

COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

**ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES
ECTOMICORRÍZICAS EN CORTAS DE
REGENERACIÓN COMPLETAS CON RETENCIÓN
ESTRUCTURAL**

ANA LUCILA SOTO GIL

T E S I S

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

MAESTRA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2021

La presente tesis titulada: **Estructura de las comunidades ectomicorrízicas en cortas de regeneración completas con retención estructural**, realizada por la alumna: **Ana Lucila Soto Gil**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS
CIENCIAS FORESTALES


CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



Dr. Alejandro Velázquez Martínez

ASESOR



Dr. Aurelio Manuel Fierros González

ASESOR



Dr. Jesús Pérez Moreno

Montecillos, Texcoco, Estado de México, Junio de 2021

ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ECTOMICORRÍZICAS EN CORTAS DE REGENERACIÓN COMPLETAS CON RETENCIÓN ESTRUCTURAL

Ana Lucila Soto Gil, M.C.
Colegio de Postgraduados, 2021

RESUMEN

Los microorganismos rizosféricos del suelo son parte fundamental para los ecosistemas, entre ellos se encuentran las ectomicorrizas, que se definen como una asociación simbiótica que se forma entre las raíces de las plantas y los hongos. Sin embargo, se ha documentado que estas comunidades tienden a disminuir cuando el ambiente físico se modifica. Es por ello que esta investigación tuvo como objetivo evaluar los efectos de la aplicación de cortas de regeneración totales sobre la diversidad de las comunidades ectomicorrízicas en un bosque de *Pinus patula* Schl. et Cham en el Ejido Llano Grande, Chignahuapan, Puebla. La metodología se basó en estudios previos; se tomaron muestras de los sitios cosechados durante 2016 y 2018, también se obtuvieron muestras en sitios de retención estructural para tener una referencia de lo existente en la cobertura de bosque natural de la zona. Los resultados indicaron que es evidente la disminución en las comunidades ectomicorrízicas, ocasionada por el manejo intensivo del bosque, ya que se provocan cambios en el ambiente físico, al aumentar la exposición de luz, reducir la humedad, remover el suelo y sobre todo eliminar los hospederos. También las variaciones de algunas características químicas del suelo como: el pH, el fósforo y el nitrógeno son factores que influyen en la diversidad de ectomicorrizas presentes. Sin embargo, la retención de árboles es favorable para el proceso de recuperación de las comunidades.

Palabras clave: Manejo forestal, cortas totales, retención de árboles, ectomicorrizas.

STRUCTURE OF THE ECTOMICORRHIC COMMUNITIES IN COMPLETE REGENERATION SHORTS WITH STRUCTURAL RETENTION

Ana Lucila Soto Gil, M.C.
Colegio de Postgraduados, 2021

ABSTRACT

The rhizospheric microorganisms of the soil are a fundamental part of the ecosystems, among them are the ectomycorrhizae, which are defined as a symbiotic association that is formed between the roots of the plants and the fungi, however it has been documented that these communities tend to decrease when the physical environment changes. That is why this research was aimed to evaluate the effects of the application of total regeneration cuts on the diversity of ectomycorrhizal communities in a *Pinus patula* Schl. et Cham forest in the Llano Grande Ejido, Chignahuapan, Puebla. The methodology was based on previous studies; samples were taken from the sites harvested during 2016 and 2018, and samples were also obtained in structural retention sites to have a reference of what exists in the natural forest cover of the area. The results indicated that the decrease in ectomycorrhizal communities caused by the intensive management of the forest is evident, since they cause changes in the physical environment, by increasing light exposure, reducing humidity, removing the soil and, above all, eliminating the hosts. Also the variations of some chemical characteristics of the soil such as: pH, phosphorus and nitrogen are factors that influence the diversity of ectomycorrhizae present. However, the retention of trees is favorable for the recovery process of the communities.

Keywords: Forest management, clear-cut, tree retention, ectomycorrhizae.

AGRADECIMIENTOS

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología** (CONACYT) por otorgarme una beca para poder realizar mi proyecto de investigación y culminar mi maestría.

Al **Colegio de Postgraduados Campus Montecillos** y en especial al **Programa Forestal** por darme la oportunidad de reforzar y aumentar mis conocimientos durante dos años en la institución.

A mi consejero el **Dr. Alejandro Velázquez Martínez** quien durante todo el proceso me brindó su apoyo y me guio para dar cumplimiento a una de mis metas, agradezco sus aportaciones en conocimiento y la amistad que me ha brindado durante mi estancia.

A mis asesores el **Dr. Aurelio Manuel Fierros González** y el **Dr. Jesús Pérez Moreno**, me apoyaron durante mi trayecto y mediante su experiencia profesional me impartieron mayor conocimiento para implementarlo en mi investigación.

A todos mis maestros del Campus que hicieron posible mi formación y me alimentaron de nuevos conocimientos, pero en especial a la **Dra. Magdalena Martínez**, al **Dr. Valentín J. Reyes**, al **Dr. Héctor de los Santos** y a la **Dra. Patricia Hernández de la Rosa**, por ayudarme en diferentes fases de mi investigación. Por su amistad, comprensión y apoyo.

A los representantes del **Ejido Llano Grande, Chignahuapan, Puebla** por otorgarme la autorización y facilidades para poder llevar a cabo la investigación dentro de sus bosques.

Agradezco a todos aquellos compañeros y amigos **Abel, Diana, Karla, Mitsuo, Mestli, y Orlando** que estuvieron conmigo.

DEDICATORIAS

Este trabajo va dedicado a todas aquellas personas que han estado conmigo en los mejores y peores momentos de mi vida y que han formado parte fundamental en ella.

A mis padres: **José y Lucila** por apoyarme en esta etapa y en varias de mi vida, por enseñarme alcanzar las metas que me proponga.

A mis hermanas **Janeth, Marybel** y en especial a **Paola**, por ayudarme y estar presente en el cumplimiento de mis metas, por sus enseñanzas, consejos y sobre todo las sonrisas que nunca faltan para ser la motivación para seguir adelante frente a situaciones difíciles, pero también por esa tenacidad que me dan para alcanzar los sueños.

A mi esposa **Tahiry Alondra** por apoyarme en todo momento, por motivarme a seguir creciendo como persona y profesionalmente, por confiar en mí en cada paso y formar parte de este logro en mi vida.

A mis sobrinas **Vanessa y Ximena** por ser las niñas de mis ojos y motivarme para aportar mi grano de arena al planeta para construir un mejor futuro para ellas.

A mis abuelos **Félix y Margarita** que ahora son estrellas del cielo y aunque no lograron ver el final de esta etapa, siempre recordare sus consejos y enseñanzas.

CONTENIDO

RESUMEN	iii
ABSTRACT	iv
LISTA DE CUADROS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
Objetivos.....	3
Objetivo general.....	3
Objetivos específicos.....	3
Hipótesis	4
GENERALIDAD DE LAS MICORRIZAS	4
Micorrizas.....	4
Hongos ectomicorrízicos.....	6
Importancia de las ectomicorrizas en ecosistemas forestales	7
ANTECEDENTES	10
Manejo forestal y retención estructural	10
Impacto del manejo forestal sobre la diversidad de hongos ectomicorrízicos	16
CAPITULO I. ESTRUCTURA DE COMUNIDADES DE MORFOTIPOS ECTOMICORRÍZICOS EN BOSQUES DE <i>Pinus patula</i> EN DOS ANUALIDADES DISTINTAS, COMPARADAS CON ÁREAS DE RETENCIÓN.....	20
1.1. RESUMEN	20
1.2. ABSTRACT.....	22

1.3. INTRODUCCIÓN	24
1.4. MATERIALES Y MÉTODOS	26
1.4.1. Área de estudio	26
1.4.2. Muestreo.....	28
1.4.3. Procesamiento en laboratorio.....	31
1.4.4. Muestreo de suelo	33
1.5. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN	34
1.5.1. Índice de Shannon-Wiener (H')	35
1.5.2. Índice de Simpson	36
1.5.3. Análisis multivariado.....	36
1.6. RESULTADOS.....	37
1.6.1. Diversidad y riqueza de ectomicorrizas en los tratamientos.....	37
1.6.2. Diversidad alfa (α) de ectomicorrizas en los tratamientos	51
1.6.3. Correlaciones entre factores edáficos y los índices de diversidad	52
1.6.4. Características edáficas de las anualidades muestreadas.....	55
1.6.5. Efecto de las variables edáficas en la riqueza de ectomicorrizas.....	56
1.7. DISCUSIÓN	58
1.8. CONCLUSIONES	65
LITERATURA CITADA.....	67
CONCLUSIONES GENERALES.....	79
ANEXOS	81
Anexo I. Morfotipos encontrados	81
Anexo II. Apariencia del manto externo de cada morfotipo encontrado.....	82

Anexo III. Tipos de manto de acuerdo con la plataforma Deemy (2020)	85
Anexo IV. Cuerpos fructíferos de algunos hongos encontrados durante la fase en campo.	87

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Número de plantas y especies de hongos formadores de micorrizas arbusculares, ectomicorriza, micorrizas de orquídeas o asociaciones micorrízicas ericoides.	5
Cuadro 2. Participación de micorrizas en los procesos del ecosistema.	8
Cuadro 3. Ubicación y datos dasométricos de cada individuo muestreado.	31
Cuadro 4. Abundancia de morfotipos por tratamiento.	39
Cuadro 5. Abundancia de morfotipos por árbol.	42
Cuadro 6. Análisis de proporciones entre tratamientos.	48
Cuadro 7. Características morfo-anatómicas y su porcentaje de abundancia relativa de los taxa ectomicorrízicos en el Ejido Llano Grande.	50
Cuadro 8. Índices de diversidad de morfotipos en los tres tratamientos evaluados en bosques de Pinus patula, en el Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan.	51
Cuadro 9. Prueba de t de Hutcheson, aplicada a los índices de diversidad de Shannon-Wiener por cada tratamiento.	52
Cuadro 10. Características químicas de los sitios de interés.	56
Cuadro 11. Parámetros químicos de suelo en un modelo de regresión logística.	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de micorrizas. Fuente: Selosse y Le Tacon (1998).	6
Figura 2. Ciclo de intervenciones del Método de Desarrollo Silvícola. Fuente: Modificado de Ramírez (2017).	13
Figura 3. Retención estructural en el Ejido Llano Grande. Fuente propia, 2020.	16
Figura 4. Localización del área de estudio del Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla. Fuente: propia, 2020.	26
Figura 5. Bosque de <i>Pinus patula</i> en el Ejido Llano Grande. Fuente propia, 2020.	28
Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo. Fuente: Elaboración propia, 2020.	29
Figura 7. Representación gráfica del diseño de muestreo en los tres tratamientos silvícolas muestreados. Fuente: Elaboración propia, 2020.	30
Figura 8. Individuo de la anualidad 2018 durante el muestreo en campo. Fuente propia, 2020.	30
Figura 9. Características morfológicas para identificación y agrupación de morfotipos. (Tomado y modificado de CONAFOR, 2007)	32
Figura 10. Marcha metodológica seguida para procesar las muestras recolectadas en campo, tendiente a la separación y caracterización morfo anatómica de los morfotipos ectomicorrízicos presentes en los diversos tratamientos evaluados. Fuente propia, 2020.	33
Figura 11. Muestreo para el análisis de características químicas de suelo. Fuente: Elaboración propia, 2020.	34

