededores. Geológicamente la parte este y oeste del municipio se sitúa en una zona con incidencia de fracturas. Se cuenta con la presencia de una falla en las faldas del Cerro de las Palomas.

FLORA

La región se encuentra cubierta mayormente, por *Abies religiosa* (oyamel), *Pinus hartwegii* (pino), *Pinus oocarpa* (ocote), *Arbutus xalapensis* (madroño), *Quercus humilis* (roble), *Quercus ilex* (encino), *Cedrela odorata* (cedro), *Populus alba* (álamo) y *Fraxinus excelsior* (fresno). Frutales como *Malus domestica* (manzano), *Prunus salicifolia* (capulín), *Prunus persica* (durazno), *Prunus domestica* (ciruelo), *Crateagus pubescens* (tejocote), *Pyrus communis* (pera), *Pyrus malus* (perón) y *Rubus fruticosus* (mora).

FAUNA

Animales silvestres como *Didelphis virginiana* (tlacuache), *Mephitis macroura* (zorrito), *Sylvilagus floridans* (conejo), *Spermophilus mexicanus* (ardilla), *Bassariscus astutus astutus* (cacomiztle), *Odocoileus virginianus* (venado), *Lepus capensis* (liebre), *Canis latrans cagottis* (coyote), *Mustela putorius furo* (hurón), *Felis pardalis* (onza), *Dasypus novemcinctus* (armadillo), *Taxidea taxus beriandieri* (tejón), *Lynx rufus escuinapae* (gato montés), *Lynx pardina* (Lince), *Cratogeomys merrami merriami* (tuza), *Zenaida asiática* (paloma), *Anas platyrhynchos* (pato), *Zenaida macroura* (tortolita), *Callipepla californica* (codorniz), *Carduelis carduelis parva* (jilguero), *Passer domesticus* (gorrión), *Turdus falcklandii* (primavera), *Sialia mexicana* (azulejo), *Bubo virginianus* (tecolote), *Tyto alba* (lechuza), *Picoides scalaris* (pájaro carpintero), *Accipiter nissus* (gavilán), *Geranoaetus melanoleucus* (águila), *Coragyps atratus* (zopilote), *Corvus corax* (cuervo), *Serinus canarius* (canario), *Mimus polyglottos* (cenzontle), *Crotalus viridis* (víbora de cascabel), *Sceloporus belli* (lagartija) y *Buthus occitanus* (escorpión), (Plan de Desarrollo Municipal 2016-2018).

RELEVANCIA

El municipio forma parte de El Bosque del Agua (Figura 2), un área de 250,000 ha conformada por las sierras de Chichinautzin, Zempoala, Ajusco y Las Cruces.

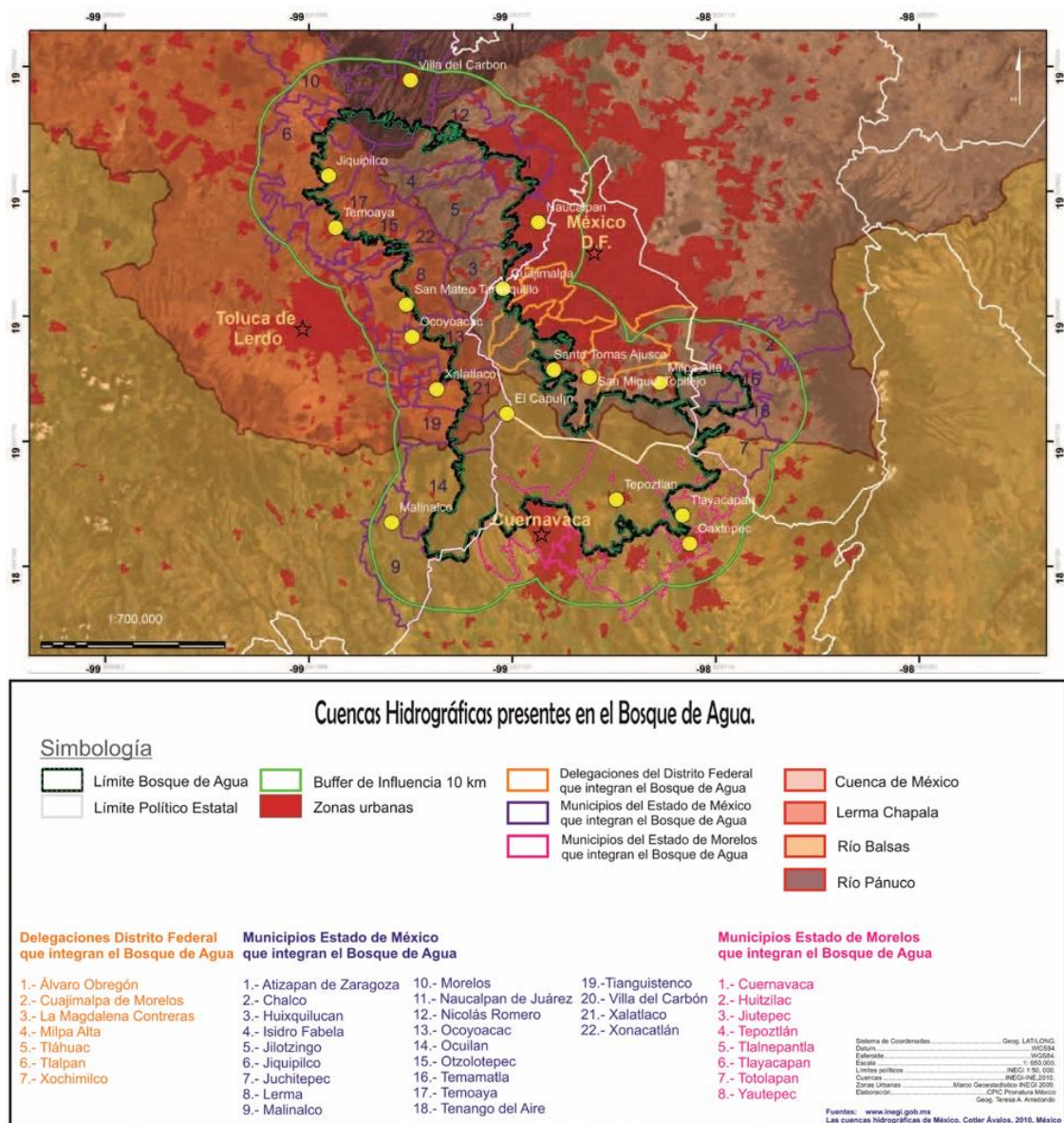


Figura 2. Ubicación de las cuatro cuencas asociadas al Bosque de Agua. Se señala a Isidro Fabela (Número 4) como municipio del Estado de México que forma parte del área natural protegida (ECOA, 2012).

Es una región que integra las zonas altas de las cuencas hidrográficas del Valle de México, Balsas, Lerma-Chapala y Pánuco.

No solo representa la principal fuente de recarga de los acuíferos que abastecen a más de 22 millones de habitantes de la Ciudad de México, Toluca y Cuernavaca, sino que también provee una gama de servicios ecosistémicos

fundamentales. Entre estos destacan la regulación climática, el secuestro de carbono y el esparcimiento social, así como bienes ambientales tangibles como madera, áreas de pastoreo, suelos agrícolas y hábitats críticos para una notable diversidad de especies endémicas de anfibios, reptiles, aves y mamíferos. La multifuncionalidad ecológica del Bosque de Agua lo posiciona como un eje clave en la sostenibilidad ambiental y la seguridad hídrica de la región centro-sur del país (ECOBA, 2012).

Además, Isidro Fabela es uno de los 17 municipios del Estado de México que conforman El Parque Ecológico, Turístico y Recreativo Zempoala-La Bufa, denominado Parque Otomí Mexica, con una superficie total de 105,844.13 hectáreas (Figura 3). Esta área natural protegida (ANP) es la más grande del Estado y se extiende por tres de las zonas metropolitanas más importante del país (Zona Metropolitana del Valle de Toluca y la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y Cuernavaca), por lo que está sujeta a fuertes presiones políticas y económicas que traen consigo fuertes problemas de degradación ambiental (Juan-Pérez *et al.*, 2017).

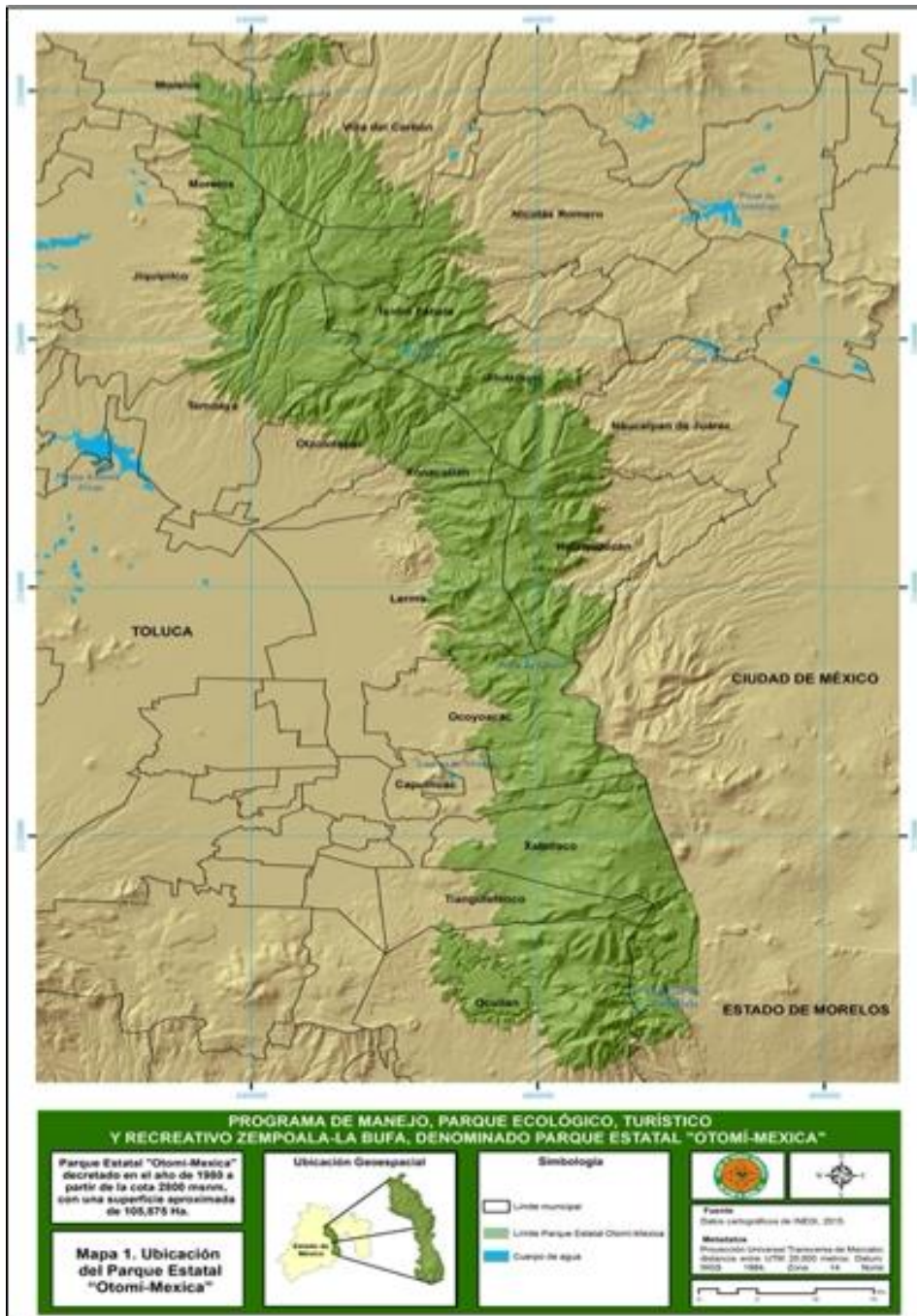


Figura 3. Localización del ANP Parque Estatal Otomí-Mexica, Estado de México (Juan-Pérez *et al.*, 2017).

5.2 ZONIFICACIÓN DE LAS ÁREAS DE ESTUDIO

Para distinguir un posible cambio (perturbación) por el uso de suelo del sistema se establecieron tres áreas de colecta según sus condiciones de manejo:

el escenario perturbado por la tala (P), la zona conservada (C) y la reforestada (R). Cada sitio fue referenciado con un geoposicionador (GarminTrex® 10) y se elaboró un mapa digital con el programa ArcMap 10.8 (Figura 4).

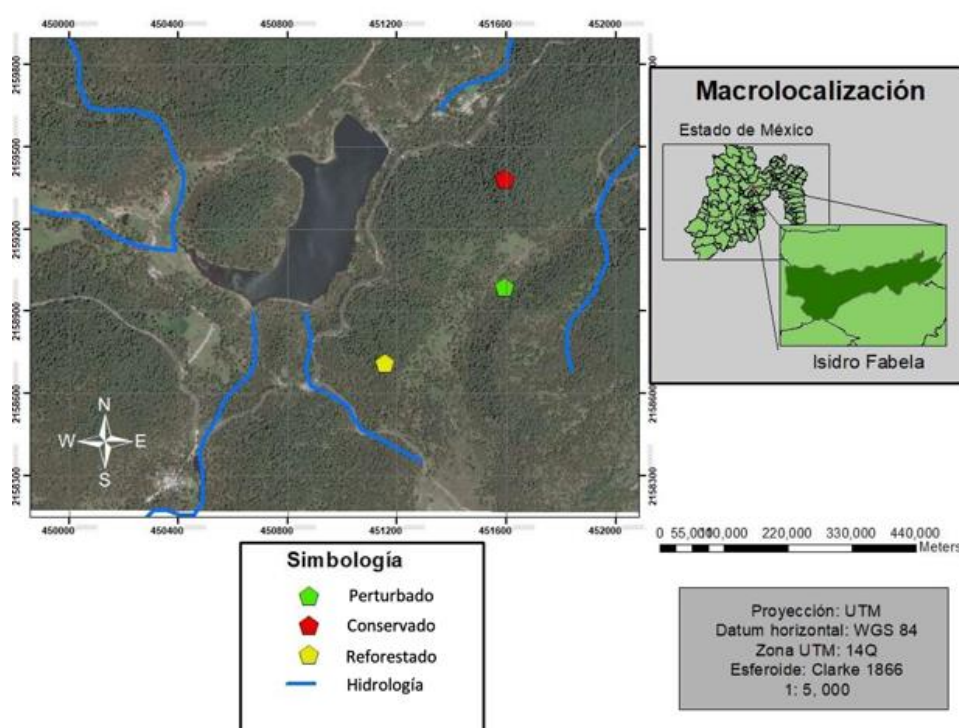


Figura 4. Ubicación de los sitios de muestreo.

5.3 RECOLECCIÓN DE MUESTRAS

Para determinar la composición de los grupos funcionales que se desarrollan en la rizosfera de las plantas hospederas de la microbiota edáfica del sitio, se eligieron tres formas herbáceas-arbustivas de cada área de estudio, como ejemplares representativos y abundantes en el sotobosque (Figura 5). Éstas se identificaron a través de claves taxonómicas (Rzedowski y Rzedowski, 2005) y se confirmaron en el herbario IZTA de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM y el Herbario Nacional de México (MEXU), del instituto de Biología, UNAM.



Figura 5. Especies vegetales de estudio: A) *Acaena elongata* L., B) *Senecio angulifolius* (DC.) H. Rob. & Brettell y C) *Trisetum* sp.

5.4 CARACTERIZACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO

De cada uno de los sitios muestreados se tomaron 300 g de una muestra compuesta por cinco submuestras de suelo rizosférico según Avellaneda-Torres y Torres-Rojas (2015).

La textura fue determinada por el método de Bouyoucos (1962). La conductividad eléctrica (CE) por el método del conductímetro (Muñoz-Iniestra *et al.*, 2002). El porcentaje de materia orgánica (MO) se calculó según el método de Walkley-Black (1934). Las sales y elementos esenciales (Ca, Mg, K, Na) por extracción con absorción atómica, el fósforo asimilable por el método de Bray y Kurtz (1945), el pH con medidor multiparamétrico con electrodo de penetración (HI 9813-6N). La Capacidad de Intercambio Catiónico Total (CICT) utilizando la técnica de Versenato y el Nitrógeno total por el método de micro-Kjeldahl (Muñoz-Iniestra *et al.*, 2002). Todos los parámetros físicos y químicos estudiados se determinaron de acuerdo a técnicas estandarizadas (Muñoz-Iniestra *et al.*, 2002; Mireles, 2009)

Con la finalidad de evaluar la demanda y disponibilidad de fósforo por parte de los distintos grupos funcionales (HMA y HESO) presentes en el suelo, se cuantificó la actividad de las fosfatasas ácidas y alcalinas en cada sitio de estudio. Esto se realizó mediante incubación de las muestras de suelo (1 g) con Buffer Universal (0.17 M), ajustado a pH 5.5 y 9.0, para la determinación de las fosfatasas ácidas (AcP) y alcalinas (ALP) respectivamente (Gómez-Guiñán, 2004); como sustrato se empleó 1 ml de una solución de p-nitrofenil-fosfato (0.025 M). Para evitar la dispersión de las arcillas y extraer el p-nitrofenol (pNP) del suelo se emplearon 1 ml de CaCl (0.5M) y 4 ml de NaOH (0.5 M), respectivamente. Las mezclas se centrifugaron a 3000 g/10 min y se filtraron a través de papel Whatman No 2. La formación de pNP fue determinada por espectrofotometría a 400 nm (Tabatabai y Bremner 1969; Gómez-Guiñán, 2004).

Todos los parámetros se evaluaron por triplicado.

5.5 CUANTIFICACIÓN DE ESPORAS

Se tomó una muestra de suelo adyacente a las raíces de las herbáceas huésped desenterradas a profundidades de 5 a 30 cm según la planta colectada. Se almacenó en bolsas de polietileno y se guardó a 4 °C hasta su procesamiento.

La muestra de suelo se secó a la intemperie y se procedió a la recuperación y conteo de esporas de HMA que se realizó por el método de tamizado húmedo y decantación seguida de centrifugación en una solución de sacarosa, modificado de Brundrett *et al.* (1996). Se pesaron 50 g de suelo seco, se colocó en un recipiente de vidrio de 1 L de capacidad al que se le agregó agua, se agitó vigorosamente, se dejó reposar durante 40 s y se decantó en dos tamices con abertura de malla de

280 µm y 60 µm, esto se repitió por cinco veces. Únicamente el material retenido en el segundo tamiz fue trasvasado, agitado y decantado una vez más, para colocarlo en tubos de centrífuga y centrifugar a 2800 rpm durante 4 minutos, se decantó el sobrenadante y se pasó por un filtro de 40 µm para centrifugar nuevamente a 2800 rpm durante 4 minutos. El sobrenadante se decantó y se pasó por un tamiz de 40 µm, la muestra se lavó para retirar la sacarosa y se colocó en una caja de Petri para su revisión bajo un microscopio estereoscópico (Motic® SMZ-143).

La determinación taxonómica de los HMA se realizó mediante el análisis de características morfológicas y subcelulares de las esporas, tales como el color, tamaño, hifa de sostén, estructura de la pared, tipo de ornamentación y la reacción de las capas de la pared al reactivo de Melzer. Para la identificación de las especies, dichas características se compararon con las descripciones disponibles en el listado de especies reportadas en INVAM (<https://invam.ku.edu/>), en el sitio electrónico del profesor Janusz Blaszkowski (2020) (http://www.zor.zut.edu.pl/Glomeromycota_2/Home.html), así como a través de enlaces en la página *Glomeromycota* PHYLOGENY (<http://www.amf-phylogeny.com/>) (Peña-Venegas *et al.*, 2007).

Las características de las esporas fueron observadas con un microscopio óptico compuesto (Olympus® BX60) y registradas mediante fotomicrografías. Para las mediciones se utilizó el software Motic Images Plus 3.0.

5.6 DETERMINACIÓN DE LA INTERACCIÓN HONGO-PLANTA

Para estimar el porcentaje de colonización de HMA y HESO, se realizó el aclareo de las raíces con KOH al 10% por una hora a baño maría (60 °C), acidificación con HCl al 10%/10min, tinción con azul de tripano al 0.05%/10 min y enjuague con ácido láctico 10%/10min (modificada de Phillips y Hayman, 1970). Posteriormente 15 fragmentos de raíz de 1 cm de longitud se montaron por duplicado en portaobjetos con lactoglicerol al 50% para analizarlas al microscopio óptico compuesto (Olympus ® BX60) a 40x y 100x.

El nivel de colonización se determinó por la presencia de hifas cenocíticas, vesículas y arbuscúlos para el caso de HMA. Así mismo, se registraron las observaciones de hifas tabicadas, melanizadas, células moniliformes (vesículas) y microesclerocios típicos de hongos endófitos septados oscuros (Peterson *et al.*, 2004). Y se hicieron cálculos a través de la técnica y el programa informático “Mycocalc” (Trouvelot *et al.*, 1986).

5.7 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los datos se sometieron a proceso de normalización empleando los métodos estándar incorporados en los programas estadísticos utilizados.

Los datos de suelo rizosférico de las tres áreas de estudio se sometieron a un análisis de varianza (ANOVA) de un factor. Cuando hubo efectos significativos, las medias se compararon con una prueba de Tukey DHS ($P \leq 0.05$). La composición de HMA y HESO entre áreas se comparó utilizando el índice de

similitud por distancias euclidianas (Bautista-Cruz *et al.*, 2014) donde el índice es igual a cero cuando hay completa similitud.