Figura 12. Morfotipos ectomicorrízicos presentes en bosques de <i>Pinus patula</i> , representado por el porcentaje de abundancia relativa en el Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla.....	38
Figura 13. Diagrama de Venn para los morfotipos que existen en los tratamientos	41
Figura 14. Composición de la comunidad ectomicorrízica presente en los tres tratamientos evaluados, representados por el porcentaje de abundancia relativa de los morfotipos ectomicorrízicos presentes en bosques de <i>Pinus patula</i> , en el Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla.	43
Figura 15. Morfotipos más abundantes en bosques de <i>Pinus patula</i> en el Ejido Llano Grande. A: M1 con forma irregular pinnada, B: M2 con forma dicotómica, C: M3 con forma dicotómica, D: <i>Cenococcum geophilum</i> con forma ausente.....	44
Figura 16. Morfotipos de abundancia media en bosques de <i>Pinus patula</i> . A: M10, con textura lisa, B: M9, con textura lisa, C: M8, con textura algodonosa.	44
Figura 17. Morfotipos de abundancia baja en bosques de <i>Pinus patula</i> . A: M30, micelio externo ausente, B: M31, con abundante micelio externo, C: M33, ausencia de micelio externo.....	45
Figura 18. Composición de comunidades ectomicorrízicas, considerando el porcentaje de abundancia relativa para el rodal aprovechado durante 2016.	45

Figura 19. Composición de comunidades ectomicorrízicas, considerando el porcentaje de abundancia relativa para el rodal aprovechado durante 2018.	46
Figura 20. Principales morfotipos de comunidades ectomicorrízicas utilizando el porcentaje de abundancia relativa para el área de bosque natural.	47
Figura 21. Porcentajes de los tres principales morfotipos ectomicorrízicos; (a) 79%, (b) el 78% para las anualidades 2016 y 2018, respectivamente y el (c) el 51% para retención estructural dentro del Ejido Llano Grande. Nota: AR= Porcentaje de Abundancia Relativa; M= Morfotipo; spp= otras especies ectomicorrízicas	49
Figura 22. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs fósforo disponible	53
Figura 23. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs pH.....	53
Figura 24. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs nitrógeno disponible.	54
Figura 25. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs materia orgánica.....	54
Figura 26. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs fósforo total.....	55
Figura 27 . Análisis de correlación canónica (CCA) con los morfotipos ectomicorrízicos asociados a <i>P. patula</i> en relación a las características químicas de suelo. CIC: Capacidad de intercambio catiónico, N:	

nitrógeno total, CO: carbono orgánico, M.O.: materia organica, Nd:
nitrógeno disponible, Pd: fósforo disponible, P: fósforo total. 58

INTRODUCCIÓN GENERAL

La biodiversidad es el sostén de la mayor parte de los bienes y servicios ecosistémicos de los bosques (ERVTXHV, 2011). Los microorganismos en el suelo forman parte importante en los ecosistemas y la biodiversidad presente en ellos, pues algunos contribuyen a la descomposición de la materia orgánica y la mineralización de nutrientes (Richter *et al.* 2018).

Alarcón y Ferrera (2000) también mencionan que los microorganismos rizosféricos afectan el crecimiento y nutrición vegetal y ocasionan un desequilibrio en sus funciones, lo cual podría afectar en la productividad sostenida, pues dentro de sus principales actividades microbianas están las reacciones químicas y procesos físicos que contribuyen en el crecimiento vegetal y el mejoramiento de la estructura del suelo.

Richter *et al.* (2018), señalan que la estructura de las comunidades microbianas, puede variar en su composición debido a las características del clima regional, a las propiedades del suelo y en ocasiones a las actividades humanas referidas al manejo de los bosques.

Las micorrizas forman parte importante de los microorganismos en el suelo, que de acuerdo con Molina *et al.* (2005), se definen como una relación mutualista que se establece entre las hifas de un hongo y los tejidos radicales de diversas plantas de cultivo, ornamentales, frutales y forestales. Alarcón y Ferrera (2000) señalan que la relevancia se debe a la estimulación del enraizamiento y crecimiento de las plántulas; mejorar la supervivencia; la reducción de los requerimientos externos de

fosfato; incremento en la producción de frutos, así como producen un aumento de la tasa fotosintética.

Por lo anterior, en los últimos años se ha incrementado el interés por la conservación de la biodiversidad como un elemento importante en la conservación de los ecosistemas forestales, promoviendo la investigación y estrategias que permitan que en la aplicación de los sistemas silvícolas se incorporen medidas de conservación de la cobertura vegetal y recursos asociados (Lazaruk *et al.*, 2005).

Se presume que las poblaciones de ectomicorrizas, se reducen como resultado de la disminución de la cobertura arbórea, ya que su formación está influenciada por las condiciones ambientales del sitio, así como por las características de los árboles hospederos (García, 1997). Actualmente algunos estudios indican que la disminución de población de micorrizas forma parte de la declinación forestal (García, 1997).

En el caso de los aprovechamientos forestales Fedrowitz *et al.* (2014) mencionan que la retención de árboles en distintos porcentajes durante la cosecha, tiende a mitigar los efectos negativos de las cortas totales, esta práctica se ha implementado en los bosques boreales y templados, y la estrategia consiste en dejar una porción del bosque original para mantener la continuidad de la diversidad estructural y composicional de la biodiversidad (Gustafsson *et al.*, 2012).

En algunas áreas de aprovechamiento forestal en México, en donde se aplica el método de regeneración de cortas completas con plantación inmediata, se ha iniciado la práctica de retención estructural variable de árboles. Con base en lo

anterior, el presente trabajo se realizó con la finalidad de evaluar el efecto de la retención de árboles con respecto a las poblaciones de hongos ectomicorrízicos, evaluando áreas que han sido aprovechadas bajo este método en el Ejido Llano Grande, Chignahuapan, Puebla.

REVISIÓN DE LITERATURA

Objetivos

Objetivo general

Evaluar los efectos de la aplicación de cortas de regeneración totales sobre la diversidad de comunidades ectomicorrízicas en un bosque de *Pinus patula* en el Ejido Llano Grande, Chignahuapan, Puebla.

Objetivos específicos

- Determinar si existe una reducción en las poblaciones de ectomicorrizas después de implementar una corta completa.
- Comparar la diversidad de ectomicorrizas entre las anualidades (2016 y 2018) para contrastar con la diversidad encontrada en las áreas de retención estructural.
- Analizar si existe una relación entre las propiedades del suelo respecto a la diversidad de ectomicorrizas presentes en cada anualidad.

Hipótesis

- Al emplear un sistema de cortas completas sobre la cobertura forestal en el Ejido Llano Grande, las poblaciones de ectomicorrizas se reducen en las áreas cosechadas. Sin embargo, estas se restablecen después de un tiempo, especialmente cuando se realizan actividades de reforestación.
- El número de morfotipos encontrados en las áreas de retención estructural es mayor en las de las anualidades de 2016 y 2018.
- Los factores edáficos están relacionados con la variación en las comunidades de ectomicorrizas.

GENERALIDAD DE LAS MICORRIZAS

Micorrizas

La palabra “micorriza” proviene del griego *myces*, que significa hongo y *rhiza* que significa raíz, el término fue acuñado por Frank, un patólogo forestal alemán que estudiaba las raíces de algunos árboles forestales (Camargo-Ricalde *et al.*, 2012).

El término micorriza ha sido definido de distintas formas, una de ellas es que son una asociación mutualista que se produce entre los hongos y las raíces de las plantas; durante el proceso las plantas entregan carbono a los hongos, y estos a su vez entregan nutrientes a las plantas (Mujica Pérez de Castro, 2019); por otro lado Camargo-Ricalde *et al.* (2012), las definen como una asociación constituida por un conjunto de hifas fúngicas, que al entrar en contacto con las raíces de las plantas,

pueden envolverlas formando un manto y penetrarlas intercelularmente a través de las células del córtex.

Otros autores como Alarcón y Ferrera (2000) definen a la micorriza como una asociación simbiótica que se desarrolla entre las plantas y microorganismos; es la asociación de algún hongo en particular que se establece en el sistema radical de algunas plantas.

Existen varios tipos de asociaciones de micorrizas, la división principal se basa en el tipo de contacto celular (Cuadro 1); en las endomicorrizas se forman las estructuras fúngicas dentro de las células de la planta, mientras que en las ectomicorrizas los hongos se restringen al espacio inter celular en las capas corticales y epidérmicas de las raíces finas y no perforan la membrana celular (Heinonsalo, 2004).

Cuadro 1. Número de plantas y especies de hongos formadores de micorrizas arbusculares, ectomicorriza, micorrizas de orquídeas o asociaciones micorrízicas ericoides.

Tipo de micorrizas	Grupos de plantas	Núm. de especies de plantas con hongos micorrízicos	Identidad fúngica	Total estimado de taxones fúngicos
Micorrizas arbusculares	Principalmente hierbas, pastos y algunos árboles <i>Pinaceae</i> y angiospermas	200,000	Glomeromycota	300-1,600
Ectomicorrizas	(en su mayoría árboles y arbustos de clima templado)	6,000	Basidiomycota y Ascomycota	20,000
Micorrizas de orquídeas	Orquídeas	20,000-35,000	Basidiomycota	25,000
Micorrizas ericoides	Miembros de la familia <i>Ericaceae</i> , algunas hepáticas	3,900	Algunos de Ascomycota	>150
Especies de plantas no micorrízicas	<i>Brassicaceae</i> , <i>Crassulaceae</i> , <i>Orobanchaceae</i> , <i>Proteaceae</i> , etc.	51,500		

Fuente: Van Der Heijden *et al.* (2015).

De manera más específica Peterson y Massicotte (2004), proponen una clasificación de las micorrizas basada en las características morfológicas de la colonización; dichos autores distinguen seis tipos: ectomicorrizas, arbusculares, arbutoides, monotropoides, ericoides y orquideoide en la Figura 1 puede apreciarse la diferencia entre algunos tipos de micorriza.

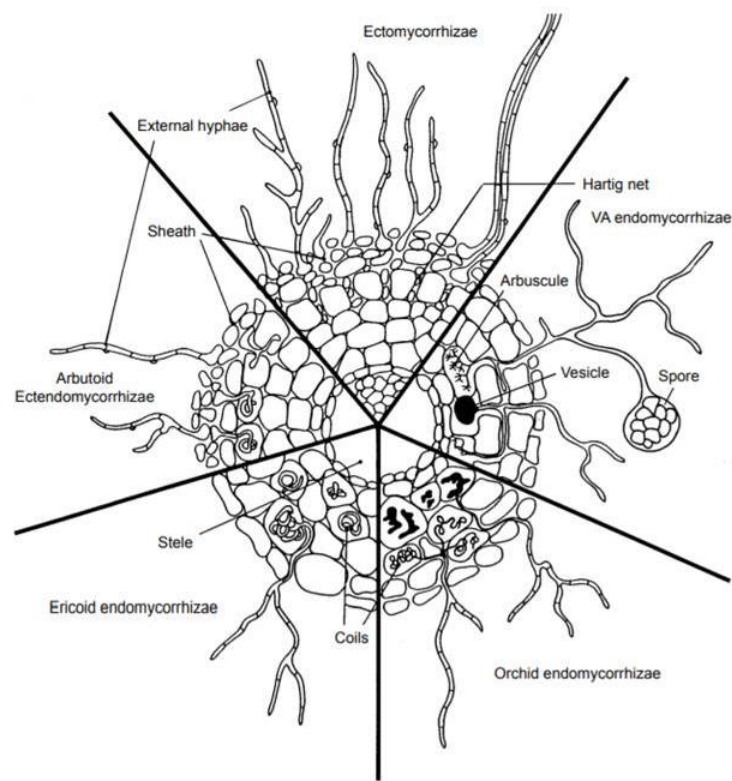


Figura 1. Tipos de micorrizas. Fuente: Selosse y Le Tacon (1998).

Hongos ectomicorrízicos

Teniendo en cuenta a Galindo-Flores *et al.* (2015) las ectomicorrizas son definidas como una relación simbiótica entre las raíces de árboles o arbustos autotróficos y un hongo cuyas hifas forman un manto alrededor de éstas; durante esta asociación

el hongo también desarrolla una red de Hartig que es en donde se lleva a cabo la transferencia de nutrientes entre las células fúngicas y los vegetales.

Molina *et al.* (2005), destacan que las ectomicorrizas son relativamente poco frecuentes; entre un 3 y 5% de las plantas terrestres establecen este tipo de simbiosis; su mutualismo se ha reportado especialmente en especies forestales como pinos, encinos, abetos, sauces y nogales, entre otros.

Importancia de las ectomicorrizas en ecosistemas forestales

A lo largo de los años se ha demostrado que los hongos ectomicorrízicos influyen en la planta huésped de distintas maneras, una de ellas y que enfatiza García (1997), es el mejoramiento en la nutrición, debido a que las raíces micorrizadas tienden a aumentar su extensión y tienen un mayor volumen de exploración en el suelo, lo cual también mejora el proceso de absorción de agua, Montañó Arias *et al.*, (2010), agregan que las ectomicorrizas también suelen contribuir a la protección contra patógenos, además de protegerlas de altas concentraciones de metales pesados.

Autores como Van Der Heijden *et al.* (2015) señalan que las ectomicorrizas tienen una gran influencia en la productividad y la diversidad de las plantas y en el funcionamiento de los ecosistemas (Valdés-Ramírez, 2011) ya que este tipo de simbiosis juega un papel clave en el ciclo del carbono (C), del nitrógeno (N) y del fósforo (P). Los primeros autores generaron un cuadro, en donde se describen los procesos en los que participan las diferentes asociaciones micorrízicas (Cuadro 2).

Cuadro 2. Participación de micorrizas en los procesos del ecosistema.

Proceso del ecosistema	Tipo de micorriza	Contribución micorrízica estimada al proceso del ecosistema
Ciclo del carbono		
Productividad de la planta	AM	0-80 %
	EM	0-80 %
	Ericoide	0-50 %
	Orquídea	100 % (protocorms)
		Desconocido (orquídeas verdes)
Descomposición	AM	0-10 %
	EM	0-30 %
Ciclo del nitrógeno		
Adquisición de nitrógeno vegetal	AM	0-20 %
	EM, Ericoide	0-80 %
Reducción de las pérdidas por lixiviación de N	AM, EM,	0-50 %
	Ericoide	
Desnitrificación, pérdidas de N₂O	AM, EM	
Ciclo del fósforo		
Captación de fósforo de la planta	AM	0-90 %
	EM	0-70 %
	Ericoide	0-80 %
	Orquídea	100%
Regulación de la diversidad vegetal		
Estimulación de la diversidad vegetal	AM	0-50 %
Reducción de la diversidad vegetal	AM	-20-0%

Continúa...

Cuadro 2. Participación de micorrizas en los procesos del ecosistema...continuación.

Proceso del ecosistema	Tipo de micorriza	Contribución micorrízica estimada al proceso del ecosistema
Otros procesos ecosistémicos fuertemente afectados por hongos micorrízicos		
Agregación de suelo	AM, EM	
	AM, EM	
Supervivencia de plántulas	Ericoide	
	Orquídea	

Fuente: Van Der Heijden *et al.* (2015). Dónde: AM (micorrizas arbusculares) y EM (ectomicorrizas).

Los hongos obtienen azúcares simples que llegan a constituir hasta el 30% de la productividad primaria neta, en el caso de plántulas (Garibay-Orijel *et al.* 2013).

En una investigación reciente, Sánchez *et al.* (2015), argumentan que las ectomicorrizas ayudan a reducir los daños causados por erosión y a mantener la estructura del suelo mediante la producción de micelio y sustancias adherentes.

La relación simbiótica de los hongos ectomicorrízicos es uno de los procesos vitales para las comunidades forestales debido a las funciones que desempeñan y que se han mencionado anteriormente, las ectomicorrizas son encontradas asociadas con frecuencia en los ecosistemas templados, en donde son muy abundantes (Durán-Manuel *et al.* 2017).

A pesar de las diferentes funciones que pueden tener los hongos micorrízicos, es escasa la información sobre estos microorganismos, pero se sabe que la presencia de este tipo de asociaciones simbióticas es utilizada como indicador de la continuidad de los ecosistemas forestales (Jasso-Arriaga *et al.*, 2016).

ANTECEDENTES

Manejo forestal y retención estructural

El manejo del bosque en México se ha llevado a cabo desde hace muchos años, comenzando con el aprovechamiento de leña y carbón; sin embargo, debido al aumento en el consumo de madera, aunado al aprovechamiento inadecuado, ha ocasionado la pérdida de grandes superficies de bosques (Aguirre-Calderón, 2015).

Actualmente siguen existiendo varios factores que han puesto en riesgo la estabilidad de los recursos naturales; dentro de ellos se encuentran el crecimiento poblacional; el cambio de uso de suelo (principalmente para agricultura), entre otros (SEMARNAT, 2015); sin duda todos los factores han influido en el equilibrio ambiental, razón por la cual se han buscado alternativas que permitan seguir aprovechando los recursos de manera sustentable, sin desgastar en forma significativa los servicios ecosistémicos que estos proveen.

Ante esto, surge como estrategia del manejo forestal sustentable, al cual Ramírez (2017) define como todas aquellas acciones o procedimientos que van enfocados a ordenar, proteger, conservar, restaurar y aprovechar los recursos forestales, de manera que se consideren todos los principios ecológicos.

A pesar de que el aprovechamiento maderable se ve limitado por algunos factores como la topografía, la baja productividad y la afectación por algunos disturbios como los incendios forestales, Jardel (2012) argumenta que las áreas forestales pueden ser muy productivas, siempre y cuando se apliquen los sistemas de manejo adecuados, pudiendo cubrir la demanda nacional de productos maderables y no maderables, sin olvidar los servicios ambientales que ofrece el bosque.

Existen diferentes métodos de manejo y sistemas silvícolas, estos últimos van referidos a los métodos para aprovechar los bosques, implementar las estrategias adecuadas para regenerarlo y hacer que crezcan mejor (Puettmann *et al.* 2016).

En 1944 surge el Método de Ordenación de Bosques, dicho método está compuesto por procedimientos para regular la intensidad y el ciclo de corta; 20 años después el nombre fue modificado a Método Mexicano de Ordenación de Montes (MMOM). En 1984 se modificó nuevamente con la finalidad de establecer una estructura diamétrica normal de tipo Liocourt, por lo que el nombre cambió a Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), requiriéndose para aplicar este método conocer las existencias reales actuales y el incremento de cada especies (Ramírez, 2017).

Posteriormente se analizó que el método no podía aplicarse de manera global en los bosques, pues cada uno de ellos contaba con diferentes características; es ahí donde surge el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), el cual considera técnicas silvícolas a corto, mediano y largo plazo, con el objetivo de maximizar el aprovechamiento del potencial productivo maderable y lograr la formación de un

bosque regular normal (Ramírez, 1998). Actualmente es el segundo método más empleado en México y es uno de los métodos más intensivos para bosques coetáneos (Ramírez, 2017).

Ramírez (2017) destaca la secuencia de las intervenciones del MDS, las cuales se aprecian en la Figura 2.

De acuerdo a Beltrán (2012) las características del MDS son:

- Manejo de recursos por unidad de área
- Reducción de costos en operaciones
- Va enfocado a la producción de madera

Según la edad promedio, la densidad y los estratos, pueden aplicarse los siguientes tratamientos silvícolas: aclareo no comercial (corta en etapas tempranas), de uno a cuatro aclareos para eliminar todos aquellos individuos débiles y promover el crecimiento de los mejores, una corta principal (árboles padres) y una de liberación.



Figura 2. Ciclo de intervenciones del Método de Desarrollo Silvícola. Fuente: Modificado de Ramírez (2017).

Las cortas de regeneración pueden ser mediante árboles padres o en cortas totales o matarrasa. En la primera se eliminan la mayoría de los arboles presentes y se dejan solo algunos individuos, los cuales pueden quedar aislados o en grupos distribuidos de forma uniforme para poder funcionar como productores de semilla.

El segundo tipo de corta; se refiere a las actividades donde todos los árboles presentes en un rodal son removidos (Musálem y Fierros, 1996).