Las relaciones estadísticas entre actividad enzimática, variables físico-químicas, abundancia de esporas, colonización en raíces de HMA y presencia de estructuras de HESO sobre los tres sitios muestreados fueron determinadas mediante un análisis de componentes principales (ACP). Para ambos análisis se utilizó el software libre R Studio versión 4.2.2.

6. RESULTADOS

Los resultados respaldan la hipótesis de una relación inversamente proporcional entre la perturbación y la funcionalidad biológica, ya que la caracterización de los distintos microambientes edáficos (Cuadro 1) mostró que el ambiente menos perturbado presenta condiciones favorables como una textura con una proporción de limos y arcillas cercano al 40% entre ambas, una mayor conductividad eléctrica y el más alto porcentaje de materia orgánica. Esto con una diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0.05$) entre zonas de estudio.

Cuadro 1. Características físicas y químicas de los suelos estudiados en las tres zonas de estudio.

Variable	Microambientes del ecosistema según el uso del suelo		
	Conservado	Perturbado	Reforestado
Factores físicos			
Textura	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco limoso
Arenas (%)	51.1 c†	67 a	58 b
Limos (%)	28.26 a	18.53 b	20.82 b

Arcillas (%)	19.43 a	12.37 b	20.92 a
Densidad real (g/cm³)	1.71 b	2.16 a	2.02 a
Densidad aparente (g/cm³)	0.71 b	0.84 a	0.91 a
Porosidad (%)	54.7 b	62 a	55.2 b

Factores químicos

CE dS M⁻¹	1.57 a	0.47 b	0.34 b
pH H⁺	4.91 b	4.46 c	5.36 a
MO (%)	10.7 a	5.8 c	7.63 b
CICT cmol(+)kg⁻¹	7.12 ns	7 ns	7.63 ns

Elementos esenciales y actividades enzimáticas

N tot (%)	0.89 a	0.82 a	0.54 b
Pi mg kg⁻¹	20.72 a	18.88 a	5.51 b
K mg kg⁻¹	500.66 a	471.33 ab	392.66 b
Na mg kg⁻¹	236 a	228 ab	199.3 b
Mg mg kg⁻¹	180 a	123.3 b	88 c
Ca mg Kg⁻¹	17616 a	9586 b	480.6 c
AcP µg pNP kgs⁻¹h⁻¹	16.78 ns	19.38 ns	15.69 ns
AIP µg pNP kgs⁻¹h⁻¹	20.43 a	10.73 b	9.9 b

† Letras distintas indican diferencias significativas, según la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$).
NS= no significativo.

Todos los sitios son de pH fuertemente ácido y una capacidad de intercambio catiónico baja sin diferencias estadísticamente significativas. En lo que respecta a la concentración de elementos esenciales, el suelo correspondiente al área reforestada presentó los valores más bajos, mientras que el área conservada mostró las concentraciones más elevadas de nitrógeno total, fósforo disponible y cationes intercambiables. La actividad enzimática de las fosfatasas alcalinas siguió esta misma tendencia, evidenciando una mayor actividad en suelos conservados. En

contraste, la actividad de las fosfatasas ácidas no mostró diferencias estadísticamente significativas entre las áreas evaluadas.

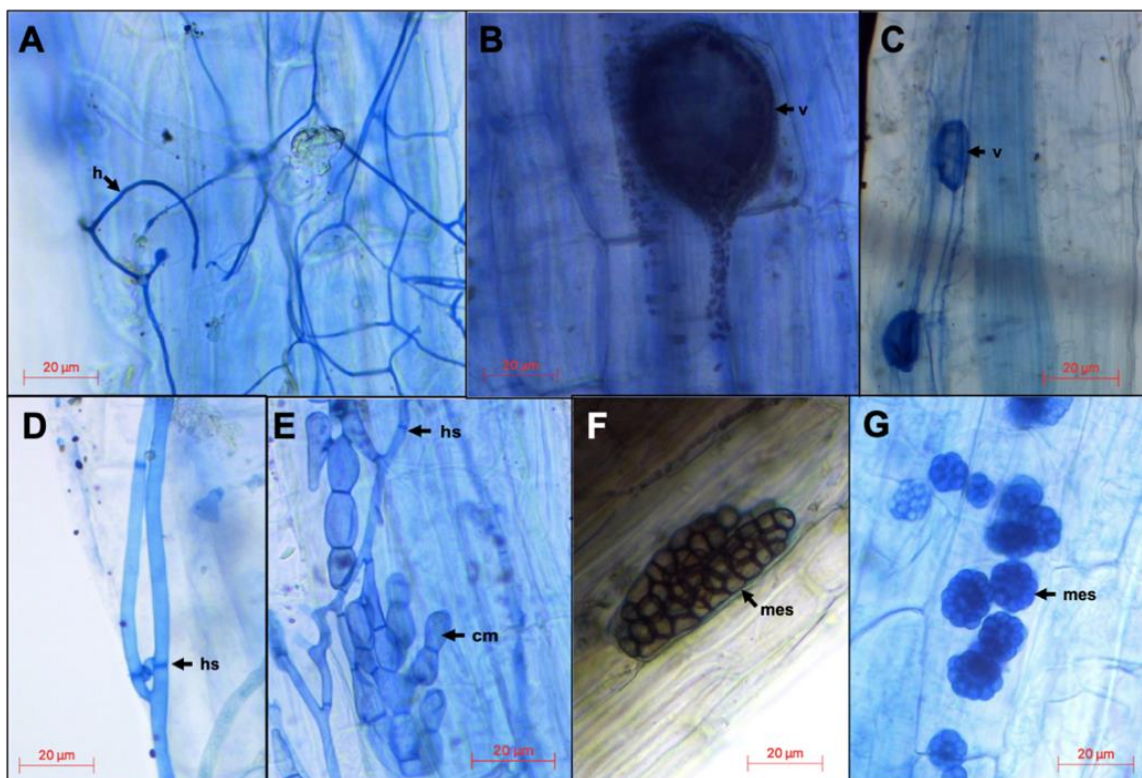


Figura 6. A-C: estructuras de colonización por HMA. h: hifas cenocíticas, v: vesículas. D-G: estructuras de colonización por HESO. hs: hifas septadas, cm: células moniliformes y mes: microesclerocios. 40x

En cuanto a la tipificación del recurso microbiano, en la Figura 6 se observan las estructuras de HMA identificadas en las raíces de las tres especies vegetales estudiadas. Los datos mostraron principalmente hifas cenocíticas y vesículas en diferentes dimensiones de éstas últimas. No fue posible observar estructuras de intercambio de nutrientes planta-hongo como es el caso de los arbuscúlos.

Respecto a los HESO, se observaron estructuras morfo-anatómicas consistentes en hifas tabicadas, numerosos microesclerocios melanizados (Figura

6. F) o no (Figura 6. G) y células moniliformes (cm) en cadena, similares a las vesículas de HMA.

Los patrones en la presencia de las estructuras fúngicas sugiere que la funcionalidad de las interacciones está limitada por las condiciones edáficas.

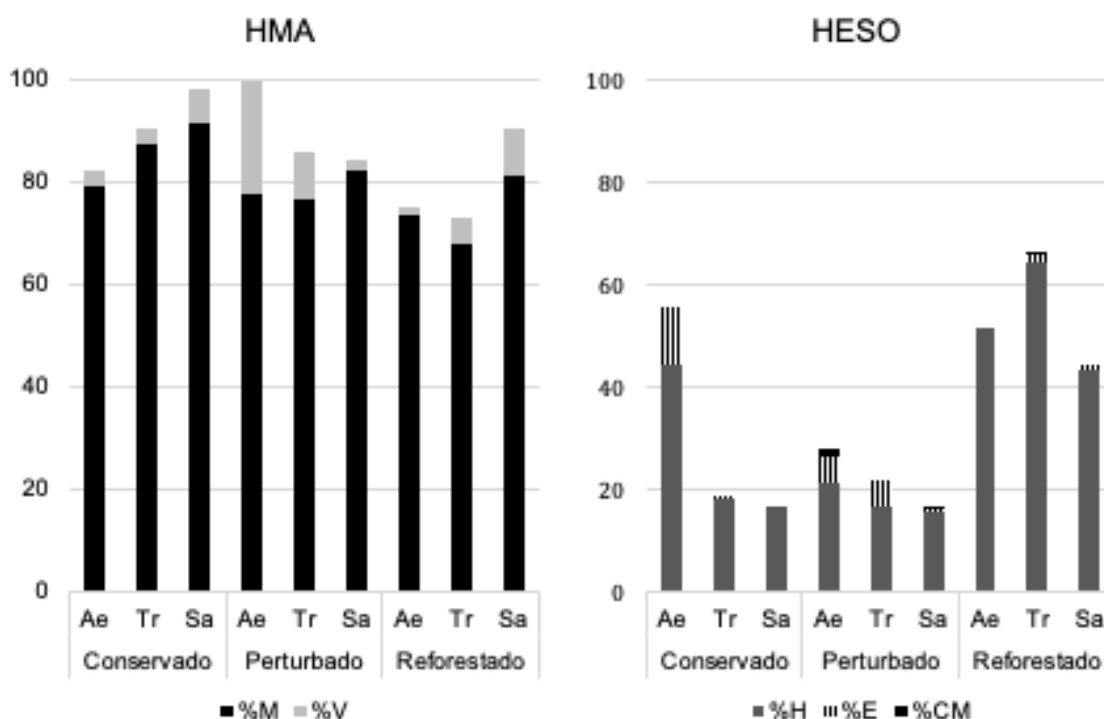


Figura 7. Intensidad de la colonización micorrízica-arbuscular y abundancia de arbuscúlos por especie vegetal y área de estudio. %M: hifas cenocíticas, %V: vesículas, %H: hifas septadas, %E: esclerocios, %CM: células moniliformes. Ae: *Acaena elongata*, Tr: *Trisetum* sp; Sa: *Senecio angulifolius*.

Los HMA respecto a los HESO siempre mantienen una proporción 60:40% independientemente de la planta hospedera y al parecer también del cambio de uso de suelo (Figura 7). Las estructuras de colonización de HMA mayormente representadas son las hifas cenocíticas y una proporción mínima de vesículas. Por su parte las hifas septadas de HESO son las de mayores registros y los esclerocios se presentan en una mínima proporción.

Se identifica que *Senecio angulifolius* es la especie mayormente colonizada por HMA en todos los microambientes edáficos y la presencia de vesículas es una constante en todos los sistemas radicales y escenarios.

Para el caso de los HESO, se distingue *Acaena elongata* con un porcentaje de colonización mayor al 40% en el área conservada, así como el valor más alto en registros de esclerocios. Mientras que de forma general todas las especies vegetales del área reforestada están altamente colonizadas por HESO. Sólo las zonas con perturbación presentan células moniliformes como estructuras de reserva. Estadísticamente hay diferencias significativas en la colonización de las tres especies herbáceas-arbustivas ($p \leq 0.05$), así como entre microambientes (Tukey $p \leq 0.05$), lo que confirma que los patrones de colonización funcionan como un indicador de estabilidad ecosistémica.

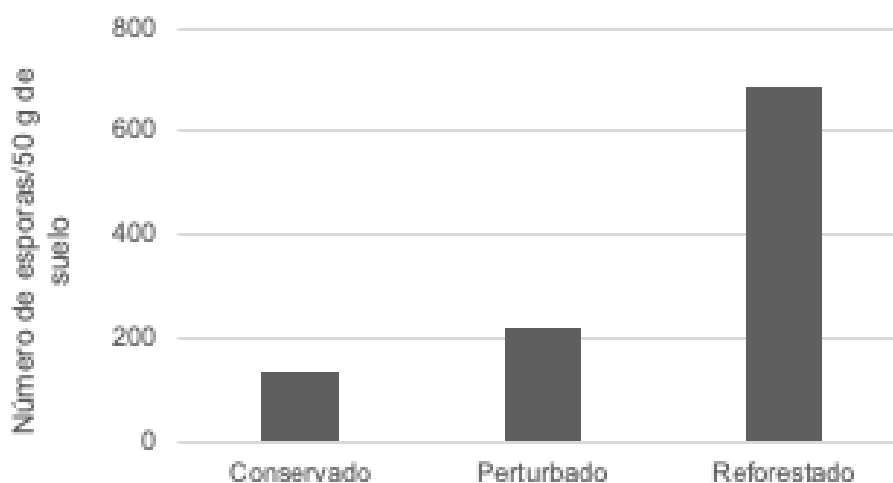


Figura 8. Promedio del número de esporas en 50 g de suelo.

La relación entre la densidad de esporas y la perturbación en los sitios de estudio (Figura 8), soporta la hipótesis de una relación inversa existente entre estabilidad y alteración del sistema. En el área conservada el número de esporas

es apenas un 20% de lo observable en el área reforestada, siendo esta la que presenta el mayor número de esporas en suelo. Se presentan diferencias altamente significativas entre sitios ($p \leq 0.001$).

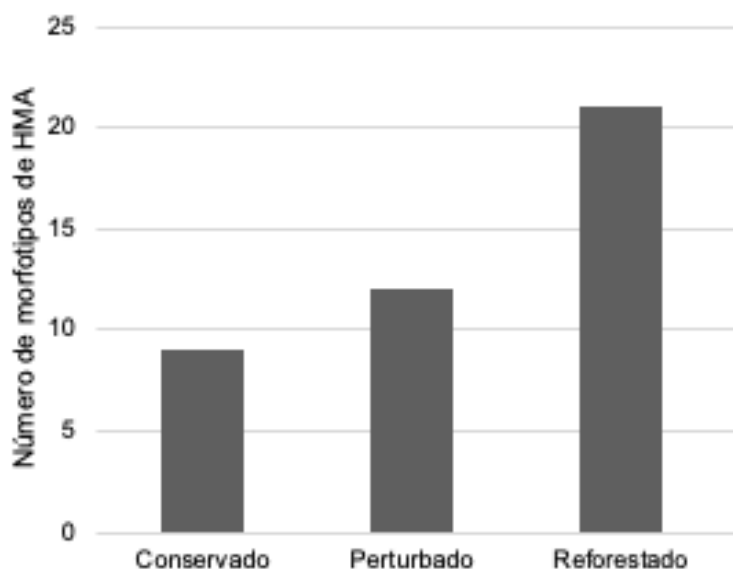


Figura 9. Distribución de morfotipos de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) entre tres áreas de estudio con distinto uso del suelo.

Se identificaron 23 morfotipos de HMA en total. La distribución de los mismos varía entre las distintas condiciones de uso del suelo (Figura 9). El área reforestada presenta la mayor riqueza de morfotipos, seguida por el sitio perturbado, mientras que el área conservada tiene menos del 50% de lo que corresponde con el área de mayor diversidad. Se añade que 9 de ellos son compartidos por todas las áreas de estudio, 1 corresponde únicamente a la zona conservada, 10 son exclusivos del sitio reforestado y ninguno es particular del área perturbada.

Se logró identificar al menos hasta nivel de género el 56% de los morfotipos de HMA aislados, mientras que únicamente el 21% pudo ser determinado hasta nivel de especie. Entre las especies presentes en todos los ambientes,

destacan *Acaulospora morrowiae*, con 94 esporas en el área perturbada, 93 en la conservada y 179 en la reforestada, y *Acaulospora paulinae*, con 55, 10 y 32 esporas respectivamente en esas mismas áreas. Por otro lado, *Glomus* sp. (186 esporas) y *Glomus rubiformis* (133 esporas) fueron las especies más abundantes, aunque la presencia de estas últimas se restringió al sitio reforestado (Figura 10).

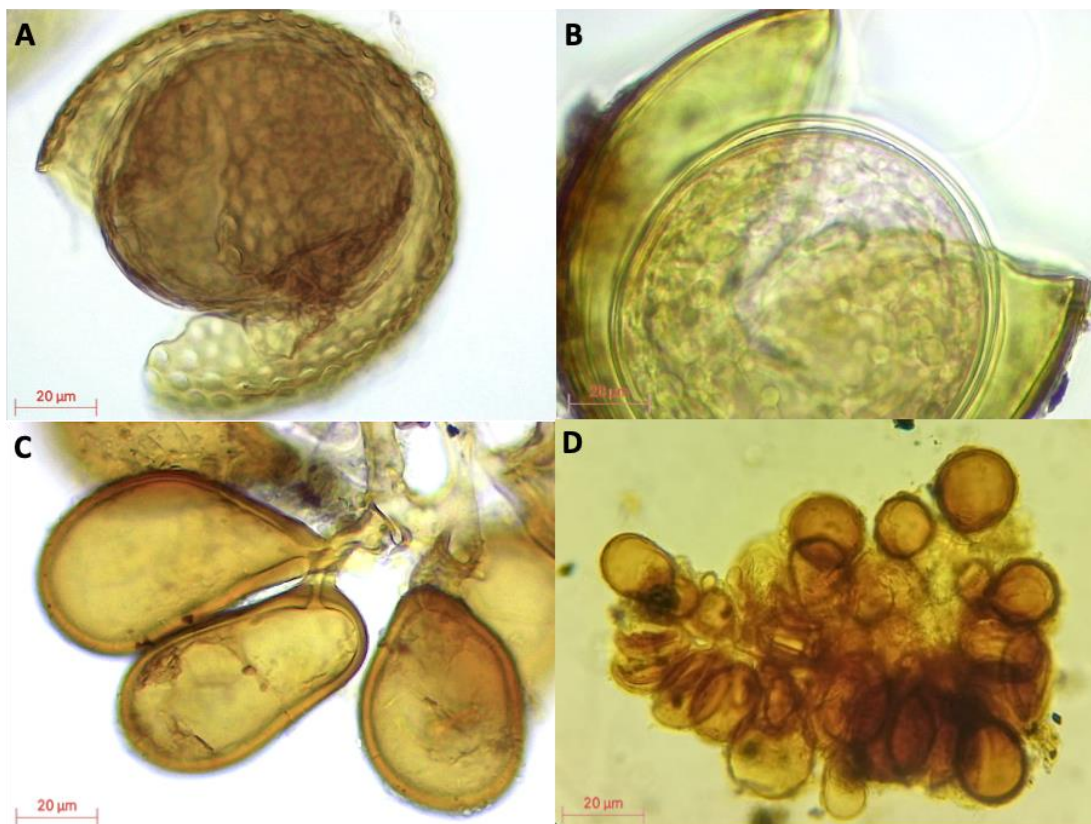


Figura 10. Imágenes de esporas de HMA aisladas en los sitios de estudio. A: *Acaulospora paulinae*, B: *Acaulospora morrowiae*, C: *Glomus rubiformis* y D: *Glomus* sp.

En conjunto estos resultados confirman que las condiciones de estrés favorecen una reestructuración de la comunidad fúngica, de modo que la comunidad puede ser más diversa pero menos estable funcionalmente, lo cual se relaciona con la eficiencia de las interacciones biológicas.

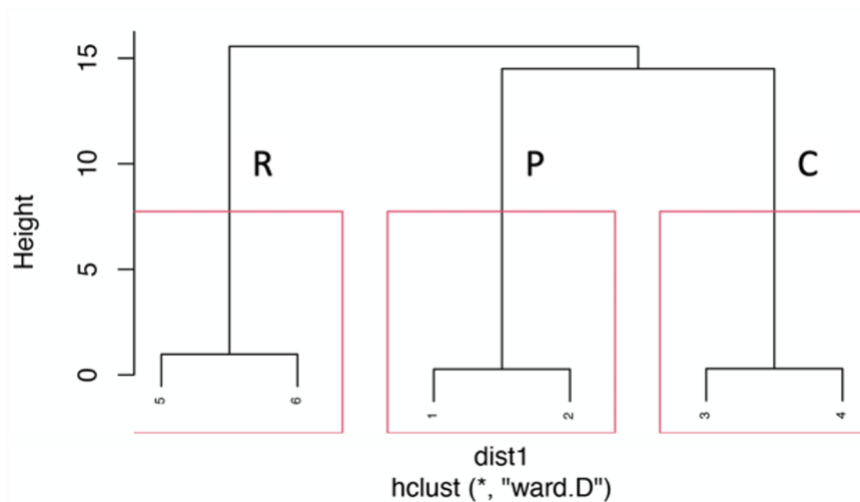


Figura 11. Similitud (distancias euclidianas) de acuerdo a la proporción de colonización por hongos asociadas a los suelos evaluados. R: reforestado, P: perturbado y C: conservado.

El análisis de similitud (Figura 11) muestra que la organización de las comunidades fúngicas, respecto a la colonización de HMA y HESO, responde a las condiciones de perturbación del sistema. Una agrupación se conforma por dos áreas cuya diferencia es debida a la tala (P y C), mientras que la otra lo representa el área reforestada (R), con una dinámica de colonización que responde al tránsito (humanos y animales) y la exposición (paralela a la carretera).