A lo largo de las investigaciones sobre el comportamiento de la cobertura forestal durante su desarrollo, se ha llegado a la conclusión de que los bosques naturales requieren de manejo silvícola, pues las densidades suelen ser tan altas que en ocasiones parte del arbolado muere. Así mismo es importante mencionar que la dinámica del manejo forestal consideraba el aspecto económico, social y ecológico, y fue a partir del Siglo XXI, donde la proyección del manejo del bosque cambio a una visión ecosistémica, paisajista, integral y de uso múltiple; dicho cambio se realizó con el propósito de mejorar el rendimiento a los recursos forestales, dando a la sociedad diversas opciones de aprovechamiento de productos maderables y no maderables (Aguirre-Calderón, 2015).

Dentro de la nueva modalidad del manejo Hernández-Salas *et al.* (2013) sugieren la utilización de índices de estructura y de diversidad, con la intención de poder observar los efectos de los aprovechamientos o de los tratamientos silvícolas para poder hacer las modificaciones adecuadas para mantener un manejo forestal sustentable.

Cabe señalar que dentro de las modificaciones sobre el manejo del bosque se introduce la silvicultura con retención estructural variable de árboles (hace 25 años aproximadamente) como respuesta a la rápida transformación y homogeneización de los bosques, así como la necesidad de equilibrar mejor los objetivos de la producción de madera y la conservación de la biodiversidad (Fedrowitz *et al.* 2014).

Otros autores como Gustafsson *et al.*, (2012), mencionan que este enfoque surgió como una estrategia para mitigar el impacto ambiental que se ha visto en los ecosistemas durante los últimos años, debido a alteraciones ambientales como el viento, el fuego, la lluvia, entre otros, aunado a las practicas humanas sobre la extracción de material forestal, que no respeta el periodo que el bosque tarda en recuperarse.

Fedrowitz *et al.* 2014, plantean que la retención consiste en hacer una selección de árboles individuales o porciones de bosque intactas, que permanecen después de la cosecha, con el objetivo de dar continuidad a la estructura del bosque para conservar la biodiversidad, y mantener las funciones ecológicas.

Hasta el momento no existe un porcentaje determinado para la retención estructural, sin embargo, a través de diversas investigaciones se ha recomendado un 30%, pero algunos autores como Gustafsson *et al.* (2012) indican que el porcentaje mínimo debe ser del 5 al 10%. En la Figura 3 es posible apreciar la retención en la cercanía de los rodales del Ejido Llano Grande.



Figura 3. Retención estructural en el Ejido Llano Grande. Fuente propia, 2020.

Impacto del manejo forestal sobre la diversidad de hongos ectomicorrízicos

El suelo es uno de los recursos naturales de mayor valor para la vida de humana debido a sus diferentes usos (Ortiz y Ortiz-Solorio, 1990). A través de diversas investigaciones se ha determinado que la calidad de este recurso tiene gran relación con los procesos microbianos y su diversidad, destacando que es necesario el mantenimiento de la estructura de la comunidad microbiana, ya que puede ser utilizada como un indicador de degradación o empobrecimiento del suelo (Pedraza *et al.*, 2010).

Recientemente algunos autores han centrado sus investigaciones en determinar los factores que tienen efectos negativos sobre las comunidades microbianas; tal es el caso de Zamora-Morales *et al.* (2018) quienes argumentaron que dichas comunidades son sensibles a cambios en las propiedades edáficas como: el pH, la

textura, la capacidad de retención de humedad y la capacidad de intercambio catiónico; además Enríquez-Velázquez *et al.* (2017) añaden que la composición de las comunidades fúngicas principalmente están asociadas con el estado nutrimental del suelo (principalmente la presencia de P, N, Na, Ca y Mg).

Aunado a lo anterior, las actividades de extracción de la madera ocasionan cierto grado de compactación y remoción de suelo, lo cual tiene una repercusión en la abundancia y diversidad de hongos ectomicorrízicos (Amaranthus *et al.*, 1996). De manera general, puede decirse que, al existir una perturbación en el suelo, sus propiedades se modifican, por lo cual esa diversidad cambia debido a la destrucción de redes hifales y también por la cantidad de esporas viables encontradas en el suelo (Marrero *et al.*, 2008).

El manejo forestal ha estado sujeto a intensas presiones por la demanda de bienes y servicios de la sociedad (Aguirre-Calderón, 2015); el manejo enfocado a la producción maderable conlleva una serie de actividades que ocasionan cambios en la composición de la masa forestal, lo cual tiene secuelas encima y abajo del suelo (Guarneros, 2017); cuando un conjunto de árboles se pierde o se corta, la viabilidad de los hongos ectomicorrízicos disminuye rápidamente después de dos o tres años (Trusty y Cripps, 2011); algunas especies pueden sobrevivir por el banco de esporas que permanece en el suelo (Varenius *et al.*, 2017).

Otras investigaciones señalan que el impacto del aprovechamiento maderable puede influir directamente en la vegetación por la alteración del suelo, la alteración de la estructura del hábitat, la eliminación de nutrientes e incluso se ha determinado

que las cortas completas (matarrasa) pueden tener impactos significativos en las comunidades fúngicas ectomicorrízicas (Öpik *et al.*, 2008).

Dentro de los tratamientos intermedios del manejo forestal están los aclareos, los cuales se realizan con la finalidad de tener un control en la densidad al eliminar árboles indeseables para favorecer a los mejores individuos (Musálem y Fierros, 1996); de acuerdo con Varenius *et al.* (2017) al estar más dispersos los árboles por las actividades de aclareo, se dificulta la sobrevivencia de las ectomicorrizas.

Otra investigación sobre este tema fue la de Eilertsen (2015), quien manifiesta que existe una diferencia en el número de especies detectadas en los bosques primarios en comparación con las áreas que presentan claros ocasionados por algún aprovechamiento maderable.

Los resultados de Lazaruk *et al.* (2005) revelan que la retención de árboles, ya sea de manera dispersa o compacta puede ser considerada como un medio eficaz para mantener la diversidad de hongos ectomicorrízicos. Eilertsen (2015) complementa que cuando se dejan árboles como retención, estos presentan un mayor número y diversidad de especies ectomicorrízicas en comparación con los claros.

El estudio de Luoma *et al.* (2006) sobre la diversidad ectomicorrízica presente en bosques de *Pseudotsuga menziesii* con influencia de los árboles de retención, se encontraron nueve morfotipos dominantes, entre ellos *Cenococcum geophilum*; los autores ratifican que la retención de árboles tiene un efecto positivo en las comunidades ectomicorrízicas, manteniendo un porcentaje más alto de diversidad que en los sitios en donde hubo algún aprovechamiento. Cabe mencionar que

Varenius *et al.* (2017) dan a conocer, que el hallazgo más importante en su investigación fue que la colonización ectomicorrízica puede recuperarse después de la eliminación de árboles, resaltando que las cortas sucesivas presentan un efecto menor que la cosecha total.

**CAPITULO I. ESTRUCTURA DE COMUNIDADES DE MORFOTIPOS
ECTOMICORRÍZICOS EN BOSQUES DE *Pinus patula* EN DOS ANUALIDADES
DISTINTAS, COMPARADAS CON ÁREAS DE RETENCIÓN.**

1.1. RESUMEN

Una de las especies forestales más utilizadas para aprovechamientos maderables es *Pinus patula*; actualmente esta especie se encuentra bajo manejo forestal en los bosques de Puebla y en algunas localidades se aplican cortas de regeneración totales. Esta especie, como todos los pinos, dependen para su supervivencia de las ectomicorrizas, dada la importancia ecofisiológica de dicha simbiosis. En este trabajo se evaluó el efecto de la aplicación de cortas de regeneración totales sobre la estructura de comunidades ectomicorrízicas, comparadas con áreas de retención estructural variable de un bosque de *P. patula* en Chignahuapan, Puebla. Para llevar a cabo esta investigación se seleccionaron nueve árboles dentro de las zonas de interés para obtener muestras de suelo y poder extraer los morfotipos ectomicorrizados, mismos que fueron caracterizados morfoanatómicamente. En total se contabilizaron 3,137 raíces ectomicorrizadas, dentro de las que se reconocieron 33 morfotipos distintos. Cuatro de ellos dominaron más del 50% de la abundancia relativa total, entre ellos *Cenococcum geophilum*. Existió un efecto negativo en la diversidad de morfotipos entre los rodales con manejo forestal comparado con las áreas de retención. Por lo tanto, el aprovechamiento forestal con la técnica de cortas de regeneración totales tiene un impacto negativo en la diversidad de ectomicorrizas, sin embargo, el mantenimiento de áreas de retención

puede reducir dicho impacto y contribuir al restablecimiento de la diversidad de comunidades ectomicorrízicas a lo largo del tiempo, al ser un reservorio genético diverso de dichas comunidades.

Palabras clave: Retención de árboles, manejo forestal, cortas completas, ectomicorriza.

**STRUCTURE OF COMMUNITIES OF ECTOMYCORRHIZAL MORPHOTYPES IN
PINUS PATULA FORESTS IN TWO DIFFERENT ANNUALITIES COMPARED
WITH RETENTION AREAS.**

1.2. ABSTRACT

One of the forest species mostly used for timber harvesting is *Pinus patula*; Currently this species is under forest management in the forests of Puebla and in some localities total regeneration cuts are applied. This species, like all pines, depend for their survival on ectomycorrhizae, given the ecophysiological importance of this symbiosis. In this work, the effect of the application of total regeneration cuttings on the structure of ectomycorrhizal communities was evaluated, compared with areas of variable structural retention of a *P. patula* forest in Chignahuapan, Puebla. To carry out this research, nine trees were selected within the areas of interest to obtain soil samples and to be able to extract the ectomycorrhizal morphotypes, which were characterized morphoanatomically. In total, 3,137 ectomycorrhized roots were counted, among which 33 different morphotypes were recognized. Four of them dominated more than 50% of the total relative abundance, among them *Cenococcum geophilum*. There was a negative effect on the diversity of morphotypes among the stands with forest management compared to the retention areas. Therefore, forest harvesting with the total regeneration felling technique has a negative impact on the diversity of ectomycorrhizae, however, the maintenance of retention areas can reduce this impact and contribute to the reestablishment of the diversity of ectomycorrhizal communities along the way, over time, being a diverse genetic reservoir of these communities.

Keywords: Tree retention, forest management, clear-cut, ectomycorrhizae.

1.3. INTRODUCCIÓN

Los bosques en México son de gran importancia local y nacional, ya que proveen diversos bienes y servicios para la población, como son: madera para construcción y artesanías, servicios hidrológicos, resinas, aprovechamiento de productos no maderables como los hongos comestibles, plantas medicinales, entre otros (Chapela, 2012). Sin embargo, el problema que se enfrenta actualmente, es que, a pesar de la gran cantidad de hectáreas con bosques y selvas, aproximadamente solo el 15 % de ellos se encuentra bajo manejo forestal (FAO, 2020).

El manejo forestal va referido a la planeación de la cosecha, donde interviene la ejecución de distintas prácticas silvícolas, de forma que se considera la capacidad de recuperación para que los bosques sigan siendo sustentables (Aguirre-Calderón, 2015). Los bosques templados son los más representativos en cobertura forestal, siendo el género *Pinus* uno de los más representativos. Una de las especies más utilizadas para la producción en madera de aserrío es *Pinus patula* Schltdl. et Cham, ya que esta especie tiene un alto potencial productivo, aparte de presentar capacidades adaptativas para poder desarrollarse sin problemas en ecosistemas degradados (CONAFOR, 2020).

Se sabe que las coníferas de los bosques templados y boreales establecen la asociación ectomicorrízica de manera obligada con hongos ectomicorrízicos debido a que las raíces de los árboles colonizadas se asocian con enormes extensiones de micelio externo (Pérez y Read, 2004).

Las ectomicorrizas tienen funciones relevantes y benéficas para sus hospederos, al aportar nutrientes, facilitar el transporte de agua, proteger contra patógenos, e incluso contribuir a la reducción de pérdida de sedimentos, por la extensión del micelio externo que origina cambios en la agregación del suelo (Alem *et al.*, 2020). Sin embargo, algunos autores han reportado una disminución en las comunidades de ectomicorrizas debido a cambios climáticos; a modificaciones en las características químicas del suelo, como: el pH, la disponibilidad de N, P, C, la materia orgánica; también las actividades antropogénicas ocasionan cambios en la diversidad y la cantidad de estas comunidades (Marrero *et al.*, 2008; Reverchon *et al.*, 2010). Dentro de las actividades antropogénicas que causan el deterioro de las comunidades ectomicorrizas, está el manejo forestal, ya que, al aplicar distintos tratamientos silvícolas, parte del arbolado se elimina, lo cual provoca una apertura en el dosel, que se relaciona con mayor exposición de luz, humedad, remoción de suelo, entre otras actividades (Zamora-Morales *et al.*, 2018).

A pesar de la importancia de las ectomicorrizas, el conocimiento sobre ellas y los posibles factores que contribuyen a la disminución y recuperación de estas comunidades ha recibido escasa atención. En este escenario el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la diversidad ectomicorrízica existente en rodales de *Pinus patula* aprovechados mediante matarrasa durante 2016 y 2018 en Chignahuapan Puebla, en comparación con la existente en áreas de retención aledañas y determinar el potencial de mantener poblaciones nativas ectomicorrízicas en dichas áreas de retención como reservorios genéticos de las comunidades ectomicorrízicas.

1.4. MATERIALES Y MÉTODOS

1.4.1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Ejido Llano Grande que se encuentra ubicado en la localidad El Aserradero, Municipio de Chignahuapan, Puebla. Ubicado en la Sierra Norte de Puebla en la región noroccidental del estado, se encuentra entre las coordenadas UTM 592718 y 588251 longitud oeste y 2177819 y 2177671 longitud norte (Figura 4). La altitud promedio del ejido es de 2,800 m, predominando pendientes que van entre 0 y 15%, el clima dominante, basado en la clasificación de Köppen es $C(w_1)(w)$, que se caracteriza por ser un clima templado subhúmedo con lluvias en verano, donde la temperatura no rebasa los 17.6 °C (CONAFOR, 2016).

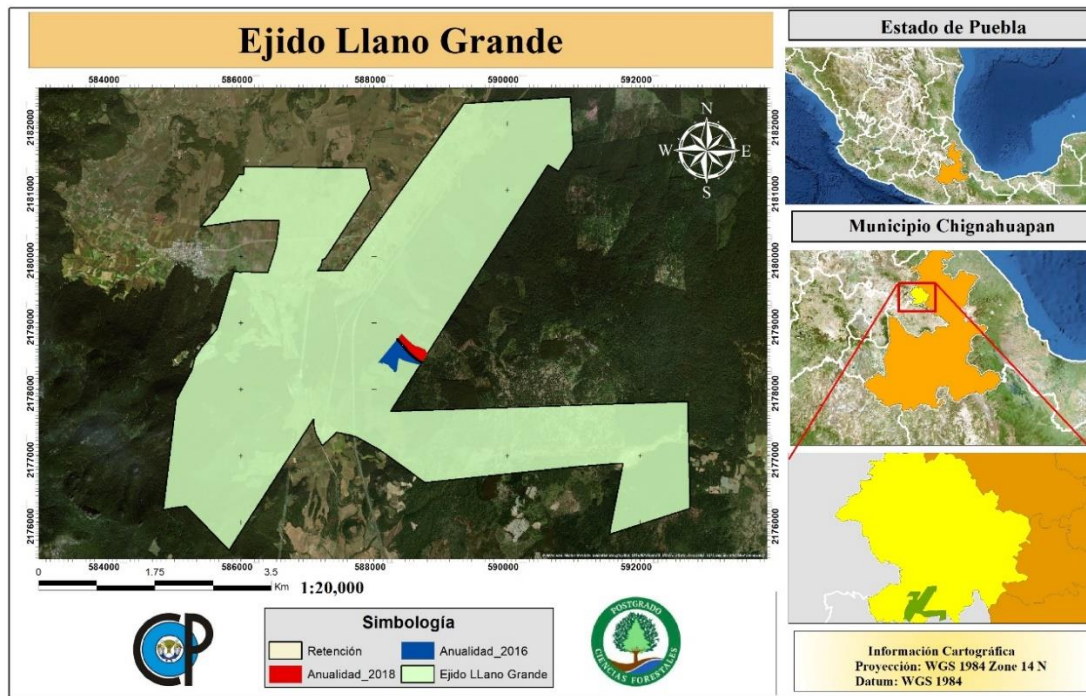


Figura 4. Localización del área de estudio del Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla. Fuente: propia, 2020.

El ejido fue constituido el 4 de agosto de 1937. Su principal actividad económica es el aprovechamiento de sus recursos forestales, ya que, de las 2,345 hectáreas del ejido, alrededor de un 72% corresponden a superficie forestal. Actualmente se utiliza el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), con un ciclo de corta de 10 años y un turno de 50 años, teniendo un volumen autorizado anual de 19,258 m³ y una superficie con alto valor de conservación de 199.91 hectáreas; la vigencia de esta autorización termina en diciembre de 2023 (CONAFOR, 2016).

En el plan de manejo del ejido se menciona que el estrato arbóreo corresponde a bosques de sucesión secundaria, tendiente a ser coetáneos, dominando las especies de: *Pinus patula* (principalmente), *Pinus montezumae* Lamb., *Pinus ayacahuite* Ehren, *Pinus pseudostrobus* Lindl. var *pseudostrobus*, *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl., *Abies religiosa* Kunth Schltdl. Et Cham., *Quercus rugosa* Neé y *Alnus arguta* H.B.K. (Juan Pérez Jolote, comunicación personal, junio 2020).

Con base en la ficha técnica de CONAFOR (2020) *P. patula* es conocido comúnmente como “pino llorón” o “pino triste”; se distribuye naturalmente en las zonas montañosas de la Sierra Madre Oriental, el Eje Neovolcánico y la Sierra Madre de Oaxaca, Puebla, Veracruz, Querétaro y algunos otros estados en donde la temperatura sea de los 14 a los 20 °C y la precipitación media de 1,200 mm anuales.

Es una especie con alto potencial productivo y una buena capacidad para adaptarse a diversas condiciones climáticas y de suelo; su madera de buena calidad se emplea para aserrío y en ocasiones para material celulósico (Figura 5).



Figura 5. Bosque de *Pinus patula* en el Ejido Llano Grande. Fuente propia, 2020.

1.4.2. Muestreo

Las áreas de muestreo corresponden a dos rodales que fueron cosechados mediante corta total o matarrasa durante los años 2016 y 2018. Con la finalidad de poder realizar comparaciones respecto con los sitios cosechados, también se muestrearon áreas de bosque natural (franjas de retención estructural) en el Ejido Llano Grande (Figura 6). El muestreo se realizó en febrero de 2020.

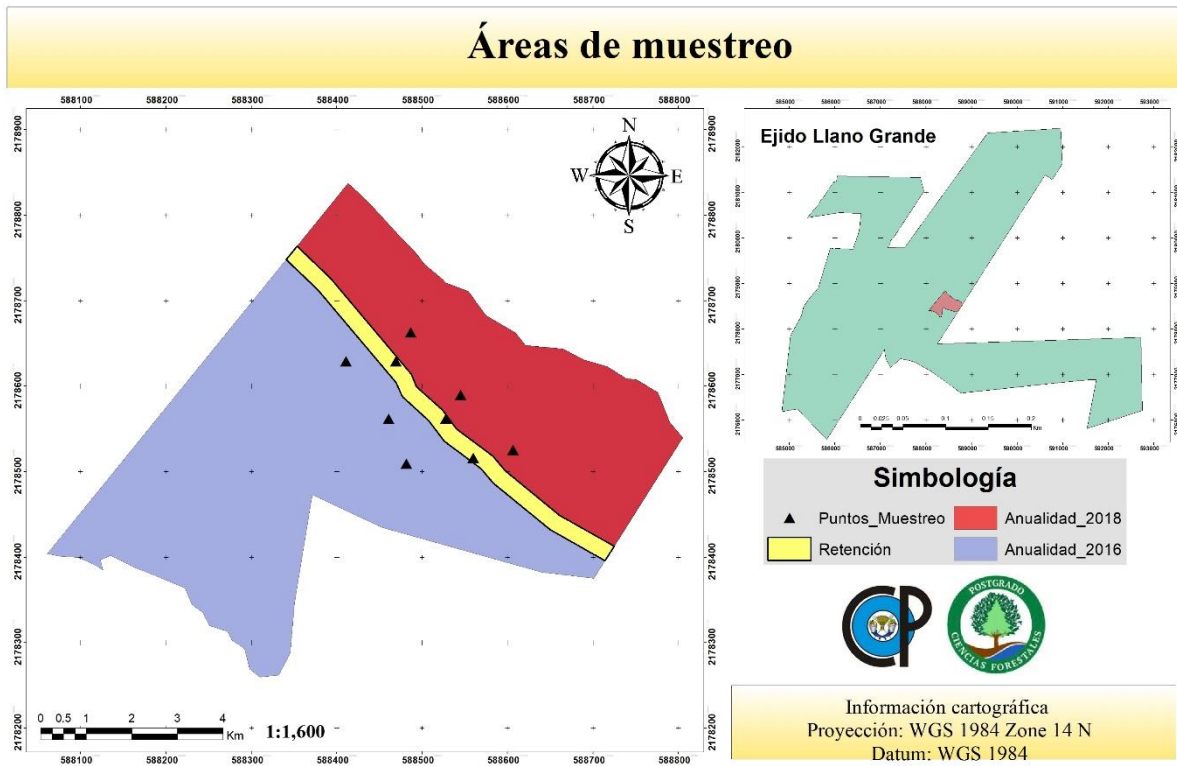


Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo. Fuente: Elaboración propia, 2020.