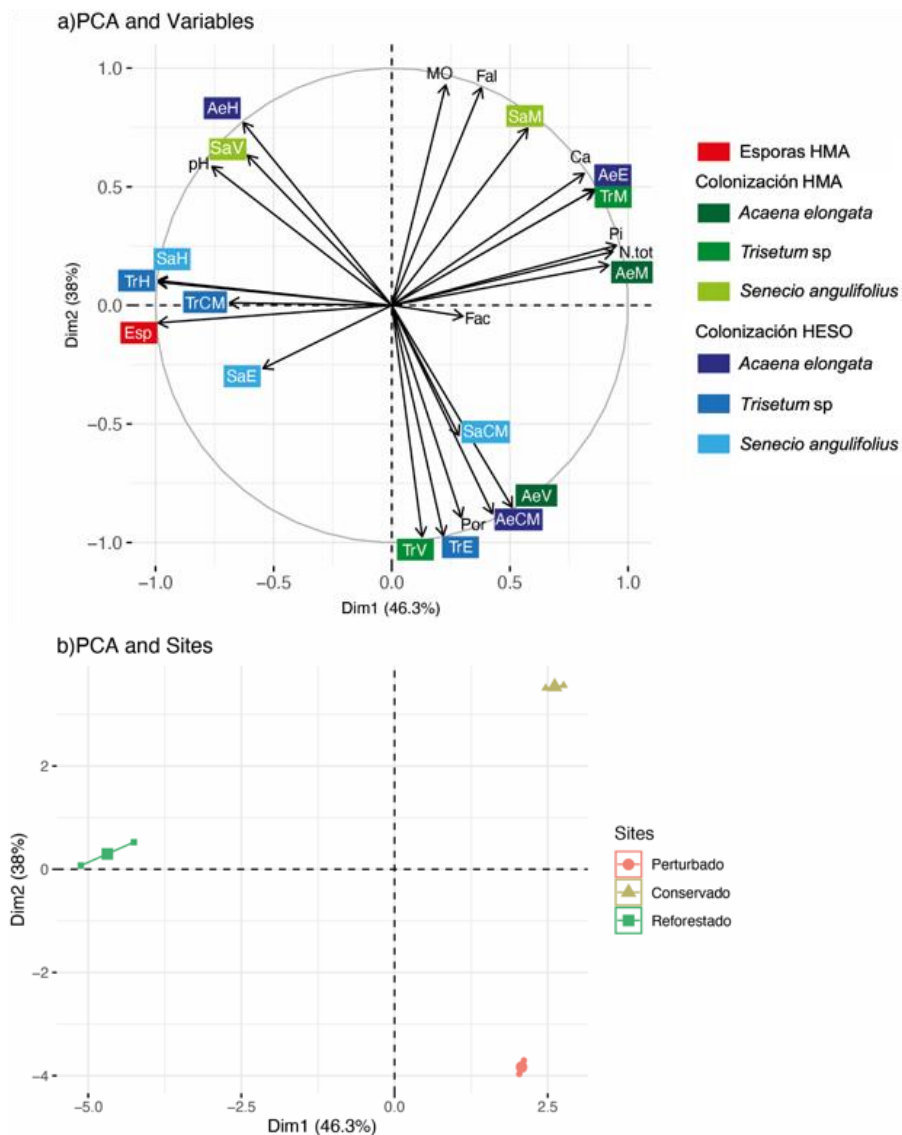


Figura 12. a) Análisis de componentes principales (PCA) que relaciona las propiedades del suelo con el número de esporas (Esp), la colonización por HMA (M: porcentaje de micorrización; V: vesículas) y HESO (H: porcentaje de colonización; E: esclerocios y CM: células moniliformes) en cada especie vegetal y b) la distribución por sitios de muestreo.

El análisis de componentes principales (Figura 12) proporciona evidencia integradora que respalda la hipótesis planteada, al mostrar que la relación entre factores abióticos, microbiota y uso del suelo estructura la funcionalidad del ecosistema. En el primer eje (Dim1), que explica el 46.3% de la varianza, se observa que los factores asociados al mismo son principalmente la materia orgánica (MO) y la actividad de las fosfatasa alcalinas (Fal). En el segundo eje (Dim2), con un 29%

de la varianza, se distingue que las variables de nitrógeno total (N tot) y fósforo (Pi) disponible son las más fuertemente relacionadas. Ambos ejes capturan conjuntamente el 84.3% de la variabilidad total.

7. DISCUSIÓN

PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO

A partir de la caracterización de los microambientes edáficos se observa que el uso de suelo influye en las propiedades físicas, químicas y nutrimentales de este ecosistema, lo cual tiene un impacto en la funcionalidad ecológica y el potencial de establecer interacciones simbióticas entre los hongos colonizadores de raíz y las plantas (Pahalvi *et al.*, 2021).

De los tres sitios de estudio, el del suelo conservado se distingue por un menor número de partículas de arena, mayor cantidad de limo, menor densidad aparente y menor porosidad, aspectos contrarios a los observados en los suelos alterados según su uso. Esto puede traducirse en una mayor cantidad de humedad y retención de agua intersticial (agua disponible para las funciones de los organismos), una mejor permeabilidad intersticial con mayor intercambio gaseoso entre la atmósfera y la litosfera, así como una mejor distribución de materia orgánica, nutrimentos y minerales a lo largo de la columna de suelo (Martínez-Cruz *et al.*, 2002; Meza-Pérez y Geissert, 2003). Puede deducirse entonces que un rasgo físico de un ambiente no perturbado exhibe una textura con cerca del 60 % de arena y el resto de limo y arcillas en proporciones respectivamente menores.

Los rasgos químicos y nutrimentales de los suelos estudiados comparten valores de pH muy ácidos, ricos en materia orgánica, y una capacidad de

intercambio catiónico baja. A pesar de la similitud general en los rasgos químico-nutrimientales entre los distintos suelos evaluados, se observa una clara asociación del suelo menos perturbado con ciertos atributos edáficos clave. En este sentido, el sitio conservado se distingue del perturbado y del reforestado por presentar mayores concentraciones de materia orgánica, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, nitrógeno total, fósforo disponible y una mayor actividad de la enzima fosfatasa alcalina. La disponibilidad de fósforo en estos suelos está fuertemente condicionada por las características fisicoquímicas del entorno edáfico, las cuales influyen directamente en su retención y movilidad (Verma y Marschner, 2013).

La limitada disponibilidad de fósforo soluble (ortofosfatos) en los suelos andosoles se debe principalmente a su fuerte inmovilización mediante complejos con aluminio (Al) y hierro (Fe) libres, los cuales se encuentran retenidos en asociaciones estables con humus y compuestos de aluminio. Esta condición es característica de los andosoles, donde predominan minerales derivados del alófono, una arcilla silicatada meteorizable de baja actividad, común en estas texturas, y responsable de la baja capacidad de intercambio catiónico (FAO, 2015; FAO, 2018). Esta dinámica explica los bajos valores de CICT registrados en los suelos analizados. En contraste con los ambientes no alterados, los suelos sometidos a presión antrópica presentan una reducción significativa en el contenido de materia orgánica, nutrientes y capacidad de retención de agua, lo cual repercute negativamente en su calidad edáfica (Cruz-Flores *et al.*, 2020).

RASGOS MORFOANATÓMICOS DE LOS HONGOS COLONIZADORES DE RAÍZ

La caracterización morfoanatómica de las estructuras fúngicas asociadas a las raíces ofrece un punto de partida para discutir la diversidad funcional de los hongos presentes y el grado de establecimiento de las asociaciones simbióticas, en los distintos escenarios de uso del suelo.

Respecto a las estructuras de colonización de HMA, las diferencias en el tamaño de las vesículas permiten inferir la presencia de distintos géneros de hongos micorrízicos nativos (Di Barbaro *et al.*, 2017). Aunque en este estudio no se observaron arbuscúlos, es importante considerar que estos representan el sitio principal de intercambio bidireccional de nutrientes entre el hospedante y el simbionte, y su presencia es indicativa de una simbiosis funcional (Torres *et al.*, 2024). Otras investigaciones han reportado la formación de estas estructuras en especies vegetales similares, lo que sugiere que, bajo condiciones adecuadas, estas asociaciones micorrízicas pueden establecerse plenamente (Lara-Pérez *et al.*, 2014).

También se observaron hifas tabicadas, así como numerosos microesclerocios melanizados o no melanizados y células moniliformes típicas de HESO. Las células moniliformes y los microesclerocios han sido descritos como estructuras de almacenamiento que contienen sustancias de reserva y pueden participar en la propagación y resistencia en ambientes con condiciones adversas (Heredia-Acuña *et al.*, 2014; Reyes-Jaramillo *et al.*, 2020).

COLONIZACIÓN DE HMA Y HESO

En relación con la estructuración de los consorcios de HMA y HESO, los resultados observados en este estudio muestran una co-ocurrencia (60:40 % aproximadamente) de ambos tipos de colonizadores en las raíces de las tres

especies huésped estudiadas, lo que confirma una interacción tripartita entre las plantas, los HESO y los HMA grupos fúngicos identificados como unos de los más importantes y extendidos simbioses colonizadores de las raíces vegetales (Della-Monica *et al.*, 2015). Cabe señalar que las plantas estudiadas son dominantes en el sotobosque del área de estudio, por lo que son responsables de la composición y estructura de las comunidades de *Abies religiosa* y *Pinus hartwegii* (Rzedowski y Rzedowski, 2005; Beltrán-Nambo *et al.*, 2018).

En cuanto al porcentaje de colonización, los mayores valores en las tres áreas corresponden a *S. angulifolius*; el género *Senecio* es considerado fuertemente colonizado (Cripps y Eddington, 2005), con cifras que oscilan entre el 35 % y el 73 % (Chávez-Hernández *et al.*, 2021). En *A. elongata*, una micorrización cercana al 80 % es consistente con lo reportado por Vázquez-Santos *et al.* (2019), mientras que la proporción de vesículas de esta especie en el área perturbada (21.92 %) representa uno de los valores más altos registrados en la localidad de estudio.

Los valores de colonización son altos (>50 %), según los criterios establecidos por Restrepo-Giraldo *et al.* (2019). De acuerdo con estos autores, el porcentaje mínimo de colonización para que una muestra de suelo funcione como indicador biológico de calidad y como inóculo de HMA debe ser superior al 40 %. Este umbral se cumple en la rizósfera de las tres especies en todos los sitios, independientemente del grado de perturbación. Según Muñoz-Márquez *et al.* (2009), los niveles de colonización están estrechamente relacionados con propiedades físicas del suelo como la textura franco arenosa, el alto contenido de materia orgánica y la proporción de fósforo disponible y calcio, factores que

promueven la infección radical por hongos micorrízicos arbusculares. En este sentido, el área conservada presenta las condiciones más favorables para el establecimiento de estas asociaciones.

Dado que los hongos analizados pueden colonizar múltiples especies vegetales, no se considera que los HMA presentan especificidad estricta por un hospedero. La colonización por HESO en las raíces vegetales difiere significativamente entre especies en el área perturbada, mientras que en el área reforestada la variación en la colonización (Tukey, $p \leq 0.05$) parece estar influenciada tanto por la identidad de las especies como por las condiciones microclimáticas asociadas a la perturbación. Con frecuencia, se han documentado diferencias en el establecimiento de estos consorcios entre distintas especies vegetales (Vandenkoornhuyse *et al.*, 2003; Mandyam *et al.*, 2012), así como entre escenarios con distintos niveles de alteración edáfica, como se observó en este estudio (Figura 7).

Los hongos endófitos septados oscuros parecen estar relacionados con la altitud, particularmente con ecosistemas de alta montaña, ya que se ha registrado que la colonización es más intensa entre los 3100 y 3200 msnm, altitud correspondiente al sitio de estudio. Aunque en esta área los HESO no son dominantes frente a los HMA, su presencia parece estar determinada por la

identidad de las especies huésped y por las condiciones ambientales derivadas de la perturbación. Lo anterior sugiere que los HESO desempeñan un papel relevante en el crecimiento de las plantas que habitan en altitudes elevadas, y que esta interacción es resultado tanto del metabolismo vegetal (Yan *et al.*, 2019) como de las condiciones edáficas (Heredia-Acuña *et al.*, 2014). En consecuencia, es probable que la estructura de la comunidad microbiana HMA-HESO pueda funcionar como un indicador temprano de la degradación o estabilidad del suelo (Aboim *et al.*, 2008; Peixoto *et al.*, 2010).

Aunque no se puede establecer una relación proporcional directa, la presencia de células moniliformes en todas las plantas del área perturbada por tala, así como en dos especies del área reforestada, responde a un patrón asociado a la degradación. Es evidente que la pérdida del suelo conlleva la pérdida de comunidades microbianas que participan activamente en la dinámica del ecosistema. La degradación del medio afecta directamente a la microbiota del suelo, lo que inevitablemente altera el ciclo de nutrientes regulado por la misma, desencadenando procesos de deterioro ecológico (Acuña *et al.*, 2020).

DENSIDAD E IDENTIDAD DE ESPORAS DE HMA

En cuanto a la propagación de HMA, medida a través del número de esporas en el suelo, se observó una mayor abundancia en espacios con alto reclutamiento de especies forestales, como las áreas reforestadas, así como en aquellas con cierto grado de perturbación, donde las plantas requieren de las ventajas nutrimentales que ofrece esta asociación para su supervivencia y establecimiento (Olivera-Morales *et al.*, 2011). En este contexto, investigaciones previas han documentado una relación entre mayores densidades de esporas y áreas abiertas

del bosque, caracterizadas por una mayor temperatura y luminosidad sobre el suelo (Guadarrama y Álvarez-Sánchez, 1999). Estas condiciones microclimáticas favorecen la producción de esporas, lo cual explica el mayor número de estructuras observadas en las zonas más vulnerables, como una respuesta adaptativa que promueve el desarrollo de estructuras de latencia.

Otro factor abiótico relevante en la esporulación es el pH del suelo, ya que en suelos fuertemente ácidos se favorece el desarrollo de estas estructuras reproductivas (Peña-Venegas *et al.*, 2007; Restrepo-Giraldo *et al.*, 2019). Al respecto, Álvarez-Sánchez *et al.* (2017) añaden que los suelos ácidos y, al mismo tiempo, ricos en materia orgánica están asociados a un incremento en la esporulación. Si bien los resultados de esta investigación confirman dicho patrón, la tendencia observada es altamente significativa ($p < 0.001$) para este fenómeno de propagación.

Este comportamiento reproductivo es característico de especies con estrategias tipo r, propias de ambientes pioneros o altamente alterados, lo que les permite sobrevivir a las condiciones adversas del entorno. En tales contextos, la producción de esporas actúa como un mecanismo de resistencia, favoreciendo la persistencia del organismo hasta que las condiciones ambientales se tornan nuevamente favorables (Grime y Pierce, 2012). Esta estrategia explica el mayor número de esporas registradas en las áreas más alteradas del ecosistema.

Acaulospora morrowiae y *A. paulinae* son especies pertenecientes a un género que ha sido reportado como el más abundante en sitios ubicados a altitudes superiores a los 3000 msnm (Vázquez-Santos *et al.*, 2019). En cuanto a su abundancia, se ha observado que en suelos deteriorados tiende a incrementarse la

presencia de esporas más pequeñas, comúnmente asociadas a la familia Glomeraceae y al género *Acaulospora*, debido a que estos hongos presentan adaptaciones que les permiten tolerar condiciones ambientales estresantes (Chávez-Hernández *et al.*, 2021). Asimismo, las elevadas tasas de esporulación del género *Glomus*, reconocido como promotor del crecimiento de plántulas, explican su dominancia tanto en ambientes perturbados (Monroy-Ata y Ramírez-Saldivar, 2018) como en aquellos sometidos a procesos de reforestación, como es el caso del presente estudio.

INTERACCIONES EDÁFICO-MICROBIANAS COMO DESCRIPTORES FUNCIONALES DE PERTURBACIÓN Y ESTABILIDAD ECOSISTÉMICA

A través del análisis de similitud, se distinguieron dos grupos entre las áreas de estudio con base en la colonización por HMA y HESO, lo que evidencia que el cambio en el uso del suelo forestal puede tener efectos tanto positivos como negativos (o de distinta intensidad) sobre el establecimiento de estas asociaciones simbióticas (Restrepo-Giraldo *et al.*, 2019). En particular, las modificaciones asociadas al área reforestada, abierta al tránsito de personas, animales domésticos y de granja, y ubicada junto a una carretera, han alterado las propiedades del suelo y la cobertura vegetal, afectando directamente el comportamiento de los hongos colonizadores.

Es claro que el establecimiento de la simbiosis micorrízica está determinado, en los distintos usos del suelo, por las propiedades químicas y nutrimentales, principalmente el pH, el contenido de materia orgánica (MO), de nitrógeno total (N),

de calcio (Ca) y de fósforo inorgánico (Pi) y de la actividad de la fosfatasa alcalina tal como lo confirman Pérez y Vertel (2010) y Vázquez-Santos *et al.* (2019), así como el análisis de componentes principales (ACP) realizado en este estudio. Donde se observa que estas variables se agrupan en el cuadrante asociado al sitio conservado, lo que sugiere que condiciones edáficas más estables y ricas en nutrientes favorecen la simbiosis micorrícica arbuscular.

La fuerte correlación entre el Pi y el Ca se debe a la capacidad mineralizadora del fósforo que poseen las micorrizas, mediante la producción de enzimas fosfatasas (ácidas y alcalinas), que permiten solubilizar en mayor medida los fosfatos de calcio, contribuyendo así a la liberación del Pi inorgánico (Peña-Venegas *et al.*, 2007; Della-Monica *et al.*, 2015). Además, el desarrollo del micelio de HMA tiene efectos mecánicos sobre la materia orgánica del suelo, promoviendo la formación de agregados de residuos vegetales que mantienen en condiciones óptimas la estructura edáfica (Lozano-Sánchez *et al.*, 2015).

Por otra parte, se ha observado que estructuras como las vesículas se desarrollan en condiciones que favorecen la aireación y la retención de humedad, lo que explica su distribución en función de la porosidad del suelo (Pérez y De La Ossa, 2013). En consecuencia, una reducción en la porosidad podría afectar negativamente la infección micorrízica (Pérez y Vertel, 2010). Asimismo, la falta de correlación entre los porcentajes de colonización y el número de esporas de HMA sugiere que la infección radicular pudo haberse dado a través de fragmentos de micelio o raíces colonizadas de plantas adyacentes, y no exclusivamente por esporas. Esto posiblemente debido a factores como la viabilidad de las esporas o la competencia microbiana en la rizósfera (Bautista-Cruz *et al.*, 2014).

En cuanto a la esporulación, uno de los factores abióticos más relevantes es el pH. En suelos fuertemente ácidos se favorece el desarrollo de estas estructuras reproductivas (Peña-Venegas *et al.*, 2007; Restrepo-Giraldo *et al.*, 2019). Álvarez-Sánchez *et al.* (2017) señalan que los suelos ácidos y ricos en materia orgánica están asociados a un incremento en la esporulación; sin embargo, en los resultados de este estudio no se observó una coincidencia clara entre esta variable y el fenómeno.

En las asociaciones planta-HESO, Malicka *et al.* (2022) destacan que estos simbiontes producen una amplia gama de enzimas hidrolíticas y oxidativas, lo que podría explicar su presencia en ambientes difíciles como el área reforestada. Además, se ha documentado que el comportamiento de la colonización por endófitos puede ser positivo, neutral o negativo, dependiendo del nivel de pH del suelo (Mayerhofer *et al.*, 2013).

Por otro lado, la colonización por HESO se orienta hacia el cuadrante correspondiente a los sitios reforestados, lo cual sugiere que los HESO podrían desempeñar un papel importante en etapas tempranas de sucesión ecológica o en condiciones edáficas menos favorables para los HMA. El panel (b) refuerza estas observaciones al mostrar una clara separación entre los sitios en el espacio multivariado, lo que evidencia que el uso del suelo influye significativamente en la composición y funcionalidad de los consorcios fúngicos.

Finalmente, la calidad del suelo está fuertemente influenciada por los procesos microbianos que ocurren en las redes tróficas del ecosistema, y su funcionalidad depende de la diversidad de los distintos ensamblajes microbianos. Tanto los procesos como los grupos funcionales tienden a complejizarse y estabilizarse en

condiciones favorables, generando una mayor dependencia de la asociación con los hongos colonizadores para la nutrición vegetal (Van der Putten *et al.*, 2013). La vinculación entre rasgos edafológicos y ensamblajes microbianos permiten caracterizar el grado de perturbación del ecosistema suelo.

Estos resultados destacan la sensibilidad de las asociaciones hongo-planta a las condiciones edáficas y al manejo del ecosistema, y subrayan la importancia de considerar ambos grupos fúngicos en estrategias de restauración ecológica. Dada la relevancia de los servicios ecosistémicos que emanan del suelo, resulta urgente implementar políticas de remediación o recuperación, especialmente en este tipo de sistemas, que se encuentran entre los más extendidos y vulnerables del territorio nacional.

8. CONCLUSIONES

La perturbación de los ecosistemas edáficos se manifiesta a través de una serie de síntomas o rasgos característicos, que incluyen alteraciones físicas, químicas, nutrimentales y de la composición de los consorcios microbianos asociados al suelo. En este sentido, la zonificación del suelo por usos, permitió identificar cómo dichas alteraciones se expresan de manera diferencial en el suelo.

Las actividades antrópicas provocan un cambio en el uso del suelo forestal modificando las condiciones necesarias para mantener la biodiversidad estructural y funcional del ecosistema. Estos procesos, en algunos casos, conllevan la pérdida del horizonte orgánico y se reflejan en variaciones significativas de las propiedades físicas y químicas del suelo, determinadas de manera comparativa entre los microambientes definidos a lo largo del gradiente de perturbación.

El comportamiento de los hongos que colonizan las raíces de las plantas se vincula a la identidad de las especies vegetales hospedantes, los parámetros edafológicos y el tipo de uso del suelo, sugiriendo una interacción dinámica y sensible a las condiciones ambientales. En este contexto, la tipificación del recurso microbiano edáfico cultivable (HMA y HESO), permitió establecer patrones diferenciales de distribución y dominancia en función de la perturbación ambiental.

Se documentó la existencia de una colonización simultánea de HMA y HESO permitiendo establecer la naturaleza de la interacción y los rasgos morfoanatómicos de la misma. Por otra parte, la estimación de la colonización y la densidad de esporas de HMA, aportaron indicadores funcionales robustos para evaluar las condiciones del suelo bajo distintos usos.