La metodología empleada fue tomada y modificada del estudio realizado por Reverchon *et al.* (2010). Se seleccionaron al azar tres árboles de cada anualidad para extraer muestras de suelo (para el estudio de micorrizas), mediante tubos de PVC de 25 cm de largo por cinco de diámetro; se obtuvieron cuatro muestras de suelo alrededor de cada árbol seleccionado, en los puntos cardinales (norte, sur, este y oeste), tal como se muestra en la Figura 7; también se recolectaron tres muestras dentro de las franjas de retención (bosque natural); la distancia a la que se tomaron las muestras varió entre anualidades y retención estructural; para la anualidad 2016 se consideró un m; para anualidad 2018, por ser individuos muy pequeños, se consideraron 50 cm (Figura 8); para los individuos seleccionados en las áreas de retención estructural se consideró una distancia de tres m; obteniendo un total de 36 muestras de suelo, tomadas cercanas a nueve individuos.

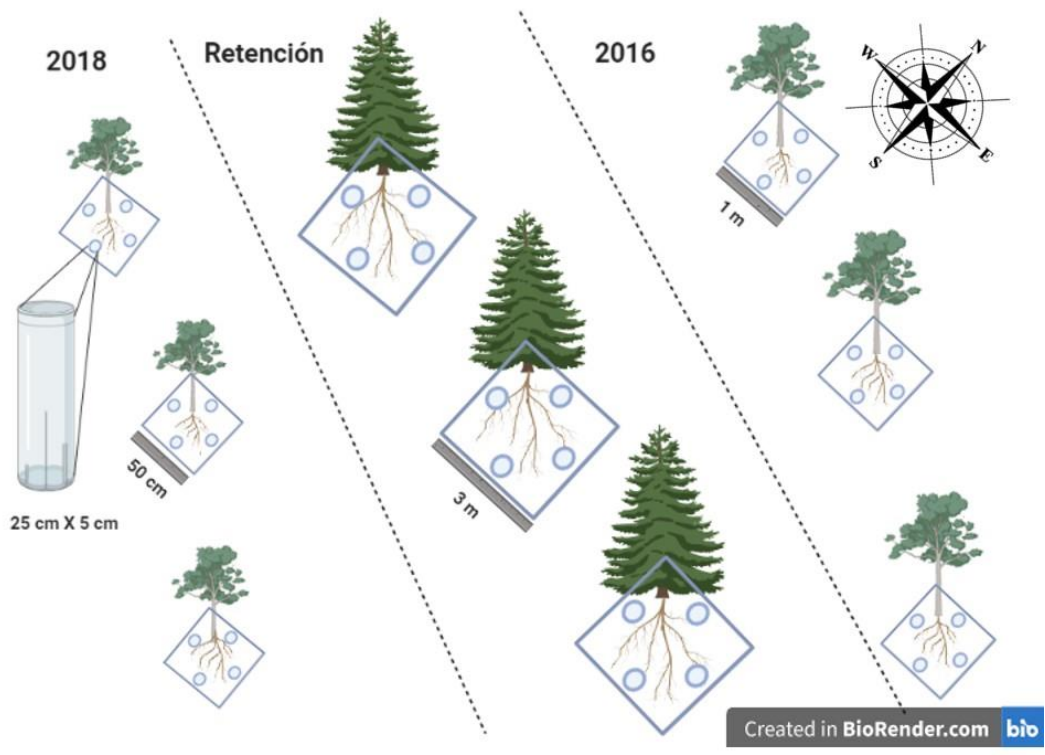


Figura 7. Representación gráfica del diseño de muestreo en los tres tratamientos silvícolas muestreados. Fuente: Elaboración propia, 2020.



Figura 8. Individuo de la anualidad 2018 durante el muestreo en campo. Fuente propia, 2020.

Cada uno de los árboles muestreados fueron georreferenciados, además de medir: diámetro (a 1.30 m o en la base), altura total y diámetro de la proyección de la copa (Cuadro 3). La especie presente dentro de las anualidades es *P. patula*, pero en las franjas de retención estructural se encontraron algunas especies de los género *Quercus*, *Pinus* y *Abies*. Sin embargo, para fines del presente estudio solo se muestrearon especies de *P. patula*. Posteriormente, las muestras de suelo fueron envueltas con papel aluminio, selladas con una bolsa de plástico y etiquetadas para procesarlas en un laboratorio del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

Cuadro 3. Ubicación y datos dasométricos de cada individuo muestreado.

Árbol	Anualidad	Coordenadas		Diámetro (cm)	Diámetro de copa (m)		Altura (m)
1	2018	19°42'05.2"	98°09'20.5"	7.93	0.18	0.17	0.44
2	2018	19°42'02.8"	98°09'18.5"	8.85	0.17	0.15	0.40
3	2018	19°42'00.7"	98°09'16.4"	7.63	0.23	0.20	0.61
1	2016	19°42'00.2"	98°09'20.7"	5.20	1.07	1.00	2.82
2	2016	19°42'04.1"	98°09'23.1"	4.68	1.04	1.10	2.37
3	2016	19°42'01.9"	98°09'21.4"	5.00	0.98	1.18	2.53
1	Retención	19°42'01.9"	98°09'19.1"	76.39	5.20	4.80	25.00
2	Retención	19°42'04.1"	98°09'21.1"	72.26	4.80	6.50	25.00
3	Retención	19°42'00.4"	98°09'18.0"	77.35	4.35	3.65	27.00

1.4.3. Procesamiento en laboratorio

Para facilitar la extracción de las raíces ectomicorrizadas de los tubos de PVC y evitar que sufrieran daños, dada su fragilidad y tamaño pequeño, los tubos fueron colocados en recipientes que contenían agua destilada durante 24 horas.

Posteriormente se emplearon dos tamices con diferente diámetro de abertura (1.18 mm y 0.18 mm) y con ayuda de chorros de agua moderados se separaron todas las

raíces cortas, las cuales finalmente se colocaron dentro de un recipiente de plástico o de vidrio con agua destilada.

En laboratorio se utilizó un microscopio estereoscópico (Leica MZ6, Alemania) para realizar la separación de las raíces en tres categorías: vivas ectomicorrizadas, vivas no micorrizadas y muertas. Para seleccionarlas se tomaron como criterios micromorfológicos su turgencia, observación de manto, micelio externo y abundancia de pelos radicales, tal como se describe en la Figura 9.

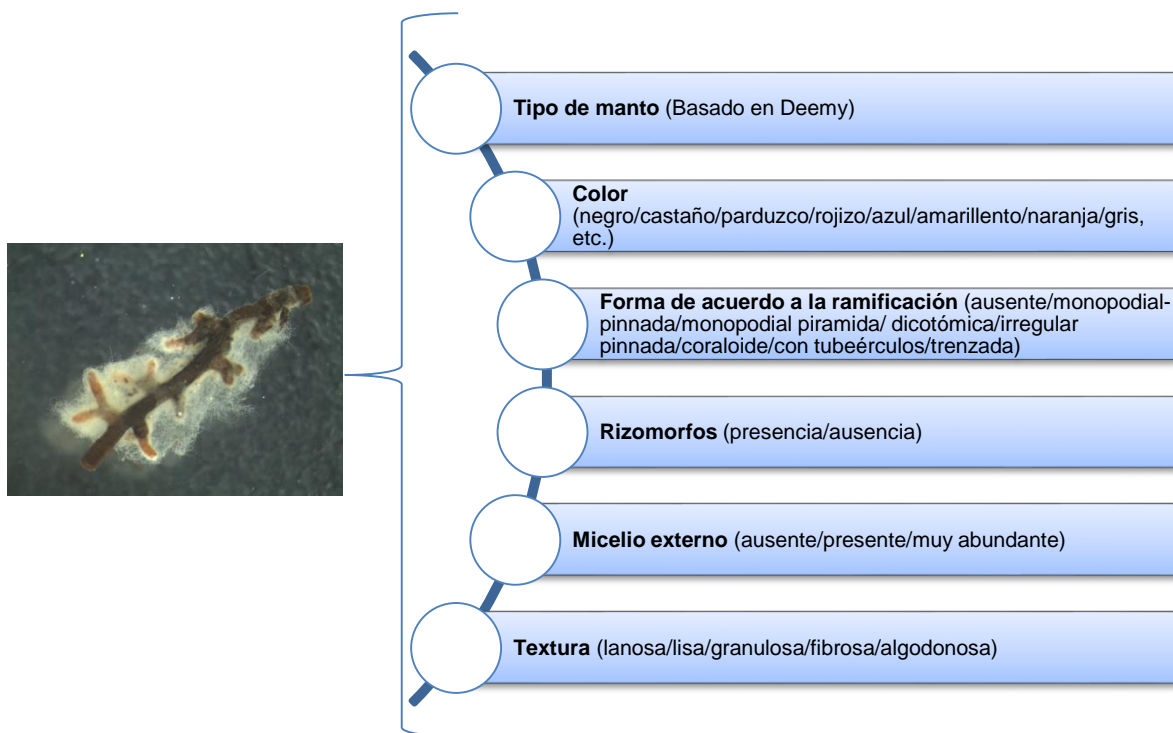


Figura 9. Características morfológicas para identificación y agrupación de morfotipos. (Tomado y modificado de CONAFOR, 2007)

Para conocer el arreglo anatómico del manto externo a cada uno de los morfotipos encontrados se le realizó una extracción de dicha estructura con la ayuda de un microscopio estereoscópico y posteriormente los mantos fueron montados en

portaobjetos, fotografiados con un microscopio óptico de campo claro y clasificados siguiendo la clasificación de DEEMY (<http://deemy.de/>) (Figura 10).

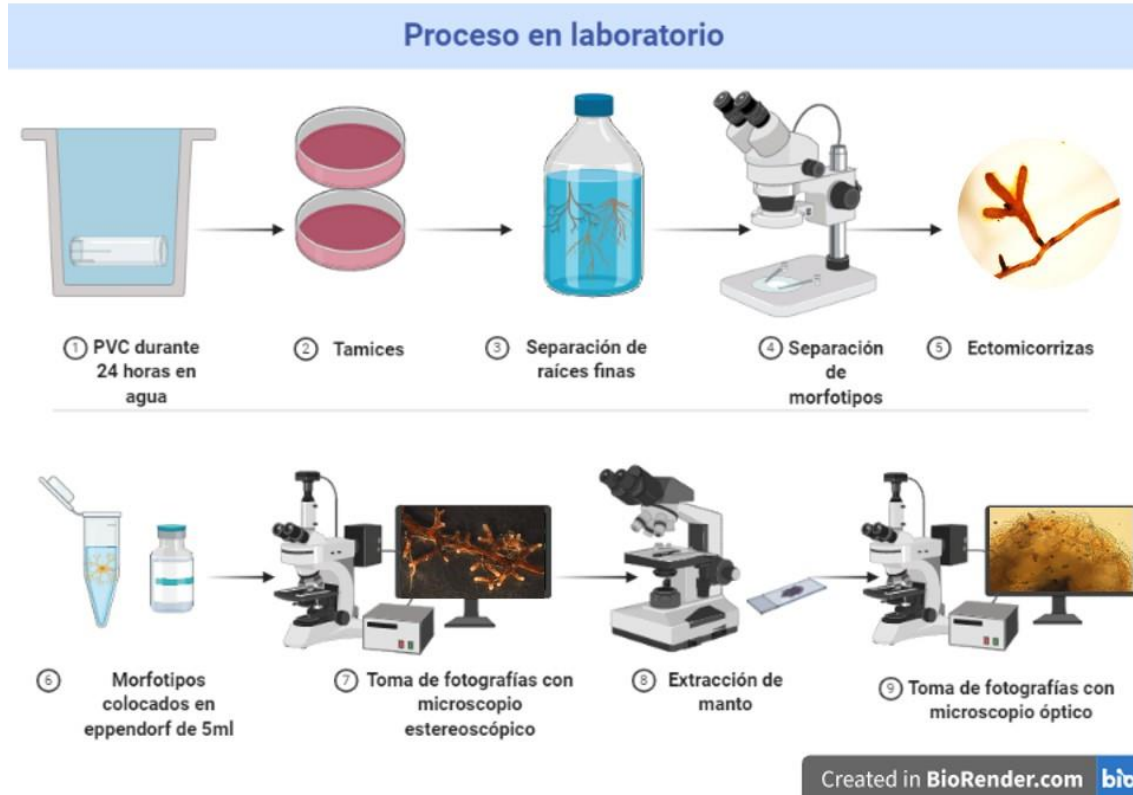


Figura 10. Marcha metodológica seguida para procesar las muestras recolectadas en campo, tendiente a la separación y caracterización morfo anatómica de los morfotipos ectomicorrízicos presentes en los diversos tratamientos evaluados. Fuente propia, 2020.

1.4.4. Muestreo de suelo

Con la finalidad de analizar algunas características químicas del suelo, se tomaron muestras del mismo (alrededor de un kilogramo de suelo y a una profundidad aproximada de 15 cm) en la cercanía de cada uno de los árboles muestreados; para hacer una muestra compuesta, se obtuvo una porción de cada punto cardinal (norte,

sur, este y oeste). En estas muestras se evaluó el: contenido de materia orgánica, carbono orgánico, capacidad de intercambio catiónico (CIC), nitrógeno (N) total y disponible, fósforo (P) total y disponible y pH (Figura 11).

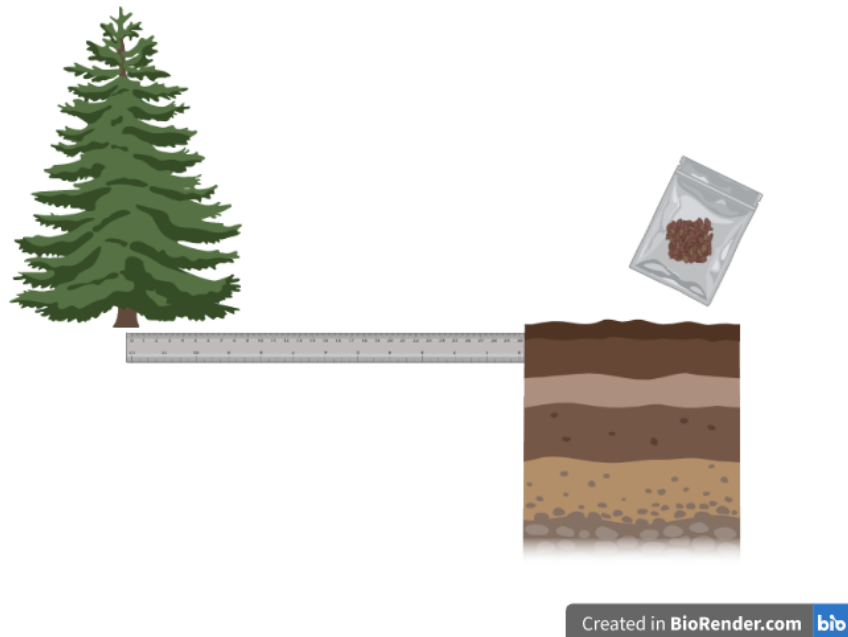


Figura 11. Muestreo para el análisis de características químicas de suelo. Fuente: Elaboración propia, 2020.

1.5. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

La diversidad fue estimada tomando como base los diferentes morfotipos caracterizados morfo anatómicamente, asumiendo que los morfotipos con diferentes características morfoanatómicas correspondieron a diferentes taxa siguiendo los criterios propuestos por DEEMY (<http://deemy.de/>). Los valores de abundancia relativa fueron convertidos a porcentajes para implementar graficas que pudieran hacer más visible la información obtenida, utilizando Excel de Microsoft.

Los índices de diversidad son aquellos que describen la variación de un sitio, considerando el número de especies y número de individuos de cada especie (Mostacedo y Frederiksen, 2000). Para fines de la presente investigación se calculó la diversidad α de los morfotipos de ectomicorrizas encontrados en cada tratamiento; esta diversidad es definida como la riqueza de especies de una muestras territorial (Halffter y Moreno, 2005). Para poder analizar la diversidad α se calcularón los índices de Shannon-Wiener y de Simpson, como se describen a continuación.

1.5.1. Índice de Shannon-Wiener (H')

Es uno de los más utilizados; para poder emplearlo el muestreo debe ser aleatorio, este índice refleja la heterogeneidad de una comunidad considerando el número de especies y su abundancia relativa (Pla, 2006); el índice se calcula de la siguiente forma:

$$H' = \sum Pi * \ln(Pi)$$

Donde:

H' = Índice de Shannon-Wiener

Pi = Abundancia relativa

\ln = Logaritmo natural

Para comparar los resultados entre tratamientos del Índice de Shannon-Wiener, se empleó la prueba de t de Hutcheson (1970), descrita por Zar (1996). Para ello se plantea que H_0 : La diversidad entre tratamientos es la misma y H_1 : La diversidad

entre tratamientos es diferente. La prueba de decisión es $P\text{-valor} < \alpha$ (0.05) se rechaza H_0 .

1.5.2. Índice de Simpson

Es otro de los métodos más utilizados para determinar la diversidad de una comunidad vegetal; determina la probabilidad de que dos individuos cualesquiera al ser extraídos al azar de una comunidad infinitamente grande sean pertenecientes a la misma especie; el índice se calcula de la siguiente forma (Magurran, 2004):

$$S = \sum \left(\frac{ni (ni - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

Donde:

S= Índice de Simpson

n_i = número de individuos en la i ésima especie

N= número total de individuos

1.5.3. Análisis multivariado

El análisis multivariado ha sido utilizado para relacionar comunidades con otros factores, lo cuales podrían ser ambientales o históricos. Sirven para poder tener más comprensión en los resultados (Gauch, 1982).

Un tipo de análisis multivariado es el análisis de correlación canónica (CCA); Sánchez y López (2003) lo definen como una técnica de ordenación directa que presenta una regresión múltiple de la composición de las especies relacionada con variables ambientales. Para el presente trabajo se empleó la comunidad de

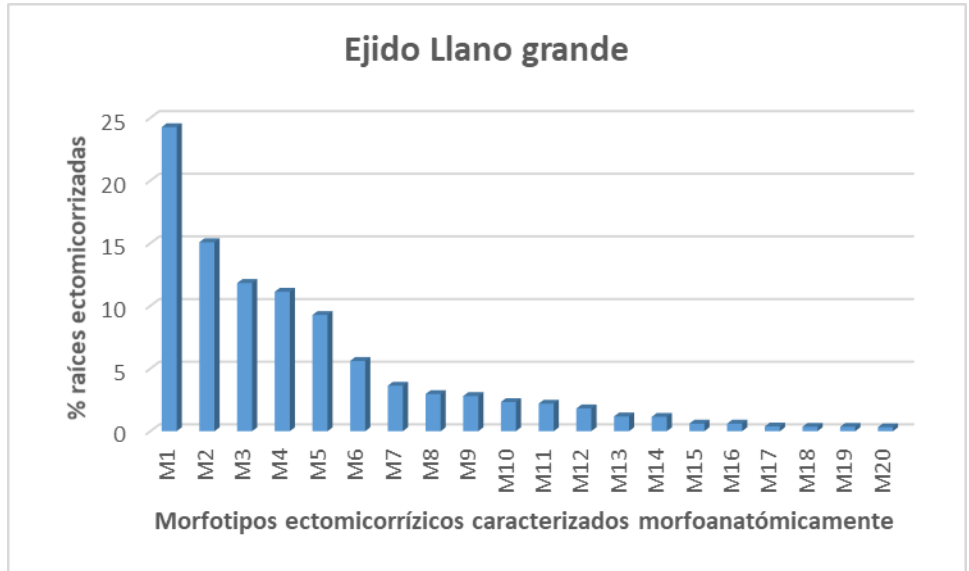
ectomicorrizas encontradas por tratamiento, con relación a las características químicas del suelo.

1.6. RESULTADOS

1.6.1. Diversidad y riqueza de ectomicorrizas en los tratamientos

En total se reconocieron 33 morfotipos de hongos ectomicorrízicos (Anexo II) de las 3,137 raíces vivas micorrizadas encontradas; se detectaron 1,276 muertas micorrizadas y 90 vivas no micorrizadas, es decir que se contabilizaron 4,503 raíces cortas en total en las 36 muestras de suelo obtenidas en campo en las diferentes anualidades de interés, en el periodo de secas durante 2020.

La composición de las comunidades ectomicorrízicas presentes en *Pinus patula* estuvo representada por cuatro morfotipos muy abundantes, los cuales contribuyeron en 62% de la abundancia relativa total, cabe mencionar que existieron varios que tuvieron una abundancia relativa baja. El morfotipo cuatro (M4) fue determinado taxonómicamente como *Cenococcum geophilum*, y contribuyo con un 11% de la abundancia relativa; hubo catorce morfotipos encontrados en menos del 5% de las raíces micorrizadas (Figura 12).