Los resultados de este estudio contribuyen a una mejor comprensión de los factores que influyen en la distribución de HMA y HESO en ambientes naturales y permiten distinguir potenciales descriptores de perturbación basados en las interacciones hongo-planta como indicadores de funcionalidad.

La pérdida de interacciones ecológicas y de su funcionalidad representa un riesgo significativo para la estabilidad de los ecosistemas, al comprometer el establecimiento, la supervivencia y la persistencia a largo plazo de las comunidades vegetales. Los entornos más alterados exhiben respuestas biológicas y ambientales disminuidas en términos de diversidad, estructura y funcionalidad, lo cual confirma la hipótesis de trabajo y resalta el valor de estas interacciones como herramientas diagnósticas para la conservación y el manejo sostenible de los sistemas forestales.

9. REFERENCIAS

- Aboim, M.C.R., Coutinho, H.L.C., Peixoto, R.S., Barbosa, J.C., & Rosado, A.S. (2008). Soil bacterial community structure and soil quality in a slash-and-burn cultivation system in Southeastern Brazil. *Applied Soil Ecology* 38, 100-108.
- Acuña, A.J., Cambarieri, L., & Pucci, G. N. (2020). Impacto sobre la biota microbiana del suelo por contaminantes provenientes de estaciones de servicio. *Revista peruana de biología* 27(3): 417 – 422. <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v27i3.1738>
- Álvarez-Sánchez, J., Sánchez-Gallen, I., Hernández-Cuevas, L., Hernández-Oro, L., & Meli, P. (2017). Diversidad, abundancia y variación estacional en la comunidad de hongos micorrizógenos arbusculares en la selva Lacandona, Chiapas, México. *Scientia Fungorum* 45:37-51.
- Álvarez-Arteaga, G., Ibáñez-Huerta, A., García-Fajardo, B., & otros autores. (2020). *Regionalización de indicadores de calidad para suelos degradados por actividades agrícolas y pecuarias en el altiplano central de México*. Quivera. Revista de Estudios Territoriales, 22(2), 5–19.
- Avellaneda-Torres, L. M., & Torres-Rojas, E. (2015). *Biodiversidad de grupos funcionales de microorganismos asociados a suelos bajo cultivo de papa, ganadería y páramo en el Parque Nacional Natural de Los Nevados, Colombia*. Biota Colombiana, 16(1), 78–87. <https://doi.org/10.15468/oabpy4>
- Bai, Z. G., Dent, D. L., Olsson, L., & Schaepman, M. E. (2008). Proxy global assessment of land degradation. *Soil use and management* 24(3), 223-234.
- Bautista-Cruz, A. A., Montaña, N. M., Camargo-Ricalde, S. L., & Pacheco, L. (2014). Hongos micorrizógenos arbusculares y nutrimentos del suelo asociados a cuatro especies de helechos en dos ecosistemas de Oaxaca, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias forestales y del Ambiente* 20(3), 199-212. <http://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2014.02.007>
- Beltrán-Nambo, M. A., Montero-Castro, J. C., Martínez-Trujillo, M., Salgado-Garciglia, R., Otero-Ospina, J. T., & Carreón-Abud, Y. (2018). Characterization of mycorrhizal fungi of the genus *Tulasnella* (Tulasnellaceae, Basidiomycota) in the genus of orchids *Bletia* from Barranca del Cupatitzio Natural Reserve, Mexico. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 75(2), e075. <https://doi.org/10.3989/ajbm.2491>
- Bhantana, P., Muhammad, S. R., Sun, X., Moussa, M.G., Muhammad, H. S., Muhamad, S., Ashrafuzzaman, S. Amrit, P. Amar, B. P., Mufid, A. B., Dhanik. L. M., Sujit, S., Dong, Z., Qiling, T., & Cheng-Xiao, H. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungi and its major role in plant growth, zinc nutrition, phosphorus regulation and phytoremediation. *Symbiosis* 84:19–37. <http://doi.org/10.1007/s13199-021-00756-6>
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy Journal*, 54(5), 464–465. <https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>
- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59(1), 39–45. <https://doi.org/10.1097/00010694-194501000-00006>
- Brundrett, M., Bougher, N., Dell, B., Grove, T., & Malajczuk, N. (1996). *Working with mycorrhizas in forestry and agriculture*. Australian Centre for International Agricultural Research. <https://doi.org/10.13140/2.1.4880.5444>
- Chávez-Hernández, C. G., Barrera, C. C., Téllez-Espinosa, G. J., Chimal-Sánchez, E., & García-Sánchez, R. (2021). Colonización micorrízica y comunidades de hongos micorrizógenos arbusculares en plantas medicinales del bosque templado “Agua Escondida”, Taxco, Guerrero, México. *Scientia fungorum* 51, e1325. <http://doi.org/10.33885/sf.2021.51.1325>
- Collins-Johnson, C. (2009). Resource stoichiometry elucidates the structure and function of

- arbuscular mycorrhizas across scales. *New Phytologist* 185: 631–647
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cripps, C. L., & Eddington, L. H. (2005). Distribution of mycorrhizal types among alpine vascular plant families on the Beartooth Plateau, Rocky Mountains, USA, in reference to large-scale patterns in arctic-alpine habitats, *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 37 (2), 177–88. [http://doi.org/10.1657/1523430\(2005\)037\[0177:DOMTAA\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1657/1523430(2005)037[0177:DOMTAA]2.0.CO;2)
- Cruz-Flores, G., Guerra-Hernández, E. A., Valderrábano-Gómez, J. M., & Campo-Alves, J. (2020). *Indicadores de calidad de suelos en bosques templados de la Reserva de la Biósfera Los Volcanes, México*. Terra Latinoamericana, 38(4), 781–793. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i4.421>
- Curiel-Yuste, J., Mattana, S., Flores-Rentería, D., Barba, J., Fernández-López, M., Lloret, F., Peñuelas, J., & Pizano, C. (2015). *El suelo que pisamos, un ecosistema de infinita variedad*. Naturalmente, 5, 5–9.
- Della-Monica, I. F., Saparrat, M. C. N., Godeas, A. M., & Scervino, J. M. (2015). The co-existence between DSE and AMF symbionts affects plant P pools through P mineralization and solubilization processes, *Fungal Ecology* 17, 10–17. <http://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.04.004>
- Di Barbaro, G., Andrada, H., Gonzalez, V., Alurralde, A., Del Valle, E., & Brandran, C. (2017). Micorrizas arbusculares y hongos septados oscuros nativos en topinambur (*Helianthus tuberosus* L.) en Catamarca, Argentina, *Revista de Ciencias Agrícolas* 34(2), 98 - 106. <http://doi.org/10.22267/rcia.173402.75>
- Estrategia para la Conservación del Bosque de Agua (ECOBA). (2012). *Estrategia Regional para la Conservación del Bosque de Agua*. J Hoth (Ed.). México. Fundación Gonzalo Río Arronte, I.A.P., Fundación Biósfera del Anáhuac, A.C. y Pronatura México, A.C.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2007). *Informe Sobre Recursos Mundiales de Suelo 103 (ISRMS)*. Roma.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2015). *Suelos y Biodiversidad*. Roma <http://www.fao.org/3/a-i4551s.pdf>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) & Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). (2022). *Evaluación mundial de la contaminación del suelo: Resumen para los formuladores de políticas*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma. <https://doi.org/10.4060/cb4827es>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2024). *Informe del Foro Internacional del Suelo y el Agua 2024*. Bangkok.
- Fugere, V., Andino, P., Espinosa, R., Anthelme, F., Jacobsen, D & Dangles, O. (2012). Testing the stress-gradient hypothesis with aquatic detritivorous invertebrates: insights for biodiversity ecosystem functioning research. *Journal of Animal Ecology* 81:1259–1267
- Gobierno Municipal de Isidro Fabela. (2024). *Atlas de riesgo municipal de Isidro Fabela 2022–2024*. Coordinación Municipal de Protección Civil de Isidro Fabela.
- Gómez-Guiñán, Y. (2004). Actividad de las fosfatasa ácidas y alcalinas (extracelulares e intracelulares) en hongos de la rizosfera de *Arachis hypogaea* (Papilionaceae). *Revista Biología Tropical* 52 (1): 287-295.
- Grime, John & Pierce, Simon. (2012). *The Evolutionary Strategies That Shape Ecosystems*. <https://doi.org/10.1002/9781118223246>
- Guadarrama, P., & Álvarez-Sánchez, F. J. (1999). Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain forest, Veracruz, Mexico.

- Mycorrhiza* 8:267–270. <https://doi.org/10.1007/s005720050244>
- Heredia-Acuña, C., Alarcón, A., Hernández-Cuevas, L. V., Ferrera-Cerrato, R., & Almaraz-Suárez, J. J. (2014). Diversidad, ecología e importancia potencial de los hongos endófitos septados oscuros en México. *Botanical Sciences* 92(3), 321–333. <https://doi.org/10.17129/botsci.123>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2001). *Síntesis de información geográfica del estado de México: Suelos*.
- Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI). (2020). en línea: <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/mex/poblacion/default.aspx?tema=me&e=15>
- Jónsson, J. Ö. G., & Davíðsdóttir, B. (2016). Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agricultural Systems* 145, 24–38. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.010>
- Juan-Pérez, J. I., Camacho Sanabria, J. M., Magallanes Méndez, M. del C., Juárez Toledo, R., Pozas Cárdenas, J. G., Pérez Sánchez, J. M., Villegas Martínez, D., García López, I. E., & Vilchis Onofre, A. (2017). *Análisis socioespacial, geográfico, ambiental y ecológico del Parque Otomí-Mexica, Estado de México (Vol. II)*. Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna (CEPANAF) & Colegio de Ciencias Geográficas del Estado de México A.C.
- Lanfredi, M., Coppola, R., Simoniello, T., Coluzzi, R., D'Emilio, M., Imbrenda, V., & Macchiato, M. (2015). Early identification of land degradation hotspots in complex biogeographic regions. *Remote Sensing* 7(6), 8154–8179.
- Lara-Pérez L. A; Noa C. J. C; Landa L. Á de J; Hernández G. S; Oros O. I; Andrade T. A. 2014. Colonización y estructura de la comunidad de hongos micorrízicos arbusculares en *Alsophila firma* (Cyatheaceae) en bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical* 62(4): 1609-1623.
- Lozano-Sánchez, J. D., Armbrrecht, I., & Montoya, L. J. (2015). Hongos formadores de micorrizas arbusculares y su efecto sobre la estructura de los suelos en fincas con manejos agroecológicos e intensivos. *Acta Agronómica* 64(4), 289–296. <http://doi.org/10.15446/acag.v64n4.46045>
- Malicka, M., Magurno, F., & Piotrowska-Seget, Z. (2022). *Plant association with dark septate endophytes: When the going gets tough (and stressful), the tough fungi get going*. *Chemosphere*, 302, 134830. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134830>
- Mandyam, K., Fox, C., & Jumpponen, A. (2012). Septate endophyte colonization and host responses of grasses and forbs native to a tallgrass prairie. *Mycorrhiza* 22(2), 109–119. <https://doi.org/10.1007/s00572-011-0386-y>
- Marín-Serna, G. L., Gallego, J. H., & Chavarriaga, W. (2011). *Módulo: Biodiversidad*. Universidad de Caldas. Primera edición. Proyecto UNICA – Universidad en el Campo. Financiado por la Comisión Europea, Programa ALFA III.
- Martínez-Cruz A; Carcaño-Montiel M. G; López-Reyes L. (2002). Actividad biológica en un transecto altitudinal de suelos de la Malinche, Tlaxcala. *Terra* 20: 141-146.
- Mayerhofer, M. S., Kernaghan G. & Harper K.A. (2013). The effects of fungal root endophytes on plant growth: a meta-analysis. *Mycorrhiza* 23:119- 128. <http://doi.org/10.1007/s00572-012-0456-9>
- Meza-Pérez E; Geissert K D. 2003. Estructura, agregación y porosidad en suelos forestales y cultivados de origen volcánico del Cofre De Perote, Veracruz, México. *Foresta Veracruzana* 5(2): 56-61.
- Mireles L. P. (2009). *Manual de Prácticas de Laboratorio de Edafología y Evaluación de Tierras*. Universidad del Estado de México, Facultad de Planeación Urbana y Regional. 56 pp.

- 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(Supl. 2), e20180157. <http://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2018.0.157>
- Muñoz-Márquez, E., Macías-López, C., Franco-Ramírez, A., Sánchez-Chávez, E., Jiménez-Castro, J., & González-García, J. (2009). Identificación y colonización natural de hongos micorrizicos arbusculares en nogal. *Terra Latinoamericana*, 27(4), 355–361. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57313040010>
- Muñoz-Iniestra, D. J., Mendoza, C. A., López, G. F., Soler, A. A y Hernández, M. M. M. (2002). *Edafología Manual de Métodos de Análisis del Suelo*. FES Iztacala UNAM, México. 82 pp.
- Olivera-Morales, D., Castillo-Argüero, S., Guadarrama, P., Ramos-Zapata, J., Álvarez-Sánchez, J., & Hernández-Cuevas, L. (2011). Establecimiento de plántulas de *Quercus rugosa* Née inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares en un bosque templado de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 89, 115–121.
- Pahalvi, H. N., Rashid, S., Nisar, B., Raifya, L., & Kamili, A. N. (2021). Chemical fertilizers and their impact on soil health. En Dar. G. H., Bhat, R. A., Mehmood, M. A., & Hakeem, K. R. (Eds.), *Microbiota and Biofertilizers*, Vol. 2: Ecofriendly Tools for Reclamation of Degraded Soil Environs (pp. 1–44). Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-3-030-61010-4_1
- Peixoto, R. S., Chaer, G. M., Franco, N., Junior, F. B. R., Mendes, I. C., & Rosado, A. S., 2010. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. *Antonie Van Leeuwenhoek* 98, 403-413.
- Peña-Venegas, C. P., Cardona, G. I., Arguelles, J. H y Arcos, A. L. (2007). Micorrizas arbusculares del sur de la amazonia colombiana y su relación con algunos factores fisicoquímicos y biológicos del suelo. *Acta Amazónica* 37(3): 327-326.
- Pérez, A., & De La Ossa, J. (2013). Variables física y químicas del suelo y su relación con la colonización de micorrizas arbusculares en raíces del pasto angleton (*Dichanthium aristatum* Benth), *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica* 16(1), 71–78. <http://doi.org/10.31910/rudca.v16.n1.2013.860>
- Pérez, A., & Vertel, M. (2010). Evaluación de la colonización de micorrizas arbusculares en pasto *Bothriochloa pertusa* (L) A. Camus, *Revista MVZ Córdoba* 15(3), 2165-2174. <http://doi.org/10.21897/rmvz.303>
- Pérez-Vázquez, A., Leyva-Trinidad, D. A., & Gómez-Merino, F. C. (2018). *Desafíos y propuestas para lograr la seguridad alimentaria hacia el año 2050*. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(1), 175–189. <https://doi.org/10.29312/remexca.v9i1.857> [scielo.org.mx], [redalyc.org]
- Peterson, R. L., Wagg, C., & Pautler, M. (2008). *Associations between microfungial endophytes and roots: Do structural features indicate function?* *Botany*, 86(5), 445–456. <https://doi.org/10.1139/B08-016>
- Phillips, J. M & Hayman, D. S. (1970). Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society* 55, 158-161.
- Plan de Desarrollo Municipal 2016-2018. Isidro Fabela, Estado de México. 192 pp.
- Ponge, J. F. (2015). The soil as an ecosystem. *Biology and Fertility of Soils* 51(6), 645–648. <https://doi.org/10.1007/s00374-015-1016-1>
- Restrepo-Giraldo, K. J., Montoya-Correa, M. I., Henao-Jaramillo, P., Gutiérrez, L. A., & Molina-Guzmán, L. P. (2019). Caracterización de hongos micorrizicos arbusculares de suelos ganaderos del trópico alto y trópico bajo en Antioquia, Colombia, *Idesia (Arica)* 37(1): 35-44. <http://doi.org/10.4067/S071834292019005000301>

- Reyes-Jaramillo, I., Montaña, N & González, E. (2020). Hongos endófitos septados, pero no los micorrízicos arbusculares afectan el crecimiento temprano de *Quercus hintonii*, un encino endémico del Estado de México. *Botanical Sciences* 98. 453-463. [10.17129/botsci.2505](https://doi.org/10.17129/botsci.2505).
- Ros, M., Medrano, L., Alguacil, M. del M., Alejandre, J., Del Rio, G., Sacristan, D., Delgado-Banquerizo, M., Sánchez-Rodríguez, A. R., Ochoa-Hueso, R., & Pascual, J. A. (2024). Bioindicadores para el monitoreo de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos del suelo. *Ciencia del Suelo* 42(2). <https://ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/867>
- Rzedowski, G. C., & de Rzedowski, J. (2005). *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2a. ed. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 1406 pp.
- Tabatabai, M. A., & Bremner, J. M. (1969). Use of p-nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1: 301-307. [https://doi.org/10.1016/00380717\(69\)90012-1](https://doi.org/10.1016/00380717(69)90012-1)
- Thangavel, P., Anjum, N. A., & Muthukumar, T. (2022). Arbuscular mycorrhizae: natural modulators of plant–nutrient relation and growth in stressful environments. *Archives of Microbiology* 204: 264. <http://doi.org/10.1007/s00203-022-02882-1>
- Torres, M. L., Crespo, E. M., Carosio, M. C., & Lugo, M. A. (2024). Hongos micorrízicos arbusculares y endófitos septados oscuros en raíces de helechos nativos de uso medicinal de las Sierras Centrales de San Luis, centro-oeste de Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 59(3), 375–392. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v59.n3.44533>
- Trouvelot, A., Kough, J.-L., & Gianinazzi-Pearson, V. (1986). *Mesure du taux de mycorhization VA d'un système racinaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle*. En V. Gianinazzi-Pearson & S. Gianinazzi (Eds.), *Physiological and genetical aspects of mycorrhizae* (pp. 217–221). Institut National de la Recherche Agronomique (INRA).
- Trujillo-González, J. M., Mahecha, P y Torres-Mora, J. D. M. A. (2018). El recurso suelo: un análisis de sus funciones, capacidad de uso e indicadores de calidad. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental* 9: 29-37
- United Nations; UN-SPIDER Knowledge Portal, 2025. <http://www.un-spider.org/>
- Vandenkoornhuyse, P., Baldauf, S. L., Leyval, C., Straczek, J., & Young, J. P. W. (2002). Extensive fungal diversity in plant roots. *Science* 295 (5562). <http://doi.org/10.1126/science.295.5562.2051>
- Van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Bever, J.D., Bezemer, T.M., Casper, B.B., Fukami, T. *et al.* (2013) Plant-soil feedbacks: the past, the present and future challenges. *Journal of Ecology* 101, 265– 276.
- Vázquez-Santos, Y., Castillo-Argüero, S., Martínez-Orea, Y., Sánchez-Gallen, I., Vega-Frutis, R., Camargo-Ricalde, S. L., & Hernández-Cuevas, L. V. (2019). The reproductive phenology of *Acaena elongata* and its relation with arbuscular mycorrhizal fungi. *Symbiosis* 79, 129–140. <https://doi.org/10.1007/s13199-019-00629-z>
- Verma, S. L & Marschner, P. (2013). Compost effects on microbial biomass and soil P pools as affected by particle size and soil properties. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 13 (2): 313-328

CAPÍTULO III. DISEÑO EDÁFICO

RESUMEN

Este estudio evaluó la funcionalidad de un microcosmos edáfico diseñado para simular distintos sistemas de uso de suelo mediante la respuesta productiva de *Avena sativa* L. y su interacción con comunidades microbianas. Se analizaron propiedades físicas y químicas, la productividad primaria y la dinámica de colonización fúngica en tres tratamientos: suelo de bosque (B), suelo agrícola (C) y sustrato compostado (T). Se observaron diferencias significativas en las propiedades del suelo. El pH varió entre 5.47 (T) y 7.13 (C), mientras que la materia orgánica disminuyó entre 25 y 70% respecto al suelo conservado. El nitrógeno total fue bajo en los tres tratamientos (0.15–0.27%) comparado con 0.89% en el suelo de referencia, y el fósforo disponible se redujo hasta en un 50%, evidenciando limitaciones nutrimentales en los distintos microcosmos. A nivel biológico, la supervivencia de *A. sativa* fue cercana al 100% en B y T, mientras que en C disminuyó aproximadamente 10% ($p \leq 0.05$). La altura final de las plantas osciló entre 31 y 40 cm, lo que representó reducciones de hasta 40% respecto a condiciones controladas. La biomasa fue significativamente menor en T ($p \leq 0.05$), y el rendimiento de grano se situó por debajo del umbral crítico de 1.5 t ha^{-1} . Sin embargo, el rendimiento en masa seca se aproximó a 1 t ha^{-1} en los tres tratamientos, con valores comparables a sistemas de autoconsumo. La colonización

fúngica estuvo dominada por hongos endófitos septados oscuros (>60%), mientras que los hongos micorrízicos arbusculares fueron escasos y sin evidencia estructural funcional. Estos resultados sugieren que la limitada disponibilidad de nitrógeno y fósforo, junto con la baja micorrización, restringen la productividad. El microcosmos demostró viabilidad biológica al completar el ciclo del cultivo y capturar características productivas de sistemas de baja intensidad. No obstante, su aplicación requiere validación en condiciones de campo.

Palabras clave: microcosmos, restauración, productividad.

ABSTRACT

This study evaluated the functionality of an edaphic microcosm designed to simulate different land-use systems through the productive response of *Avena sativa* L. and its interaction with soil microbial communities. Physicochemical properties, primary productivity, and fungal colonization dynamics were assessed across three treatments: forest soil (B), agricultural soil (C), and composted substrate (T). Significant differences were observed in soil properties. pH ranged from 5.47 (T) to 7.13 (C), while organic matter decreased by 25–70% relative to conserved soil. Total nitrogen was low in all treatments (0.15–0.27%) compared to 0.89% in the reference soil, and available phosphorus decreased by up to 50%, indicating relevant nutrient limitations. At the biological level, *A. sativa* survival was close to 100% in treatments B and T, whereas it decreased by approximately 10% in treatment C ($p \leq 0.05$). Final plant height ranged from 31 to 40 cm, representing reductions of up to 40% relative to controlled conditions. Biomass accumulation was significantly lower in T ($p \leq 0.05$), and grain yield remained below the critical threshold of 1.5 t ha⁻¹. However,

dry mass yield approached 1 t ha^{-1} across all treatments, with values comparable to those reported in subsistence farming systems. Fungal colonization was dominated by dark septate endophytes (>60%), whereas arbuscular mycorrhizal fungi were scarce and showed no structural evidence of functional symbiosis. These findings suggest that limited nitrogen and phosphorus availability, together with low mycorrhizal colonization, constrained system productivity. The microcosm demonstrated biological viability by completing the crop life cycle and capturing key productive features of low-input systems. However, its application requires further validation under field conditions.

Keywords: microcosm, restoration, productivity.

El diagnóstico realizado en el Capítulo II evidenció que las propiedades del suelo y las interacciones hongo-planta responden de manera diferencial al gradiente de perturbación, permitiendo identificar indicadores sensibles de la calidad edáfica y de la estabilidad del sistema. En particular, se observó que la disponibilidad de nutrientes, la materia orgánica y las asociaciones simbióticas (HMA-HESO) están estrechamente vinculadas con el estado de conservación del ecosistema. A partir de estos resultados, surge la siguiente pregunta: ¿es posible reproducir y reorganizar estas condiciones funcionales en un sistema controlado que contribuya a la restauración del suelo? En este contexto, el presente capítulo evalúa un

microcosmos edáfico diseñado para emular las condiciones del ecosistema forestal, analizando si la bioestimulación de la microbiota y la estructuración del sistema pueden restituir propiedades clave del suelo y mejorar la productividad vegetal.

1. INTRODUCCIÓN

Se ha reconocido a nivel internacional la necesidad de manejar los ecosistemas naturales de manera racional para garantizar su conservación y satisfacer las necesidades actuales y futuras de la sociedad (Aguirre-Calderón, 2015). La responsabilidad de garantizar la conservación de los ecosistemas y una producción continua de los bienes y servicios del bosque, requiere del manejo planificado de múltiples recursos. Este enfoque representa un nuevo paradigma en las ciencias forestales, orientado al manejo sustentable del ecosistema edáfico (Heredia-Telles *et al.*, 2022).

Para establecer mecanismos de prevención contra los efectos futuros de los cambios en el ecosistema debidos a un manejo o intervención inapropiada, es necesario conocer la dinámica de las poblaciones humanas y sus impactos económicos y ecológicos (Dawson *et al.*, 2017) ya que esto permitiría iniciar de forma más eficiente una restauración ecológica del ecosistema.

La restauración ecológica (RE) es una actividad intencional que implica retornar en lo posible, a un estado pre-disturbio en la composición, estructura y función de los sistemas naturales. Es decir, restablecer las condiciones que garanticen la continuidad en la prestación de los bienes y servicios ambientales (Herrick *et al.*, 2006, Ospina *et al.*, 2015).

Sin embargo, la magnitud de la perturbación puede impedir llevar a los ecosistemas a las condiciones iniciales, para esto, existen alternativas como la recuperación que busca recobrar algunos servicios de importancia social que no requieren de forma estricta que el ecosistema sea autosostenible, por lo tanto, no se presentan características idénticas al ecosistema predisturbio; la otra opción es la rehabilitación que busca llevar o no al ecosistema deteriorado a condiciones predisturbio, sin embargo, este debe tener capacidad de autoperpetuación y prestar algunos servicios ecosistémicos (Ospina *et al.*, 2015; y Muñoz-Guerrero, 2024).Madroñero-Palacios

La capacidad de restaurar un ecosistema depende de gran cantidad de conocimientos, como por ejemplo: estado del ecosistema antes y después del disturbio, grado de alteración de los suelos, causas por las cuales se generó el daño. Así como la estructura, composición y funcionamiento del ecosistema preexistente, disponibilidad de la biota nativa necesaria para la restauración, los patrones de regeneración, o estados sucesionales de las especies; tensionantes que detienen la regeneración, además de información acerca de la relación histórica y actual entre el sistema natural y el sistema socioeconómico (Vargas-Ríos 2011).

Los tipos de intervención en RE pueden clasificarse en pasiva y activa (ver capítulo I) y la elección de la metodología depende del diagnóstico ecológico del espacio y de la viabilidad desde un punto de vista ambiental, económico, social y científico-técnico. En la práctica, la RE activa debería ser el último recurso cuando la RE pasiva no funciona o es demasiado lenta. Además, es recomendable cuando el grado de deterioro del ecosistema se encuentra por debajo del umbral que permite que su memoria ecológica se ponga en funcionamiento de forma natural y

en un plazo de tiempo aceptable, siendo viable su auto-regeneración (Mola y de Torre., 2018).

Adicionalmente, se enfatiza la importancia de estudiar la procedencia de los distintos materiales biológicos utilizados en los procesos de restauración activa dado que la translocación es un factor determinante con impacto en la biodiversidad y la creación de hábitat. Así mismo, es importante tener en cuenta que la tasa de recuperación por restauración, ya sea activa o pasiva, dependerá de variables como el historial del uso de suelo, la matriz edáfica, el tipo de suelo, las características climáticas y la distancia al bosque primario (Madroñero-Palacios y Muñoz-Guerrero, 2024).

La RE requiere indicadores que permitan verificar la recuperación de los procesos, al menos a mediano plazo. Por ejemplo, para dar seguimiento de la reforestación a corto plazo pueden medirse variables como supervivencia y el estado de la vegetación implantada, mientras que a mediano y largo plazo debe orientarse al seguimiento de la recuperación de las interacciones y los procesos de esta con el suelo y los microorganismos (Mola *et al.*, 2018).

En el objetivo de la recuperación del suelo y con ello el funcionamiento original del ecosistema, se pretende manejar a la comunidad biótica, sus consorcios microbianos y los procesos involucrados con la biota, como herramientas biológicas (Olivera-Morales *et al.*, 2011). La restauración demanda de entrada, el re-establecimiento de una comunidad orgánica, una microbiota nativa y una interacción con el hábitat que mantenga la estabilidad funcional del sistema a largo plazo (Carrillo-Saucedo *et al.*, 2022). Cabe señalar que las investigaciones en torno a la restauración de suelos se han aplicado de forma más amplia en sitios contaminados

con materiales y residuos, por lo que el término biorremediación es más adecuado para describir estas técnicas, debido a que el objetivo principal de la misma es reducir la presencia de sustancias contaminantes en aquellos suelos o sitios degradados. De acuerdo con Clewell y Aronson (2013), a través de las distintas técnicas de restauración o remediación, los entornos dañados podrían recuperarse en periodos cortos, de algunos años, en vez de lapsos prolongados de décadas o siglos, como se ha considerado tradicionalmente.

En términos generales, estas investigaciones, están dirigidas a comprender la relación de la salud de los ecosistemas y la existencia de interacciones complejas entre los distintos grupos funcionales que los conforman. Este enfoque permite evaluar, documentar y comunicar los impactos sobre la biodiversidad y la variedad o disponibilidad de los servicios ecosistémicos. Todo lo anterior, bajo una perspectiva ecosistémica integral como lo dicta la FAO (2015).

2. JUSTIFICACIÓN

Comprender con mayor profundidad los cambios que ocurren en los ecosistemas es necesario para que se puedan tomar decisiones desde el conocimiento y la necesidad de una gestión racional de los recursos biológicos del planeta. Con base en estas reflexiones y dadas las implicaciones que tiene la pérdida de los servicios ecosistémicos proporcionados por el sistema edáfico, es necesario recuperar en lo posible los suelos afectados por un manejo inapropiado.

El manejo microbiológico para la recuperación de los suelos, ha mostrado ser una herramienta poderosa aplicable a ecosistemas terrestres que han sufrido impactos importantes. En este contexto, la biorremediación, como indica el término,

se ha enfocado en el uso de la microbiota en derrames de petróleo, presencia de elementos potencialmente tóxicos, plásticos, entre otros, logrando el restablecimiento de algunas propiedades físicas, químicas o nutrimentales del suelo, o bien, ha estimulado el establecimiento de algunas especies con funciones importantes en los ciclos nutrimentales (Ferrera-Cerraro *et al.*, 2006; Lebeau, 2011; Martínez-Hernández *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2025). Sin embargo, es difícil encontrar investigaciones dirigidas hacia un manejo integral del ecosistema considerando su estructura, las interacciones y la dinámica del entorno. Hasta el momento, no se han desarrollado propuestas de diseño de un microcosmos edáfico que integren tanto la comunidad nativa del suelo como las condiciones medioambientales típicas del hábitat para estos residentes, especialmente en sistemas forestales sometidos a diversos grados de alteración. Menos aún se ha abordado esta problemática en suelos cuya pérdida de cubierta vegetal y la fragmentación haya comprometido su funcionalidad. En consecuencia, es necesario visualizar el funcionamiento dinámico e integral de los bosques templados bajo esquemas de gestión sustentable.

En este estudio, se propone el diseño de un microsistema edáfico experimental con el propósito de simular su funcionalidad mediante la estimación de la productividad primaria del cultivo de *Avena sativa* L, para lo cual se siguieron los siguientes objetivos particulares:

3. OBJETIVOS

- Generar un sustrato funcional mediante procesos de biocompostaje que sustente una comunidad edáfica representativa.

- Inducir el desarrollo y establecimiento estructural de una comunidad nativa típica de un ecosistema edáfico forestal templado, mediante su estimulación.
- Caracterizar las propiedades físicas, químicas y biológicas del microsistema edáfico bajo distintas modalidades de uso.
- Cuantificar y comparar la productividad primaria obtenida en el microsistema edáfico sujeto a diversos escenarios de perturbación y manejo, como indicador de su funcionalidad.

4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿Cómo influyen las condiciones físicas, químicas y microbiológicas del suelo, ya sea de origen forestal o procedente de sistemas agrícolas, en la respuesta diferencial del cultivo de *Avena sativa* L. en términos de crecimiento y productividad? y ¿en qué medida el sustrato agrícola se asemeja a los cultivos tradicionales del entorno?.

¿De qué manera influye la diversidad y la interdependencia funcional de los consorcios microbianos (HMA y HESO) en la productividad de un microecosistema (microcosmos), considerando que este depende de las condiciones ambientales y propiedades nutrimentales presentes?.

5. HIPÓTESIS

Si las condiciones físicas, químicas y microbiológicas del suelo tienen un impacto significativo en el desarrollo y productividad de *Avena sativa* L. cultivada en los distintos microsistemas edáficos, entonces el suelo forestal será distinto al de origen agrícola, gracias a su diversidad microbiana. Así mismo, si la diversidad y las

interacciones funcionales entre los consorcios microbianos (HMA y HESO) definen el rendimiento del microcosmos, esto afectará directamente la producción primaria en relación a las distintas variables ambientales y nutrimentales.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

DISEÑO, COMPOSICIÓN E INTEGRACIÓN DEL MICROSISTEMA EDÁFICO

Para desarrollar el sustrato-materia orgánica y su transformación en elementos y nutrientes para la comunidad biológica y sus diversos consorcios microbianos, se trabajó con un sustrato elaborado con restos vegetales de pino y encino provenientes de un aserradero local (fuente de carbono) para que mediante el proceso de composteo fueran transformados estos residuos vegetales en fertilizantes orgánicos y así lograr instaurar el ciclo natural de flujo de elementos y nutrientes.

El material utilizado fue triturado finamente y distribuido en tres recipientes de polietileno con capacidad de 100 litros cada uno. Se agregó agua a capacidad de campo para crear una película de humedad intersticial entre todo el material particulado. Para acelerar la descomposición del material vegetal recalcitrante, e iniciar el flujo de nutrientes (nitrógeno), se agregaron 200 g de sulfato de amonio Nutrigarden®, insumo utilizado de forma puntual como estrategia de activación inicial de un sistema con elevado contenido de carbono (Dickson *et al.*, 1991) y 2 kg de estiércol vacuno (ambos como fuente de nitrógeno). Cabe destacar que este material lleva complejos microbianos para procesos fermentativos y degradación de restos vegetales recalcitrantes, y biota edáfica que crea canales de aireación, en el interior del sustrato de cada contenedor.

Estas unidades se mantuvieron en condiciones ambientales, humedad constante y se les aplicó un volteo diario durante 20 días para acelerar el proceso de degradación oxidativa. Posterior a este periodo de transformación del material orgánico, el contenido del biocompostaje se extendió sobre una superficie para ser expuesto durante 10 días al calor (radiación solar) y cubierto con malla sombra que sólo permite el paso del 25% de luz.

Para estimular el desarrollo de la microbiota edáfica nativa, se colectaron aproximadamente 10 kg de suelo del horizonte orgánico del bosque de la localidad en su área conservada. El proceso buscó modificar el entorno para estimular la función de las entidades microbianas existentes en el medio. Esta cantidad de suelo se consideró como un inóculo de la microbiota edáfica que se desarrolla de forma autóctona que fue añadido a la mezcla de materia vegetal (en proceso de degradación) descrita anteriormente.

Las unidades con suelo enriquecido se mantuvieron en condiciones de humedad y aireación constantes durante 16 semanas monitoreando los indicadores de un buen proceso de compostaje: coloración marrón, olor a tierra humedad y mantenimiento de la estructura del sustrato, es decir, que presente desmoronamiento o escurrimiento (Román *et al.*, 2013).

Los microcosmos se habilitaron con tres diferentes sustratos: B) Suelo de bosque, C) un suelo de un área de cultivo de maíz y T) Sustrato compostado. Se prepararon mezclas con los sustratos de interés y una parte de arena en proporción 2:1 respectivamente. La agregación de este material se hizo para representar una relación entre los componentes minerales y orgánicos típicos de ambientes forestales, así como para asegurar la disponibilidad de material mineral para la

comunidad edáfica y garantizar la porosidad en el sustrato para el intercambio gaseoso y la distribución homogénea de todos los materiales, nutrientes y humedad a lo largo de todo el horizonte orgánico del diseño.

El microcosmos así estructurado podría considerarse un análogo al “chapín”, una técnica ancestral que consiste en la creación de pequeñas unidades o cuadros de tierra fértil, donde se germinan las semillas y se cultivan plántulas de interés antes de trasplantarlas al terreno definitivo.

La valoración del logro de las propiedades estructurales y funcionales alcanzadas en los microcosmos experimentales, se hizo mediante el análisis físico, químico y nutrimental de los sustratos, además se contrastaron con los registrados en sistema forestal natural (Capítulo II). Todos los parámetros evaluados fueron exactamente los utilizados en la caracterización del bosque y sus distintos usos, y también siguieron los mismos procedimientos estándares oficiales (Muñoz-Iniestra *et al.*, 2002; Mireles, 2009).

ESTIMACIÓN DE LA PRODUCTIVIDAD PRIMARIA

La estimación de la productividad primaria se realizó en cultivos de *Avena sativa* L. (Figura 1), ya que comparte mecanismos de desarrollo, nutrición y respuesta ambiental con otras especies de poaceas (dominantes en ecosistemas naturales y agrícolas), lo que permite considerarla como un equivalente ecológico dentro de este grupo vegetal al ser funcionalmente comparable bajo condiciones experimentales controladas (Kellogg, 1998).



Figura 1. Características generales de la avena forrajera.

Fuente: Elaboración propia con datos de SAGARPA, 2017; INEGI, 2022.

Además es la segunda especie de la familia más cultivada en la localidad (Plan de Desarrollo Municipal 2022-2024).

El diseño contempló una población de 160 plántulas de avena forrajera, por tratamiento (480 en total), distribuidos en 40 unidades experimentales con 4 individuos por maceta. Las semillas se germinaron en ambiente estéril y una vez que fue visible el cotiledón se eligieron plántulas de talla y vigor similar para ser trasplantadas a cada unidad experimental consistente en macetas de 4 pulgadas de diámetro con el sustrato correspondiente.

Se evaluó la supervivencia de las plantas a lo largo de 16 semanas (tiempo generacional de la especie), además de la altura (cm), el área foliar a partir de las

siluetas estampadas en hojas de acetato transparentes y medidas según su relación peso:área (Cabezas-Gutierrez *et al.*, 2009) y la longitud de raíz principal (cm). Veinte plantas por tratamiento fueron pesadas por separado en una balanza analítica y después fueron colocadas en una estufa a 60 °C, hasta peso constante. Una vez obtenido el peso seco se restó al peso fresco para el cálculo de biomasa, tanto de la parte aérea como de la raíz (Scursoni *et al.*, 2021).

También se registró el momento del embuchamiento, del espigamiento y del llenado de grano. De la planta adulta se cuantificó el número de nudos, el número y tamaño de la flor, y, el número y el peso de los granos.

Los atributos del tallo, flores y semillas de las plantas adultas se trataron en proporción, haciendo los siguientes cálculos: 1) Proporción de nudos: porcentaje respecto al suma total de nudos/sustrato, 2) proporción de flores por planta: porcentaje calculado de acuerdo a la suma total de la cantidad de flores en todos los tratamientos, 3) proporción del tamaño de la flor: porcentaje calculado respecto al tamaño máximo de flor registrado en los sustratos, 4) proporción del peso en gramos de las semillas: Porcentaje calculado respecto al peso máximo de semilla registrado en los sustratos y e) proporción del número de semillas por planta: datos obtenidos respecto a la suma total de las semillas en todos los tratamientos.

En las semanas 6, 10 y 16 de desarrollo de las plantas se evaluó el porcentaje de colonización por HMA y HESO por la técnica modificada de Phillips y Hayman (1970)¹.

¹ Referirse al capítulo II para mayores detalles metodológicos.

Además del análisis estadístico de todos los datos por pruebas paramétricas (ANOVA) y la prueba de Tukey ($p < 0.05$) en caso de hallar diferencias significativas. Previo a los análisis estadísticos, los datos se sometieron a proceso de normalización empleando los métodos estándar incorporados en los programas estadísticos utilizados.

7. RESULTADOS

Existe una marcada diferencia entre el suelo forestal conservado y los sustratos de los microcosmos, los resultados del análisis de suelo confirman que la calidad edáfica y microbiológica del primero genera condiciones más favorables para el funcionamiento del sistema.

En el cuadro 1, se observa que de los atributos químicos, el pH del sustrato compostado (T) exhibió una condición fuertemente ácida en similitud al suelo conservado y al sustrato de bosque (B) a diferencia del suelo ligeramente alcalino correspondiente al cultivo.

Cuadro 1. Propiedades físicas y químicas de los sustratos en estudio y su comparativa con el suelo del área conservada descrita en el capítulo II. B) Suelo de bosque, C) un suelo de un área de cultivo de maíz y T) Sustrato compostado.

Variable	Suelo de referencia	Sustratos utilizados para el cultivo		
	Conservado (Capítulo II)	B (bosque)	C (cultivo maíz)	T composta (diseñado)
Factores químicos				
pH	4.91	5.5	7.13	5.47
C. E. dS m ⁻¹	1.57	0.28	0.34	0.54
M. O. %	10.7	8.07	3.36	5.65

C. I. C. C-mol(+) Kg⁻¹	7.12	14.7	22.1	12.8
Elementos esenciales				
N. Total. %	0.89	0.27	0.15	0.19
Pi mg kg⁻¹	20.72	6.25	11.91	10.27
K mg kg⁻¹	500.66	334	1124	276
Ca mg kg⁻¹	17617	1769	3189	1662
Na mg kg⁻¹	236	150	394	132
Mg mg kg⁻¹	180	184	334	188

La materia orgánica disminuyó en torno al 25 a 70% comparado con el suelo conservado, un patrón semejante se presenta para la CE donde los sustratos presentan valores marcadamente inferiores hasta en un 80% aproximadamente. Una tendencia contraria se presentó en la CIC, ya que se muestra un aumento considerable en todos los sustratos de estudio con valores que duplican o triplican la capacidad del suelo conservado.

En las propiedades de elementos esenciales y nutrimentales es donde se observaron las limitaciones más importantes del sustrato compostado. La comparativa muestra que el Nitrógeno total de los sustratos está sustancialmente por debajo en un 70 a 83%, así como la cantidad de fósforo que disminuye al menos un 40% respecto al área conservada. Se puede hablar de la misma tendencia en los datos para el potasio y el calcio. En el caso del sodio y el magnesio sólo el sustrato C presentó un aumento del 16 al 18% respectivamente en relación al suelo conservado.

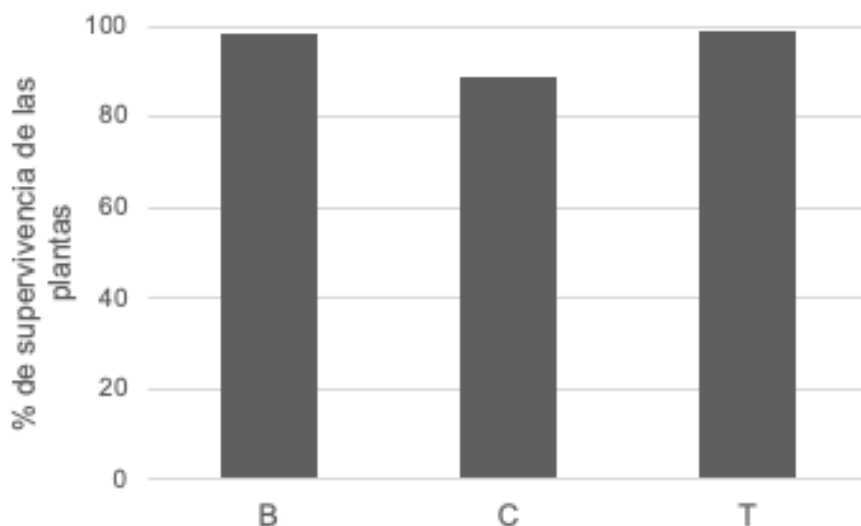


Figura 2. Porcentaje de supervivencia de las plantas cultivadas en cada tipo de sustrato.

Sobre la productividad y desarrollo de la avena en los microcosmos, la figura 2 muestra que las plantas crecidas en los sustratos B y T sobrevivieron casi al 100%, mientras que el índice de supervivencia en el sustrato de cultivo (C) disminuye en un 10%. Se observó una diferencia significativa ($p \leq 0.05$) entre los tratamientos, lo que confirma que la productividad primaria en los microcosmos está determinada por las condiciones edáficas y la actividad biológica.

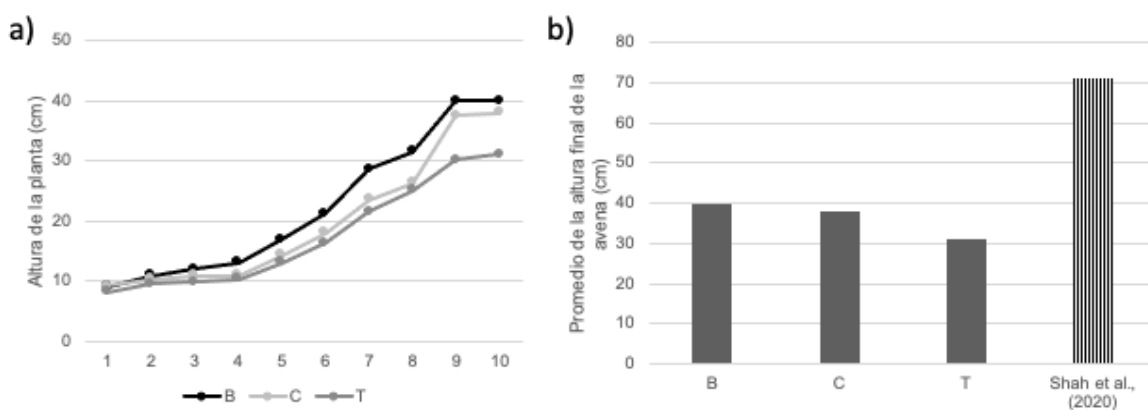


Figura 3. Altura de las plantas: a) medida en centímetros a lo largo del desarrollo de las plantas cultivadas en los diferentes sustratos, b) media semanal de la altura final de las

plantas de estudio, respecto a condiciones controladas de laboratorio (Shah *et al.*, 2020).

En la figura 3 se observa que la altura de las plantas (a) es una variable con diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre tratamientos, con valores finales que van de 31 a 40 cm. La prueba de Tukey ($P \leq 0.05$) confirma que las menores tallas corresponden al sustrato T, lo que evidencia que las condiciones físicas, químicas y microbiológicas del suelo influyen directamente en el desarrollo vegetal. Se hace una comparación (b) de las alturas finales del cultivo en cada sustrato, respecto a plantas desarrolladas en condiciones controladas de laboratorio, observándose un fenómeno de “achaparramiento” en los distintos microcosmos.

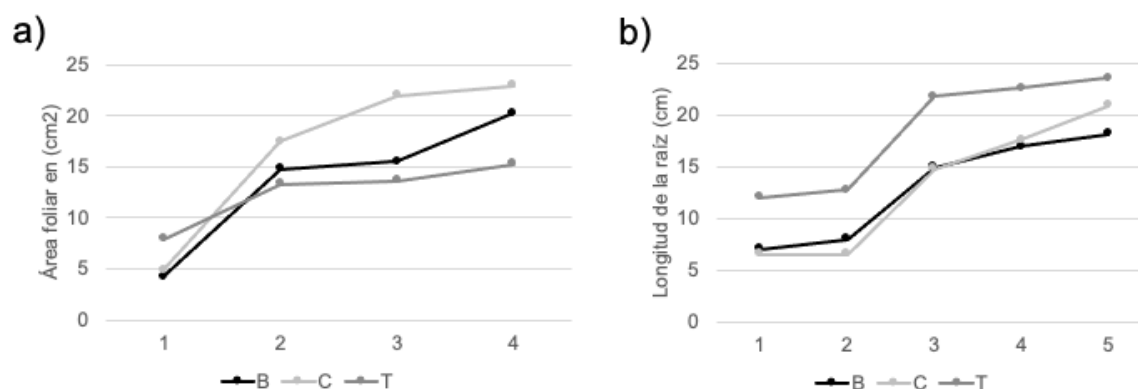


Figura 4. Atributos morfométricos de las plantas a lo largo de su desarrollo (cada 28 y 22 días respectivamente, a) área foliar y b) Longitud de la raíz.

Respecto al área foliar y la longitud de la raíz de las plantas del cultivo (Figura 4), se observa una diferencia entre tratamientos, aunque no es estadísticamente significativa para estos atributos. Sin embargo, se puede decir que el área foliar (a) tiende a tener menores valores en el sustrato T, mientras que lo contrario parece darse al observar la longitud de raíz (b) en el mismo tratamiento. Este

comportamiento sugiere una respuesta a las limitaciones nutrimentales que condicionan el desarrollo vegetal..

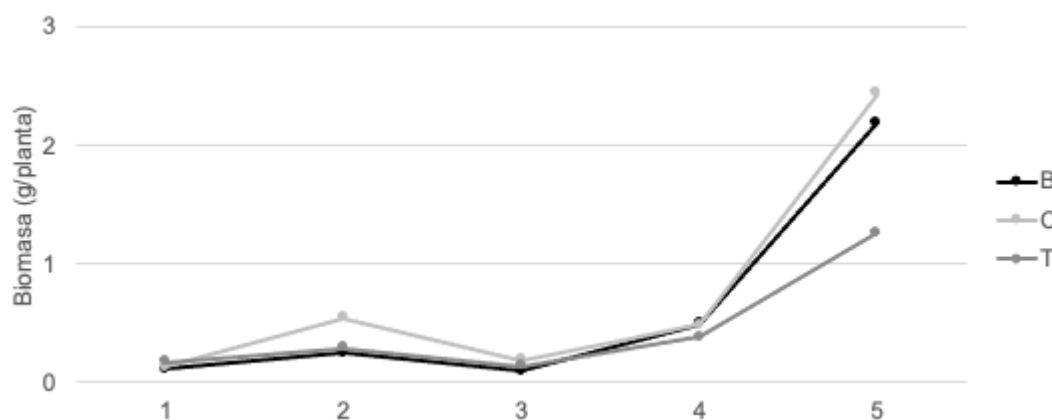


Figura 5. Biomasa de la parte aérea de las plantas a lo largo del desarrollo (cada 22 días).

Se muestra el desarrollo vegetal en términos de biomasa para cada uno de los sustratos en estudio a lo largo del desarrollo del cultivo (Figura 5). Inicialmente las condiciones se mantienen homogéneas, pero hacia el final del ciclo de la planta se registra un incremento marcado en la biomasa con diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P \leq 0.05$), lo cual coincide con la etapa fenológica de llenado de grano. Se puede observar que la menor acumulación de biomasa ocurrió en el sustrato compostado (T). En conjunto, estos resultados validan que el rendimiento del microcosmos está determinado por la interacción entre factores edáficos y microbiológicos, y que las diferencias respecto al suelo forestal influyen directamente en la producción primaria, tal como se establece en la hipótesis.

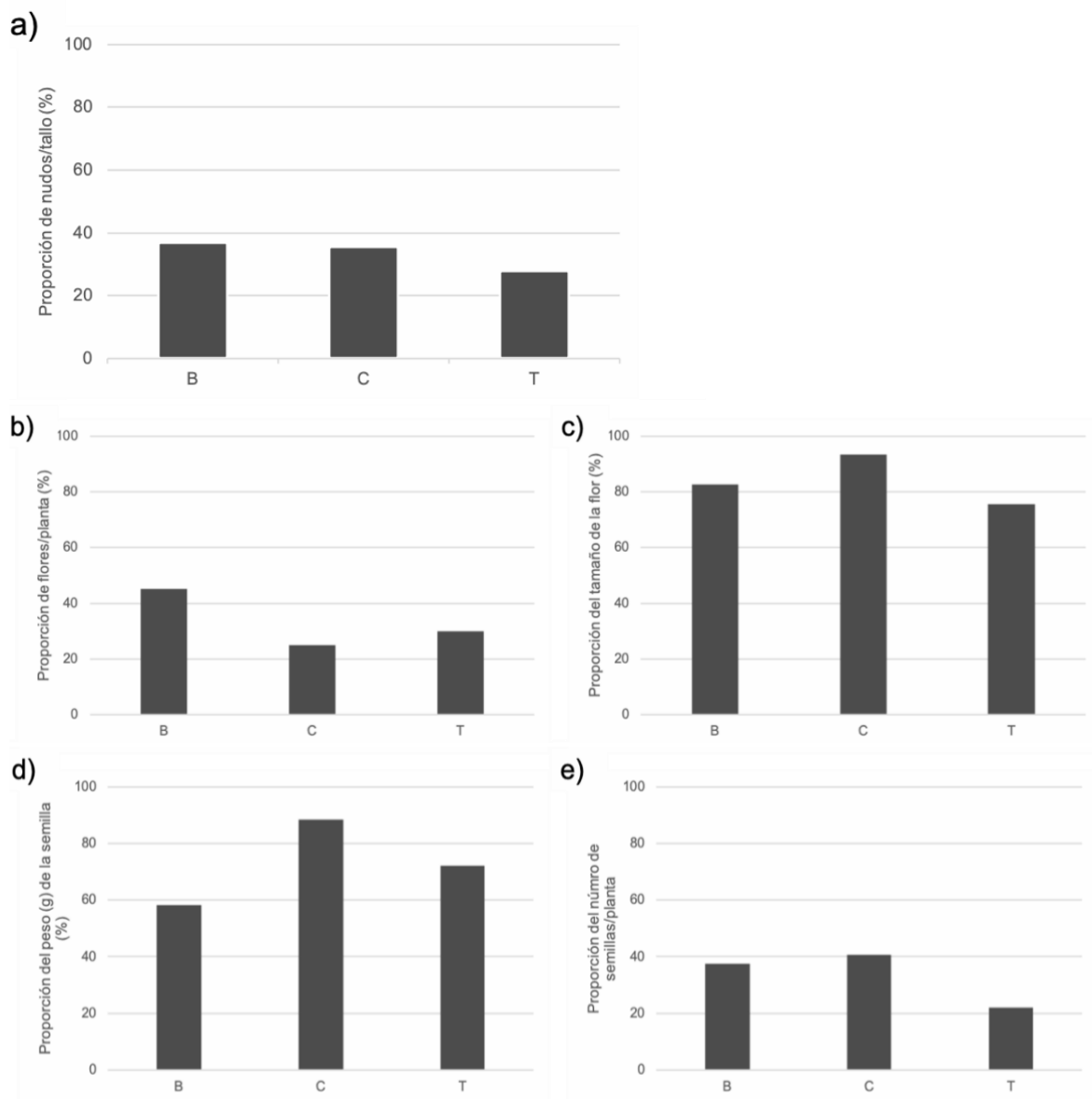


Figura 6. Atributos del tallo, flores y semillas de las plantas adultas.

Las variables morfológicas y reproductivas del desarrollo vegetal descritas en la figura 6 permiten validar que el desempeño de los microcosmos depende de la interacción de factores químicos, físicos y microbiológicos. En general, se observa una tendencia en la que el sustrato T presenta valores menores en comparación

con B y C en la mayoría de las variables, con excepción del número de flores. Estas diferencias resultan estadísticamente significativas ($p \leq 0.05$), lo que indica un menor rendimiento del cultivo en este sustrato.

Respecto al vigor de las plantas, en términos de aspecto, aún en la etapa inicial del cultivo (primera semana), estas se pueden describir como ejemplares que presentaron clorosis (amarillamiento), así como un tallo debilitado en el que se observó el acame (inclinación) en todos los tratamientos.

Cuadro 2. Etapas de desarrollo de las plantas de avena por tratamiento.

Sustrato	Semana 13	Semana 14	Semana 15	Semana 16
B	Embuche	Espigamiento	Llenado de grano	
C	Embuche *	Espigamiento	Llenado de grano	
T		Embuche	Espigamiento	Llenado de grano

* Aparición de pulgón exclusivamente en el sustrato de cultivo (C).

Las etapas de desarrollo que se consideran en la tabla son indicadores del avance fisiológico del cultivo (Cuadro 2). Existe un retraso de 8 a 10 días en el comienzo de estas etapas para la avena cultivada en el sustrato T con respecto a los otros tratamientos (B y C) donde se observa un avance temporal más sincronizado, de manera que también el ritmo de desarrollo es influenciado por las condiciones ambientales de los microcosmos. Se hace mención a la aparición de la plaga de “pulgón” (Aphididae) que sólo fue observable en las plantas que crecieron en el sustrato de cultivo, coincidiendo con la etapa de embuche.

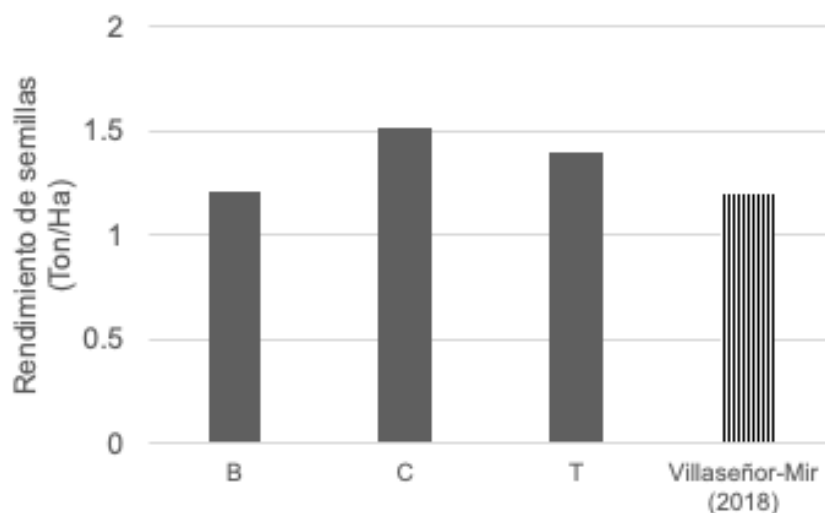


Figura 7. Rendimiento de semillas medido en toneladas/hectárea para los tres tipos de sustratos (B, C y T) en comparación con la producción de grano reportada para la variedad de avena Ágata (Villaseñor-Mir *et al*, 2018).

Se observa que los microcosmos ajustados para los diferentes usos de suelo en el área (Figura 7), tienen un rendimiento en cantidad de grano que corresponde a los valores críticos de producción (menores a 1.5 Ton/Ha) reportados por Villaseñor-Mir *et al*. (2018). Aunque no se presentan diferencias significativas en los sustratos evaluados, los tratamientos presentan cifras apenas superiores al umbral crítico, con esto se demuestra que la productividad de los microcosmos depende de la calidad del suelo y de la integración funcional del sistema suelo-planta-microorganismo.

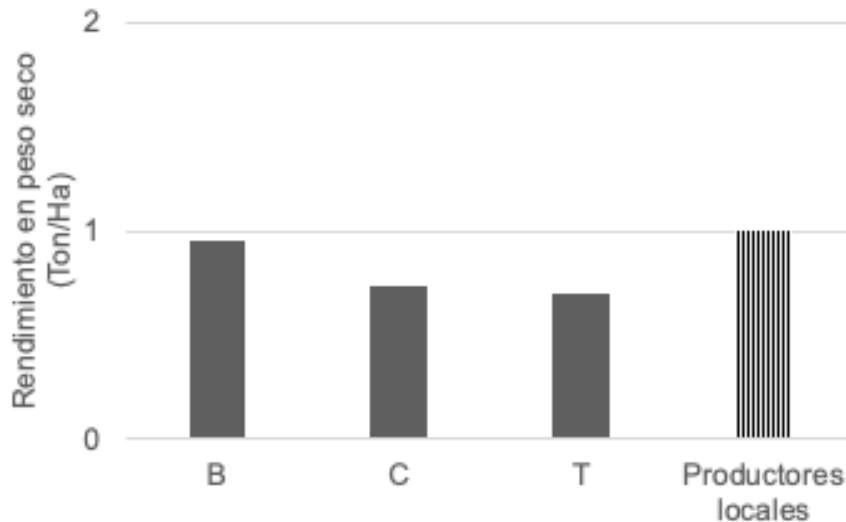


Figura 8. Rendimiento en masa seca del cultivo de avena, medido en toneladas/hectárea para los tres tipos de sustratos (B, C y T) en comparación con la producción reportada por productores locales del área de estudio.

Las plantas crecidas en los microcosmos con sustratos B, C y T tienen rendimientos de masa seca (Figura 8), apenas cercanos a la tonelada por hectárea, aunque el sustrato T se encuentra en la última posición, no representa diferencias significativas ($P \leq 0.05$), sobre los otros dos tratamientos. Estos resultados experimentales se comparan con el rendimiento de avena reportado a través de entrevistas informales pero dirigidas a productores locales con amplia experiencia empírica.

La comunidad de hongos micorrícicos arbusculares (HMA) y de hongos endófitos septados oscuros (HESO), presentes en el diseño edáfico y su dinámica de colonización durante el desarrollo de la avena en las distintas condiciones de estudio (Figura 9), permite distinguir las siguientes tendencias.

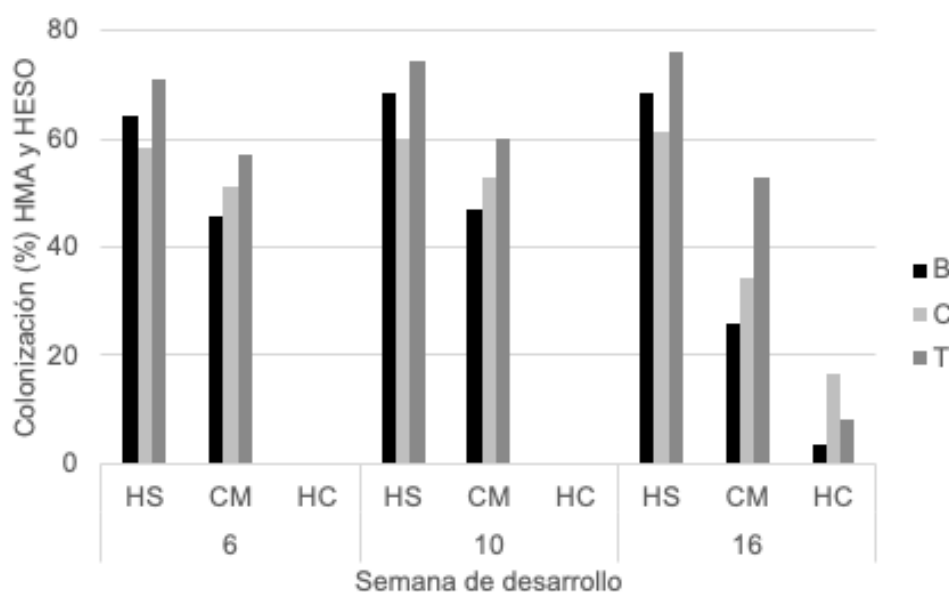


Figura 9. Colonización por HESO y HMA durante el desarrollo vegetal en los distintos sustratos. HS: hifa septada, CM: células moniliformes, HC: hifas cenocíticas.

La colonización por HESO es abundante ($\leq 60\%$) desde las primeras semanas de desarrollo del cultivo de avena (Figura 9), tanto por la presencia de hifas septadas (HS), como de células moniliformes (CM). La disminución progresiva de las células moniliformes hacia la fase de llenado de grano, junto con la aparición tardía de estructuras de HMA, como hifas cenocíticas y ocasionales vesículas (Figura 10), refleja cambios en la funcionalidad de la microbiota a lo largo del ciclo del cultivo. La ausencia de diferencias estadísticas entre sustratos en la colonización total, así como la baja frecuencia de estructuras especializadas (vesículas y microesclerocios), sugiere que, aunque la microbiota está presente, su eficiencia funcional es limitada bajo las condiciones experimentales, ya que la dinámica de las interacciones microbianas está fuertemente condicionada por las características del

sustrato y su funcionalidad edáfica.

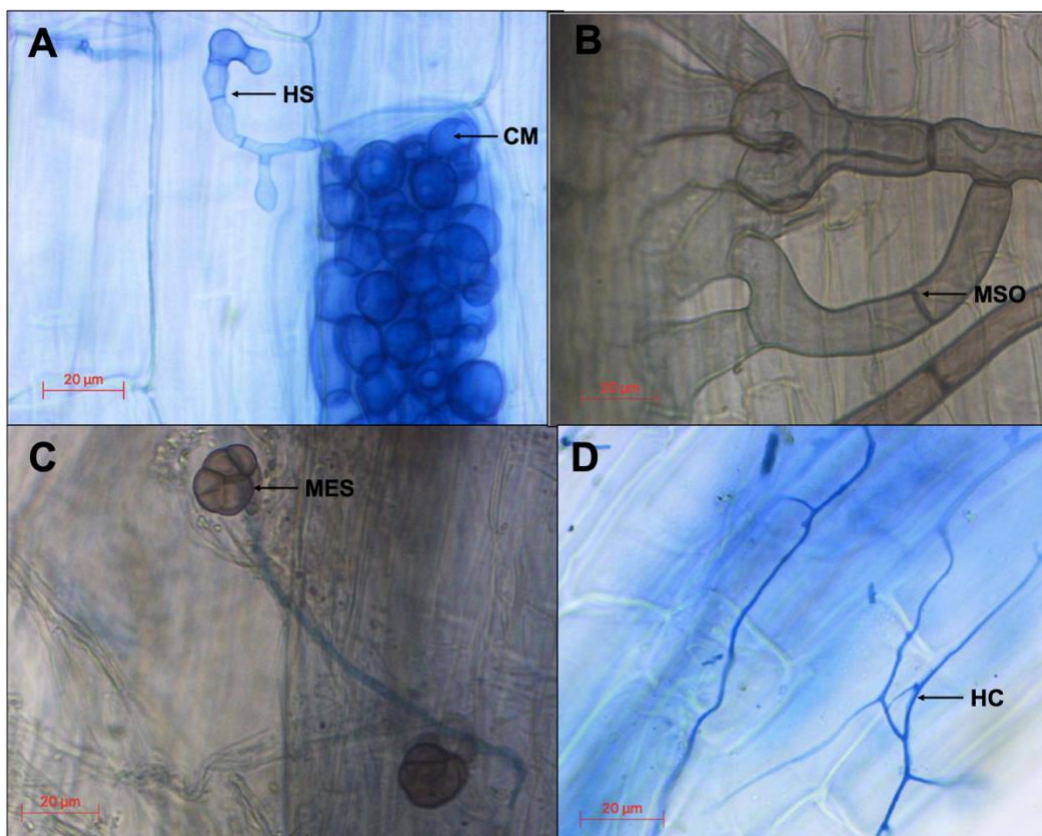


Figura 10. Estructuras de colonización observadas en las raíces de *Avena sativa* (L.) A-C: estructuras de colonización por HESO. HS: hifa septada, CM: células moniliformes, MSO: micelio septado oscuro, MES: microesclerocio melanizado. D: estructuras de HMA. HC: hifas cenocíticas. 40x.

Los resultados de la colonización de HMA y HESO en condiciones de campo (capítulo II) y los obtenidos en el sistema experimental, reflejan cambios en la dinámica de las comunidades fúngicas. En el ecosistema forestal, la colonización superó el 60% en todos los microambientes y especies vegetales, con una proporción aproximada de 60:40 entre micorrizas arbusculares y hongos endófitos, mientras que en los microcosmos se observaron variaciones en estos datos. Esta comparación hace evidente que el microcosmos es capaz de sostener la

colonización fúngica, sin embargo, la magnitud y proporción de estas interacciones difiere respecto al sistema natural, lo que constituye un indicador clave para evaluar el grado de reconstrucción del funcionamiento edáfico y la eficacia del modelo de restauración propuesto.

8. DISCUSIÓN

Los microcosmos ajustados y diseñados para evaluar distintos esquemas de manejo y restauración del suelo, presentaron disfuncionalidad en mayor o menor medida con relación a lo esperado en la productividad del cultivo de avena. Las restricciones más importantes surgieron de la limitación de elementos esenciales, y a desequilibrios en su estequiometría ecológica y biológica. En este contexto el Carbono (C), el Nitrógeno (N) y el Fósforo (P) constituyen nutrientes clave para el desarrollo vegetal y la identificación de síntomas de deficiencia nutricional respecto a los mismos, es muy útil para reconocer qué elementos están limitando el desarrollo óptimo de las plantas, dado que los efectos se manifiestan en procesos bioquímicos y nutricionales (Mengel y Kirkby, 2001).

Cuando los cultivos tienen alguna deficiencia nutricional por nitrógeno y fósforo, suelen incapacitarse para sintetizar clorofila, por lo que pierden su color verde y disminuyen su tasa de fotosíntesis (Epstein y Bloom, 2005).

En el microcosmos edáfico, el cultivo mostró deficiencias de estos elementos desde etapas tempranas del desarrollo, mostrando síntomas como el color verde pálido de las hojas nuevas y maduras, junto con la falta de vigor del tallo (delgadez, y turgencia) y el retraso en el desarrollo (achaparramiento). Respecto a la pérdida de turgencia del tallo (acame) se debe también al papel del sodio (Na) y el potasio

(K), ya que al participar en la osmorregulación celular (bomba de Na-K), una escasez de los mismos produce pérdida de turgencia y firmeza en el tejido observándose la inclinación de la planta por el reblandecimiento y la disolución de las paredes celulares. Por otra parte, esto explicaría el achaparramiento de las plantas de avena hasta un 40% comparado con la altura alcanzada en condiciones controladas de laboratorio, así como una baja producción de biomasa y de grano (Mengel y Kirkby, 2001).

Las limitaciones nutrimentales se deben no solamente a la disponibilidad de los elementos en cuestión (P, N, Na y K), sino también a factores edáficos como el pH y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) (Cruz-Flores *et al.*, 2020) y la presencia de las comunidades microbianas. La CIC está directamente relacionada con el porcentaje de arcillas donde se lleva a cabo el intercambio de elementos esenciales y su aporte a las raíces de las plantas. Las arcillas, gracias a sus propiedades físicas y químicas, influyen en la fertilidad del suelo al controlar el suministro y la disponibilidad de nutrientes, la estabilización de la materia orgánica del suelo, también afectan la acidez del suelo y controlan la población y la actividad microbiana del mismo (Cruz-Macías *et al.*, 2020).

Al respecto, el cultivo en los microcosmos debió verse afectado por un pH fuertemente ácido y una CIC indicadora de una baja disponibilidad de nutrientes esenciales como P y Fe que comúnmente se encuentran retenidos en arcillas conocidas como alófono las cuales suelen exhibir baja capacidad de intercambio catiónico y que son propias de suelos andosoles (FAO, 2007). Esta interacción de factores genera condiciones de adsorción y precipitación que limitan el acceso a

nutrientes, incluso cuando estos se encuentran presentes en el sistema (FAO, 2015).

Adicionalmente, el bajo pH no sólo afecta la solubilidad y disponibilidad de los nutrientes, sino que también influye en la composición y actividad de la microbiota del suelo, especialmente de los hongos micorrízicos. Cambios en el pH y en la disponibilidad nutrimental pueden modificar la estructura microbiana y su capacidad para mediar procesos como la mineralización y la movilización de fósforo (Spohn, 2016; Malicka *et al.*, 2022). En este contexto, la limitada eficiencia de las asociaciones micorrícicas en el microcosmos sugiere que su funcionamiento depende no sólo de la presencia de los organismos, sino de condiciones edáficas adecuadas.

Los microorganismos edáficos, tanto sus asociaciones simbióticas entre sí mismos como con organismos superiores, desempeñan funciones que incluyen la biotransformación de metales y minerales, la descomposición de materia orgánica, la formación de suelos y sedimentos y el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos (Gadd, 2010). Dado que el ciclo de los nutrientes en los ecosistemas naturales está impulsado en gran medida por los microorganismos (Spohn, 2016), es posible deducir que la relación estequiométrica entre carbono, nitrógeno y fósforo en las comunidades microbianas está estrechamente vinculada con la adquisición de recursos por parte de las plantas hospedadoras (Cleveland *et al.*, 2007; Sinsabaugh *et al.*, 2014) de avena utilizadas como modelo en este estudio.

La mayoría de las especies vegetales establecen simbiosis con hongos colonizadores de raíces, a través de las cuales el carbono, el nitrógeno y el fósforo necesarios para el crecimiento y la productividad primaria, son suministrados por

hongos micorrícicos arbusculares o por hongos endófitos septados oscuros (Güsewell, 2004; van der Heijden *et al.*, 2015; Malicka *et al.*, 2022). Esta interacción opera bajo un modelo de intercambio funcional regulado por la disponibilidad de estos elementos y la capacidad de adquisición de cada organismo asociado (Collins-Johnson, 2009; Miller *et al.*, 2002).

Se estima que los HMA pueden aportar hasta un tercio del fósforo absorbido por las plantas, proveniente de fuentes minerales u orgánicas (Govindarajulu *et al.*, 2005; Tu *et al.*, 2006; Leigh *et al.*, 2009). Además, en estos hongos el transporte de N está asociado a polímeros de P, lo que sugiere una ruta integrada de movilización de nutrientes (Smith y Read, 2008).

Haciendo una integración de estos datos, se explica que las variables de desarrollo de la avena como su bajo crecimiento, la clorosis, el acame, y un rendimiento de grano del cultivo muy por debajo de las 4.2 Ton/ha en condiciones favorables de producción (Villaseñor-Mir *et al.*, 2018) sean parámetros directamente relacionados con la limitada disponibilidad de estos elementos esenciales (Agren, 2004; Sterner y Elser, 2002) y las bajas tasas de colonización por HMA (Collins-Johnson, 2009).

En este contexto, la importancia de las simbiosis que establecen las plantas con hongos colonizadores de raíz para hacer más eficiente su nutrición (C, N y P) y mejorar sus posibilidades de supervivencia y desarrollo está ampliamente documentada (Smith y Read, 2008). Como ejemplo, se ha reportado un incremento en la fijación de CO₂ y de nitrógeno en la planta vía HMA en cultivos de gramíneas silvestres como la *Avena fatua* y la cebada ubicados a alturas superiores a los 3000

msnm (Cheng *et al.*, 2012 ; Thirkell *et al.*, 2013). Cabe mencionar que el papel de los hongos endófitos septados oscuros está subvalorado.

A pesar de la inoculación con un consorcio de HMA, no parece haber ocurrido una colonización funcional en los microsistemas durante las 16 semanas de desarrollo de la avena. No se observaron estructuras típicas de Glomeromycota, como arbuscúlos, ovillos, vesículas ni esporas. Esta ausencia sugiere que las interacciones entre los HMA y los HESO pueden ser complejas y podrían implicar mecanismos de competencia que inhiben el establecimiento de los hongos micorrízicos (Collins-Jhonson, 2009).

En los distintos microcosmos, las micorrizas presentes en los sustratos (B, C y T) utilizados como fuente de inóculo provienen exclusivamente de la rizosfera de las plantas huésped de un área de bosque conservada, pues es en esta zona donde se desarrollan estructural y funcionalmente. En contraste, los HESO pueden estar presentes tanto en la rizosfera como en otros tejidos vegetales (Nair y Padmavathy, 2014) incorporados en el inóculo añadido al sustrato del microcosmos. Esta diferencia en la distribución potencial, explica que, en términos de abundancia y disponibilidad, los HESO tengan un mayor porcentaje de colonización en comparación con los HMA. Es posible que hiciera falta un mayor volumen de inóculo seleccionado para la bioestimulación de los HMA, y por ende aumentar la probabilidad de colonización de estos simbioses y sus consecuentes beneficios nutrimentales para el cultivo.

De acuerdo con los resultados, existe una co-ocurrencia entre la baja tasa de micorrización y la reducida productividad en términos de desarrollo de las plantas de *Avena sativa* L. cultivadas en los microcosmos experimentales. El aporte limitado

de nitrógeno y la baja disponibilidad de fósforo en el suelo puede inducir una mayor colonización por HESO como mecanismo compensatorio (Reyes-Jaramillo *et al.*, 2020).

Según el modelo de equilibrio funcional entre los simbioses propuesto por Collins-Johnson (2009), la naturaleza de la interacción planta-hongo, depende de la disponibilidad de N y P, dando lugar a cuatro distintos escenarios. En el número uno se predice un mutualismo limitado por el C cuando tanto el N como el P están restringidos porque, aunque el intercambio de C por P es favorable, la limitación de N restringe la adquisición fotosintética de C por parte de las plantas.

De acuerdo con los patrones de colonización y la proporción registrada entre HMA y HESO, así como con la abundancia relativa de N:P observada en este estudio, el sistema experimental se ajusta a las predicciones del escenario I. La coexistencia de limitaciones simultáneas de N y P sugiere que la planta experimentó una fuerte restricción en la producción de C, afectando de manera directa la eficiencia del intercambio funcional entre simbioses. Este desequilibrio se reflejó en una disminución significativa de la productividad primaria de *Avena sativa* L. ($p < 0.01$), lo cual es consistente con un mutualismo limitado por carbono.

Estos hallazgos refuerzan la idea de que muchas asociaciones planta-hongo son condicionales y dinámicas, más que fijas en una categoría funcional (Violi *et al.*, 2007).

Así mismo, la escasez de N y P corresponde con la mayor restricción del diseño de los microsistemas, por lo que una posible corrección, sería asegurarse de añadir una fuente mineral de partículas areno-arcillosas, del grupo de los alófanos que son un componente importante en la fertilidad del suelo, especialmente en la

retención del fósforo (INEGI, 2001).

Respecto al establecimiento del flujo nutrimental del N, serían necesarias enmiendas orgánicas periódicas de alta calidad, como el compost que tiene una relación C:N de aproximadamente 10, estos materiales contienen una cantidad de nitrógeno superior a la que necesitan los microorganismos del suelo durante la descomposición y, por lo tanto, mejora la mineralización neta del N, aumentando la disponibilidad de este elemento en el suelo (van der Sloot *et al.*, 2022).

Metodológicamente es inviable controlar todas las variables que influyen en el establecimiento, la función y la dinámica de las asociaciones hongo-planta, lo que hace evidente la solidez y la plasticidad de estas interacciones (Wieczorek *et al.*, 2025). Sin embargo, una de las estrategias para favorecer a los HMA sobre la presencia de HESO, en los microsistemas, podría ser añadir un inóculo de esporas de glomeromicetos previamente aisladas en un volumen conocido.

A pesar de las restricciones del diseño experimental, se logró completar el ciclo de vida de la avena y generar un banco de germoplasma para su propagación. De manera relevante, los datos experimentales (rendimiento en peso seco), logran aproximarse a la realidad productiva de un sistema tradicional de autoconsumo en el área de estudio, lo que permite considerar al microcosmos como una herramienta metodológica en la exploración de los factores que influyen en la productividad vegetal.

Una vez ajustadas las propuestas de mejora, este prototipo tiene el potencial de usarse con especies vegetales de interés, para explorar su capacidad de establecimiento, producción de biomasa, así como su posible contribución a la cobertura del suelo.

9. CONCLUSIONES

La frecuencia de colonización observada en los sustratos está asociada a atributos edáficos específicos, como el pH ácido, la disponibilidad de nutrientes y la materia orgánica, que favorecen la proliferación de los HMA y los HESO, lo que resalta la necesidad de considerar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo bajo distintas modalidades de uso. En los microcosmos se registraron porcentajes de colonización inferiores a los evaluados en campo (mayor al 60%), además de presentar limitaciones funcionales, con lo que se demuestra que las condiciones del sustrato influyen de manera determinante en la respuesta biológica de la microbiota.

Asimismo, el microcosmos permitió sustentar una comunidad edáfica activa evidenciada por la presencia de colonización fúngica, desarrollo vegetal y actividad biológica, aunque con menor eficiencia respecto al sistema natural, proporcionando la base necesaria para evaluar la funcionalidad del sistema. En este contexto, se subraya la relevancia de los HESO como componentes activos de la rizosfera, incluso sin una identificación taxonómica precisa. Aunque esta limitación dificulta su clasificación sistemática, no invalida la importancia de caracterizar su comportamiento ecológico ni de explorar su potencial como inoculantes en contextos agrícolas o experimentales.

El desarrollo y establecimiento de una comunidad edáfica nativa permitió observar que los HESO presentan una notable plasticidad funcional, mostrando cambios en su abundancia relativa y estructuras fúngicas (vesículas y esclerocios), según condiciones específicas de estrés, pH y disponibilidad nutrimental. Esta

versatilidad confirma que su papel ecológico es sensible a factores abióticos y a la interacción fisiológica y bioquímica con la planta hospedera.

Los resultados muestran que en los ambientes experimentales controlados de invernadero, los factores como el pH y la baja disponibilidad de fósforo, generan respuestas distintas en las interacciones planta–HMA–HESO, respecto a las observadas en campo. Esto puede inducir comportamientos oportunistas que deben considerarse al extrapolar los hallazgos y al evaluar la productividad primaria como indicador de funcionalidad del microsistema edáfico bajo distintos escenarios de estrés y manejo.

Finalmente, se enfatiza que el diseño experimental debe contemplar las limitaciones inherentes a los entornos artificiales y que se encuentra en una fase de validación preliminar pero cuyos resultados muestran la viabilidad biológica del sistema ya que se logró completar el ciclo de vida del cultivo y se obtuvieron rendimientos en términos de peso seco, comparables con sistemas tradicionales de autoconsumo en la localidad.

A pesar de que se requiere adoptar estrategias que integren la complejidad ecológica del hábitat natural, antes de considerar su aplicación como estrategia de restauración, el microcosmos es una herramienta experimental que permitió establecer que la diversidad y las interacciones microbianas son indicadores clave de la funcionalidad del sistema. Esto se evidenció al comparar un suelo forestal frente a otros usos del suelo, tal como se planteó en la hipótesis del estudio.

Con base en los resultados, se propone un enfoque de restauración basado en la reconstrucción funcional del sistema suelo–planta–microorganismo. Este diseño considera como referencia un suelo andosólico con características similares

a los sistemas conservados, con un contenido de materia orgánica superior al 7–10%, pH moderadamente ácido (4.8–5.5) y adecuada disponibilidad de fósforo y nitrógeno (cerca de 0.89 % de N y 20.72 mg kg⁻¹ de Pi). La propuesta considera la incorporación de un inóculo de microbiota edáfica nativa, particularmente de hongos micorrízicos arbusculares (HMA), proveniente de suelos conservados, aplicado en volúmenes suficientes para garantizar una colonización efectiva de la rizosfera, es decir, que el inóculo presente una colonización mínima del 40%. Se sugiere que el sustrato bioactivo esté compuesto por una mezcla suelo-compost en proporciones 2:1 para garantizar el flujo nutrimental de nitrógeno, así mismo, se recomienda el uso de una planta trampa de rápido ciclo de vida, sensible a limitaciones nutrimentales y capaz de reflejar cambios en la funcionalidad edáfica. En la etapa de establecimiento, debe ser controlada la disponibilidad de nitrógeno y fósforo, a través de enmiendas orgánicas, control de humedad y temperatura, evitando tanto deficiencias como excesos que inhiban la simbiosis micorrízica. Finalmente, se propone que el proceso de restauración sea monitoreado por indicadores físico-químicos y biológicos, donde el microcosmos funcione como una guía de evaluación en condiciones de campo, permitiendo ajustar progresivamente las variables del sistema hasta restablecer los ciclos biogeoquímicos y la estabilidad ecosistémica.

10. REFERENCIAS

- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Manejo forestal en el siglo XXI. *Madera y Bosques*, 21(número especial), 17–28.
- Cabezas-Gutiérrez, M., Peña, F., Duarte, H. W., Colorado, J. F., & Lora Silva, R. (2009). Un modelo para la estimación del área foliar en tres especies forestales de forma no destructiva. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 12(1), 121–130. <https://doi.org/10.31910/rudca.v12.n1.2009.648>

Carrillo-Saucedo, S. M., Puente-Rivera, J., Montes-Recinas, S., & Cruz-Ortega, R. (2022). Las micorrizas como una herramienta para la restauración ecológica. *Acta Botanica Mexicana*, 129, e1932. <https://doi.org/10.21829/abm129.2022.1932>

Cheng, X., Su, Y., He, X., Wei, Y., Wei, W., & Wu, D. (2012). Soil bacterial community composition and diversity respond to cultivation in Karst ecosystems. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 28(1), 205–213. <https://doi.org/10.1007/s11274-011-0809-0>

Cleveland, C. C., Nemergut, D. R., Schmidt, S. K., & Townsend, A. R. (2007). Increases in soil respiration following labile carbon additions linked to rapid shifts in soil microbial community composition. *Biogeochemistry*, 82, 229–240. <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9065-z>

Clewell, A. F., & Aronson, J. (2013). *Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession* (2nd ed.). Island Press.

Collins-Johnson, C. (2009). Resource stoichiometry elucidates the structure and function of arbuscular mycorrhizas across scales. *New Phytologist*, 185(3), 631–647.

Cruz-Flores, G., Guerra-Hernández, E. A., Valderrabano-Gómez, J. M., & Campo-Alves, J. (2020). Indicadores de calidad de suelos en bosques templados de la Reserva de la Biosfera Los Volcanes, México. *Terra Latinoamericana*, 38(4), 781–793. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i4.421>

Cruz-Macías, W. O., Rodríguez-Larramendi, L. A., Salas-Marina, M. Á., Hernández-García, V., Campos-Saldaña, R. A., Chávez-Hernández, M. H., & Gordillo-Curiel, A. (2020). Efecto de la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico en la acidez de suelos cultivados con maíz en dos regiones de Chiapas, México. *Terra Latinoamericana*, 38(3), 475–480. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i3.506>

Dawson, W., Moser, D., van Kleunen, M., Kreft, H., Pergl, J., Pyšek, P., Weigelt, P., Winter, M., Lenzner, B., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Cassey, P., Scrivens, S. L., Economo, E. P., Guénard, B., Capinha, C., Seebens, H., García-Díaz, P., Nentwig, W., ... Essl, F. (2017). Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology & Evolution*, 1(186), 1–7.

Dickson, N., Richard, T., & Kozlowski, R. (1991). *Composting to reduce the waste stream: A guide to small-scale food and yard waste composting*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service.

Epstein, E., & Bloom, A. J. (2005). *Mineral nutrition of plants: Principles and perspectives*. Sinauer Associates.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2007). *Informe sobre recursos mundiales de suelo 103*. FAO.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2015). *Suelos y biodiversidad* (4 pp.). <http://www.fao.org/3/a-i4551s.pdf>

Ferrera-Cerrato, R., Rojas-Avelizapa, N. G., Poggi-Varaldo, H. M., Alarcón, A., & Cañizares-Villanueva, R. O. (2006). Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 48(2), 179–187. <https://www.medigraphic.com/pdfs/lamicro/mi-2006/mi062s.pdf>

Gadd, G. M. (2010). Metals, minerals and microbes: Geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology*, 156(3), 609–643. <https://doi.org/10.1099/mic.0.037143-0>

Govindarajulu, M., Pfeffer, P. E., Jin, H., Abubaker, J., Douds, D. D., Allen, J. W., Bücking, H., Lammers, P. J., & Shachar-Hill, Y. (2005). Nitrogen transfer in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Nature*, 435(7043), 819–823. <https://doi.org/10.1038/nature03610>

Güsewell, S. (2004). N:P ratios in terrestrial plants: Variation and functional

significance. *New Phytologist*, 164(2), 243–266. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01192.x>

Heredia Telles, A., Pérez Verdín, G., Serrano Flores, M. E., & Ávila Meléndez, L. A. (2022). El enfoque de paisaje como base para la política forestal: El caso de México. *Economía, Sociedad y Territorio*, 22(69), 367–395. <https://doi.org/10.22136/est20221759>

Herrick, J. E., Schuman, G. E., & Rango, A. (2006). Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation*, 14(3–4), 161–171. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.001>

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2001). *Síntesis de información geográfica del Estado de México: Suelos*. INEGI.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (s. f.). *Censo Agropecuario 2022*. Recuperado el 20 de agosto de 2023 de <https://www.inegi.org.mx/programas/ca/2022/>

Kellogg, E. A. (1998). Relationships of cereal crops and other grasses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95(5), 2005–2010. <https://doi.org/10.1073/pnas.95.5.2005>

Lebeau, T. (2011). Bioaugmentation for in situ soil remediation: How to ensure the success of such a process. En A. Singh, O. Ward, & P. Scheu-Hackenberg (Eds.), *Bioaugmentation, biostimulation and biocontrol* (pp. 129–186). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-19769-7_7

Leigh, J., Hodge, A., & Fitter, A. H. (2009). Arbuscular mycorrhizal fungi can transfer substantial amounts of nitrogen to their host plant from organic material. *New Phytologist*, 181(1), 199–207. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02630.x>

Madroñero-Palacios, S. M., & Muñoz-Guerrero, D. A. (2024). Principios conceptuales de la restauración ecológica. *Tecnología en Marcha*, 37(3), 88–99. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=699878490010>

Malicka, M., Magurno, F., & Piotrowska-Seget, Z. (2022). Plant association with dark septate endophytes: When the going gets tough (and stressful), the tough fungi get going. *Chemosphere*, 302, 134830. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134830>

Martínez-Hernández, S., Sánchez-González, A., Martínez-Falcón, A. P., Núñez de Cáceres-González, F. F., & Octavio-Aguilar, P. (2016). Bacterias y plantas: ¿Son útiles en la remediación de suelos contaminados con hidrocarburos? *TecnoINTELECTO*, 13(1), 1–10. [https://www.itvictoria.edu.mx/investigacion/tecnointelecto/TecnoINTELECTO-%20FINAL-13\(1\)-14-OCT2016.pdf](https://www.itvictoria.edu.mx/investigacion/tecnointelecto/TecnoINTELECTO-%20FINAL-13(1)-14-OCT2016.pdf)

Mengel, K., & Kirkby, E. A. (2001). *Principles of plant nutrition* (5th ed.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-010-1009-2>

Miller, R. M., Miller, S. P., Jastrow, J. D., & Rivetta, C. B. (2002). Mycorrhizal mediated feedbacks influence net carbon gain and nutrient uptake in *Andropogon gerardii*. *New Phytologist*, 155(1), 149–162. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00429.x>

Mireles, L. P. (2009). *Manual de prácticas de laboratorio de edafología y evaluación de tierras*. Universidad del Estado de México, Facultad de Planeación Urbana y Regional.

Mola, I., Sopena, A., & de Torre, R. (Eds.). (2018). *Guía práctica de restauración ecológica*. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica. <https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/content/guia-practica-de-restauracion-ecologica>

Muñoz-Iniestra, D. J., Mendoza, C. A., López, G. F., Soler, A. A., & Hernández, M.

- M. M. (2002). *Edafología: Manual de métodos de análisis del suelo*. FES Iztacala, UNAM.
- Nair, D. N., & Padmavathy, S. (2014). Impact of endophytic microorganisms on plants, environment and humans. *The Scientific World Journal*, 250693. <https://doi.org/10.1155/2014/250693>
- Olivera-Morales, D., Castillo-Argüero, S., Guadarrama, P., Ramos-Zapata, J., Álvarez-Sánchez, J., & Hernández-Cuevas, L. (2011). Establecimiento de plántulas de *Quercus rugosa* Née inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares en un bosque templado de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 89, 115–121. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-21282011000200007
- Ospina-Arango, O. L., Vanegas-Pinzón, S., Escobar-Niño, G. A., Ramírez, W., & Sánchez, J. J. (2015). *Plan nacional de restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas degradadas (PNR)*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. https://www.udea.edu.co/wps/wcm/connect/udea/4206a429-9039-4a2e-a0cb-887f1056f1dc/Anexo+5.+Plan+Nacional+de+Restauración_compressed.pdf
- Phillips, J. M., & Hayman, D. S. (1970). Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society*, 55, 158–161.
- Reyes-Jaramillo, I., Montañón, N., & González, E. (2020). Hongos endófitos septados, pero no los micorrízicos arbusculares, afectan el crecimiento temprano de *Quercus hintonii*, un encino endémico del Estado de México. *Botanical Sciences*, 98(3), 453–463. <https://doi.org/10.17129/botsci.2505>
- Román, P., Martínez, M. M., & Pantoja, A. (2013). *Manual de compostaje del agricultor: Experiencias en América Latina*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Oficina Regional para América Latina y el Caribe. <https://www.fao.org/4/i3388s/i3388s.pdf>
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). (2017). *Planeación agrícola nacional 2017–2030: Avena forrajera mexicana*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/256424/B_sico-Avena.pdf
- Santos, M., Rebola, S., & Evtuguin, D. V. (2025). Soil remediation: Current approaches and emerging bio-based trends. *Soil Systems*, 9, 35. <https://doi.org/10.3390/soilsystems9020035>
- Scursoni, J., Martín, A., Abbati, P., Bastanchuri, M., Gueventter, M., Di Iorio, E., Pulido, A., Sherriff, T., & Quistre, J. (2021). Crecimiento, supervivencia y fecundidad de individuos de *Avena fatua* L. tratados con herbicidas inhibidores de ALS e inhibidores de ACCasa. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 47(3), 361–366. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86469695007>
- Shah, S. S., Li, Z., Yan, H., Shi, L., & Zhou, B. (2020). Comparative study of the effects of salinity on growth, gas exchange, N accumulation and stable isotope signatures of forage oat (*Avena sativa* L.) genotypes. *Plants*, 9(8), 1025. <https://doi.org/10.3390/plants9081025>
- Sinsabaugh, R. L., Belnap, J., Findlay, S. G., Follstad Shah, J. J., Hill, B. H., Kuehn, K. A., Kuske, C. R., Litvak, M. E., Martinez, N. G., Moorhead, D. L., & Warnock, D. D. (2014). Extracellular enzyme kinetics scale with resource availability. *Biogeochemistry*, 121, 287–304. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-0030-y>
- Smith, S. E., & Read, D. J. (2008). *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press.
- Spohn, M. (2016). Element cycling as driven by stoichiometric homeostasis of soil microorganisms. *Basic and Applied Ecology*, 17(6), 471–478.

<https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.05.003>

Sterner, R. W., & Elser, J. J. (2002). *Ecological stoichiometry: The biology of elements from molecules to the biosphere*. Princeton University Press.

Thirkell, T. J., Campbell, M., Driver, J., Pastok, D., Merry, B., & Field, K. J. (2021). Cultivar-dependent increases in mycorrhizal nutrient acquisition by barley in response to elevated CO₂. *Plants, People, Planet*, 3(5), 553–566. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10174>

Tu, C., Booker, F. L., Watson, D. M., Chen, X., Rufty, T. W., Shi, W., & Hu, S. (2006). Mycorrhizal mediation of plant N acquisition and residue decomposition: Impact of mineral N inputs. *Global Change Biology*, 12(5), 793–803. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01149.x>

van der Heijden, M.G.A., Klironomos, J.N., Ursic, M., Moutoglis, P et al. (1998). Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, 396 (5). <https://doi.org/10.1038/23932>

van der Sloot, M., Kleijn, D., De Deyn, G. B., & Limpens, J. (2022). Carbon to nitrogen ratio and quantity of organic amendment interactively affect crop growth and soil mineral N retention. *Crop and Environment*, 1, 161–167. <https://doi.org/10.1016/j.crope.2022.08.001>

Vargas Ríos, O. (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 221–246.

Villaseñor-Mir, H. E., Espitia-Rangel, E., Huerta-Espino, J., Osorio-Alcalá, L., Hortelano-Santa Rosa, R., Martínez-Cruz, E., & Rodríguez-García, M. F. (2018). Ágata: Nueva variedad de avena (*Avena sativa* L.) para la producción de grano en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(5), 1083–1088.

Violi, H. A., Menge, J. A., & Beaver, R. J. (2007). *Chaetomium elatum* (Kunze: Chaetomiaceae) as a root-colonizing fungus in avocado: Is it a mutualist, cheater, commensalistic associate, or pathogen? *American Journal of Botany*, 94(4), 690–700. <https://doi.org/10.3732/ajb.94.4.690>

Wieczorek, K., & Bell, C. A. (2025). Exploited mutualism: The reciprocal effects of plant parasitic nematodes on the mechanisms underpinning plant–mutualist interactions. *New Phytologist*, 246, 2435–2439. <https://doi.org/10.1111/nph.70125>

CONCLUSIONES GENERALES

La presente investigación permitió confirmar que la funcionalidad del ecosistema edáfico está determinada por la interacción estrecha entre sus propiedades físicas, químicas y biológicas. El diagnóstico realizado evidenció que los cambios en él disminuyen la materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes esenciales y la calidad estructural edáfica, lo que deriva en un deterioro de los procesos biogeoquímicos y de la capacidad del sistema para sostener su funcionalidad. Se identificó que los ambientes conservados presentan condiciones más favorables en términos nutrimentales y biológicos, mientras que los sistemas perturbados y reforestados reflejan distintos grados de alteración.

Al respecto, las interacciones entre HMA y HESO, demostraron ser altamente sensibles a las condiciones edáficas y al grado de perturbación, ya que su variación en los diferentes escenarios analizados confirman la naturaleza dinámica y funcional de estas asociaciones, las cuales responden a la disponibilidad de recursos y a las condiciones del medio. De esta manera, se valida su utilidad como indicadores biológicos del estado del suelo, al reflejar tanto su calidad como su estabilidad ecosistémica.

Experimentalmente, los resultados de los microcosmos mostraron que la productividad vegetal está condicionada por la disponibilidad de nutrientes, así como por la eficiencia de las asociaciones simbióticas. No obstante, se observó que, estas interacciones no siempre logran reproducir completamente la funcionalidad del sistema natural, lo que se manifestó en las limitaciones en la colonización micorrízica efectiva y en el rendimiento de *Avena sativa*. Este resultado refuerza la

idea de que la restauración de la funcionalidad edáfica no depende solo de la presencia de los organismos, sino de la integración de las condiciones ambientales necesarias para su adecuada interacción.

Pese a las limitaciones, el microcosmos demostró ser una herramienta experimental viable, al permitir la recreación de procesos clave del sistema edáfico y la evaluación controlada de las interacciones planta–microorganismo. Su capacidad para completar el ciclo de vida del cultivo y generar rendimientos comparables a sistemas tradicionales, indica que es una aproximación útil para analizar la dinámica nutrimental y los procesos biológicos asociados a la productividad del suelo, así como para probar estrategias de restauración en condiciones controladas.

Los resultados permiten establecer que una propuesta efectiva de restauración debe considerar: I) la recuperación de la materia orgánica como eje estructural del sistema, II) la restitución y manejo de nutrientes limitantes como nitrógeno y fósforo, III) la promoción y bioestimulación de la microbiota edáfica funcional, en particular de los HMA y HESO, y IV) la reconstrucción de las interacciones biológicas en la rizosfera como base para restablecer los ciclos biogeoquímicos. En este sentido, la restauración del suelo no puede abordarse desde una perspectiva exclusivamente fisicoquímica, sino que requiere una aproximación integral que considere la biodiversidad microbiana como un elemento central para recuperar la funcionalidad y estabilidad del ecosistema.

ANEXO. ACTIVIDADES DE DIFUSIÓN

PARTICIPACIÓN EN CONGRESOS, SIMPOSIOS Y SEMINARIOS

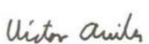
Constancia

 **UAEMéx**
Universidad Autónoma
del Estado de México

 **ICAR**
Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales
Universidad Autónoma del Estado de México

El "IX SEMINARIO TRANSDISCIPLINARIO DE TESISISTAS Y OTROS ACTORES
LOCALES TRABAJANDO EN LA CUENCA PRESA DE GUADALUPE"
otorga la presente constancia de participación a
la Mtra. en E. Alejandra García Mares
por su contribución en modalidad **PONENCIA**.
"Análisis funcional de la microbiota edáfica y su relación con la
diversidad, estructura y conservación de una comunidad forestal en
Isidro Fabela, Estado de México"




Dr. Víctor Ávila Akerberg
Instituto de Ciencias Agropecuarias y
Rurales, UAEM


M. en C. Tanya González Martínez
Instituto de Ciencias Agropecuarias y
Rurales, UAEM

Tlaxala, Estado de México, 17 y 18 de octubre de 2020

 **VIII SIMPOSIO**
Ecología, Manejo y Conservación de los Ecosistemas
de Montaña en México

 **UNIVERSIDAD DE
GUANAJUATO**

El Departamento de Biología
de la División de Ciencias Naturales y Exactas
otorga la presente

CONSTANCIA
a

García Mares Alejandra, Moreno Espíndola Pável Iván,
Ferrara Guerrero María Jesús, Gama Flores José Luis

Por su participación como Ponente en la modalidad de Presentación Infografía con el trabajo titulado
Propuesta para la recuperación de un suelo forestal en el municipio de Isidro Fabela, Estado de México
en el
VIII Simposio
"Ecología, Manejo y Conservación de los Ecosistemas de Montaña en México"
Guanajuato, Gto., 24 de septiembre de 2021

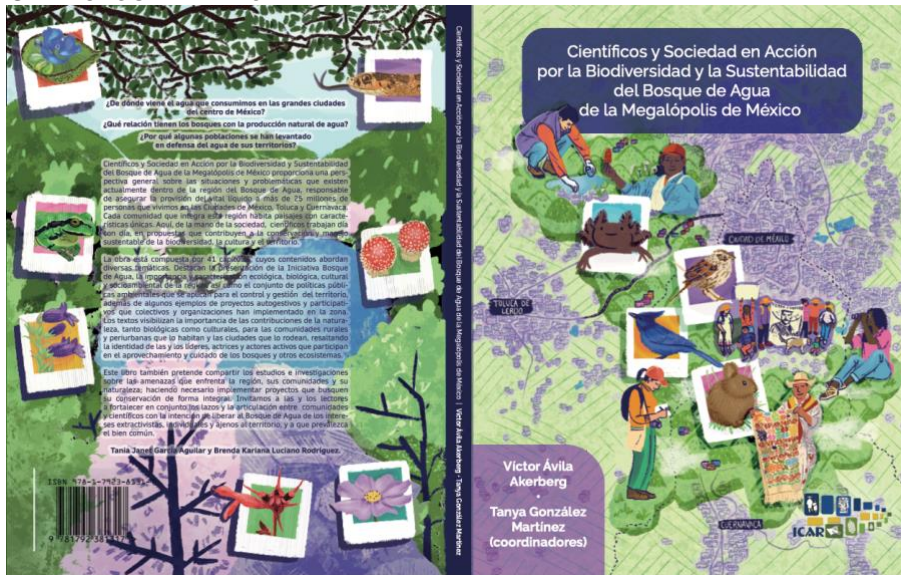

Dr. Agustín Ramón Uribe Ramírez
Director
División de Ciencias Naturales y Exactas


Dra. Hortensia Patricia Cuéllar Mata
Directora
Departamento de Biología


Dra. Suria Gisela Vasquez Morales
Presidenta
Comité Organizador



CAPÍTULOS DE LIBRO



12. Guía de buenas prácticas para la recolección de hongos silvestres comestibles.
Alejandra García Mares, Jonás Millán Castañeda, José Luis Gama Flores y María Elena Huidobro Salas. (2022).

https://www.researchgate.net/publication/366733170_Cientificos_y_Sociedad_en_Accion_por_la_Biodiversidad_y_la_Sustentabilidad_del_Bosque_de_Agua_de_la_Megalopolis_de_Mexico



1.10 Diversidad, servicios ecosistémicos y gestión sustentable de los hongos silvestres de Tlazala, municipio de Isidro Fabela, Estado de México.

Uriel Marín Ávila, Alejandra García Mares, Cristina Burrola Aguilar, Jonás Millán Castañeda, Víctor Ávila Akerberg, José Luis Gama Flores. (2023).

https://www.researchgate.net/publication/376716739_Del_monte_baja_la_vida_historia_biocultural_de_la_cuenca_presa_de_Guadalupe

PONENTE EN CURSOS



TUTORÍAS



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA
SECRETARÍA GENERAL ACADÉMICA
CARRERA DE BIOLOGÍA

La Jefatura de la Carrera de Biología otorga la presente **CONSTANCIA**

a

ALEJANDRA GARCÍA MARES

Por haber fungido como **Tutor** de **Samantha Irais Argüello Domínguez**, con número de cuenta **319104118** quien estuvo inscrito en la asignatura de **Laboratorio de Investigación Científica VII** en el grupo **1701** donde desarrolló el trabajo titulado **Evaluación del efecto de la presencia de hongos micorrízicos arbusculares y hongos endófitos septados oscuros en Cucurbita pepo** durante el semestre **2025-1**, reconociéndole **5 horas/semana/mes**.

"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"

Hugo Virgilio Perales Vela

Dr. Hugo Virgilio Perales Vela
Jefe de la Carrera de Biología



uscDCV1taC0MupnFuz0n0-G0



Facultad de Estudios Superiores
IZTACALA

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA
SECRETARÍA GENERAL ACADÉMICA
CARRERA DE ECOLOGÍA

La Jefatura de la Carrera de Ecología otorga la presente constancia

a

Alejandra García Mares

Por fungir como **tutor/a** de **José Andrés González Cajero** con número de cuenta **320193091** inscrito en **Seminarios de Investigación I** desarrollando el proyecto titulado **Evaluación de la colonización micorrízica sobre Avena sativa L. en suelos contaminados por dos concentraciones de fertilizante fosfatado** durante el semestre **2025-2** con 4 horas/semana/mes.

Los Reyes Iztacala a 27 de junio del 2025
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"


Dr. Roberto Edmundo Munguía Steyer
Jefe de la Carrera de Ecología



4P2DmvaW0C0qpg4/92

Se expide la presente constancia con fines informativos, en el marco de actividades extracurriculares y de desarrollo académico, a efectos del propio interesado.



Ecología
Iztacala



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA
SECRETARÍA GENERAL ACADÉMICA
CARRERA DE BIOLOGÍA

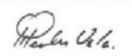
La Jefatura de la Carrera de Biología otorga la presente **CONSTANCIA**

a

ALEJANDRA GARCÍA MARES

Por haber fungido como **Tutor** de **Samantha Irais Argüello Domínguez**, con número de cuenta **319104118** quien estuvo inscrito en la asignatura de **Laboratorio de Investigación Científica VIII** en el grupo **2801** donde desarrolló el trabajo titulado **Aislamiento e identificación de esporas de hongos micorrízicos en suelo de la localidad de Isidro Favela, Tlaxala, Estado de México** durante el semestre **2025-2**, reconociéndole **5 horas/semana/mes**.

"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"


Dr. Hugo Virgilio Perales Vela
Jefe de la Carrera de Biología



Myp8G0ss08A2n7FSU_8

ARTÍCULO CIENTÍFICO

García-Mares, A., Moreno-Espíndola, I. P., Carballar-Hernández, S., Gama- Flores, J. L., and Ferrara-Guerrero, M. J. (2024). Colonization Patterns by Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Dark Septate Endophytes in a Forest Ecosystem of the Municipality of Isidro Fabela, State of Mexico. *Terra Latinoamericana*, 42, 1-12. e1760. <https://doi.org/10.28940/terra.v42i0.1760>
<https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/1760>