ECM: Ectomicorrizas; M: Morfofipos

Figura 12. Morfofipos ectomicorrízicos presentes en bosques de *Pinus patula*, representado por el porcentaje de abundancia relativa en el Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla.

De manera general los resultados presentan una similitud en la presencia de cuatro morfofipos, M1, M2, M4 y M5 en todas las condiciones estudiadas; algunos morfofipos poco frecuentes como M14 y M15 sólo estuvieron presentes en la anualidad 2016, o bien como el M24 y M32 presentes solamente en la anualidad 2018 (Cuadro 4).

Cuadro 4. Abundancia de morfotipos por tratamiento.

Morfotipo	ECM por tratamiento		
	Anualidad 2016	Anualidad 2018	Retención estructural
M1	254	59	448
M2	95	220	158
M3	11	----	360
M4	29	129	191
M5	155	8	128
M6	----	84	92
M7	----	----	114
M8	----	----	93
M9	----	44	44
M10	----	----	73
M11	19	----	50
M12	----	----	57
M13	----	----	37
M14	36	----	----
M15	19	----	----
M16	----	----	19
M17	----	----	12
M18	----	----	11
M19	11	----	----
M20	6	----	4
M21	----	----	10
M22	----	----	9
M23	----	----	9
M24	----	7	----
M25	----	----	6
M26	----	----	5
M27	----	----	5
M28	----	----	3
M29	----	----	3
M30	----	----	3
M31	----	----	3
M32	----	2	----
M33	----	----	2
Total general	635	553	1949

En la Figura 13 es posible apreciar los morfotipos que se comparten entre los tres tratamientos muestreados, como se mencionó en los antecedentes, el bosque natural normalmente presenta una mayor número de morfotipos, siendo que el sitio de retención estructural presenta 28 de los 33 morfotipos totales, teniendo 19 morfotipos únicos; lo cual es una evidencia de la reducción de la diversidad

micorrícica en las áreas bajo aprovechamiento, ya que la anualidad 2016 y 2018 presentan un total de 10 y 8 morfotipos y presentan 3 y 2 morfotipos únicos, respectivamente, encontrando también que entre anualidades 2016 y 18, no existen morfotipos compartidos que no se encuentren en las áreas de retención.

Los resultados que aquí se presentan, haciendo alusión a los cuatro morfotipos que se comparten entre tratamientos son un signo de recuperación de estas comunidades ectomicorrizicas.

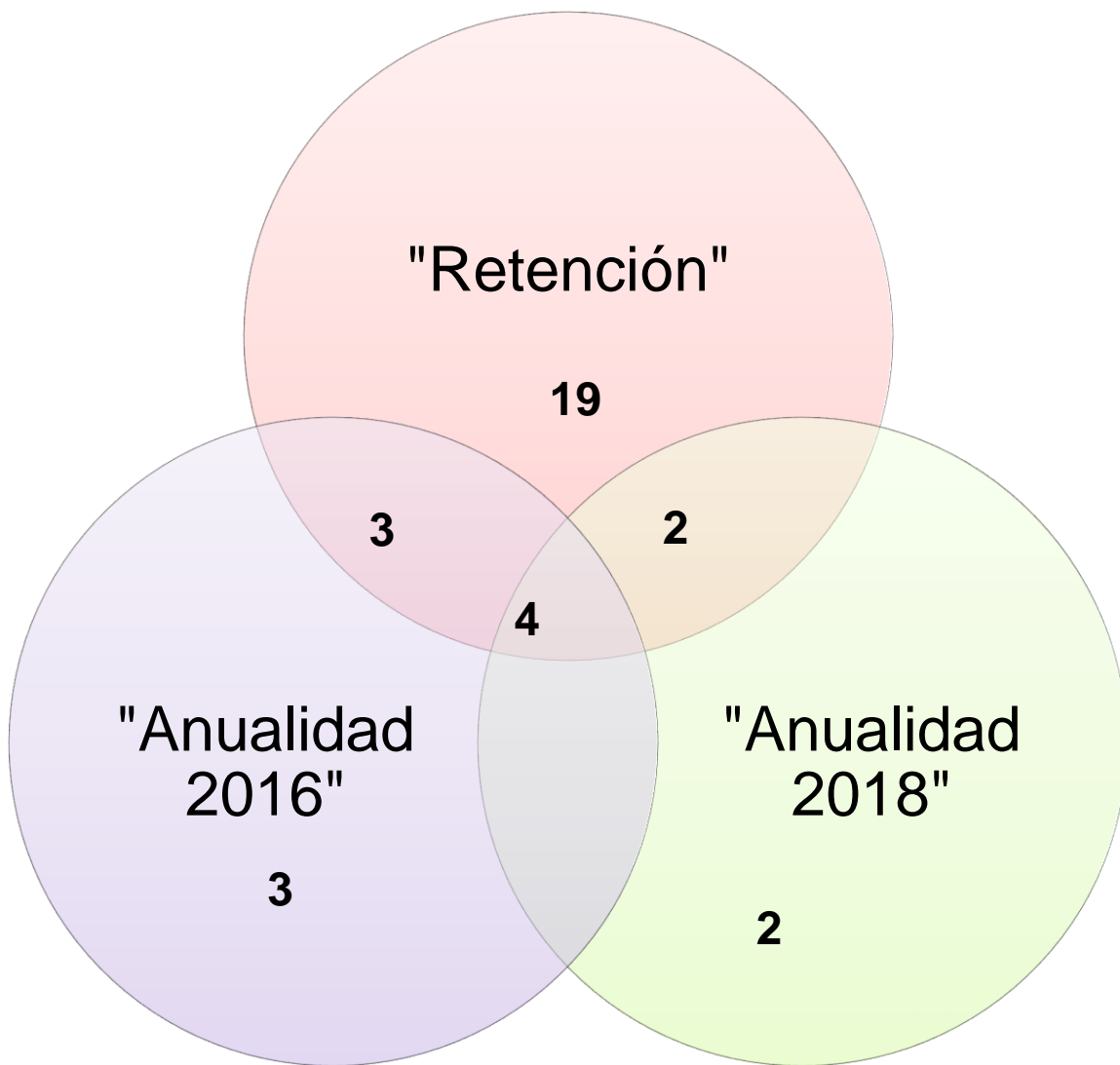


Figura 13. Diagrama de Venn para los morfotipos que existen en los tratamientos

El Cuadro 5 detalla la presencia o ausencia de los morfotipos encontrados, considerando los nueve árboles que fueron muestreados.

Cuadro 5. Abundancia de morfotipos por árbol.

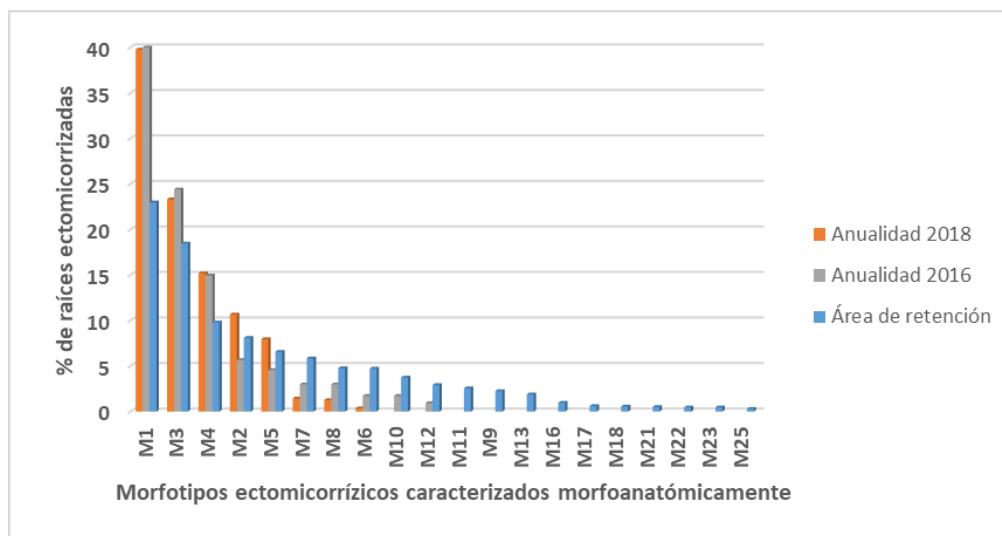
Morfotipos	A1-2016	A2-2016	A3-2016	A1-2018	A2-2018	A3-2018	A Retención 1	A Retención 2	A Retención 3
M1	+	+	+	+	+	+	+	+	+
M2	+	+	+	+	+	+	+	+	+
M3			+					+	+
M4	+			+		+	+	+	+
M5	+				+		+	+	+
M6				+	+	+		+	+
M7								+	+
M8								+	+
M9						+	+		+
M10							+	+	+
M11		+	+				+	+	+
M12								+	+
M13							+	+	
M14	+								
M15	+								
M16							+		
M17								+	
M18							+		
M19	+								
M20	+						+		
M21							+		
M22									+
M23							+		
M24					+				
M25							+		
M26							+	+	
M27							+		
M28								+	
M29							+		
M30							+		
M31								+	
M32				+					
M33								+	

A: árboles muestreados, +: presencia.

En la Figura 14 es posible apreciar que el análisis de los morfotipos mostró una abundancia diferencial entre los tratamiento, por ejemplo, el morfotipo uno presentó

una abundancia relativa de 40% en los rodales que fueron aprovechados, sin embargo, el tratamiento de retención estructural mostró una reducción considerable contabilizando solamente 23%. Una tendencia similar se mostró en el caso de los morfotipos 7, 8, 10 y 12 los cuales se registraron en el área de retención estructural, sin embargo, en los sitios con manejo forestal, redujeron su abundancia relativa o no estuvieron presentes en alguna de las anualidades.

Existieron morfotipos que únicamente estuvieron presentes en el área de retención estructural, por ejemplo los morfotipos 9, 11, 13, 16, 17, 18, 21, 22, 23 y 25, representando una abundancia relativa menor del 3%.



ECM: Ectomicorrizas; M: Morfotipos

Figura 14. Composición de la comunidad ectomicorrízica presente en los tres tratamientos evaluados, representados por el porcentaje de abundancia relativa de los morfotipos ectomicorrízicos presentes en bosques de *Pinus patula*, en el Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla.

En la Figura 15 se encuentran los principales morfotipos, los cuales representan más del 50% de las raíces encontradas; entre ellos *Cenococcum geophilum* (D).

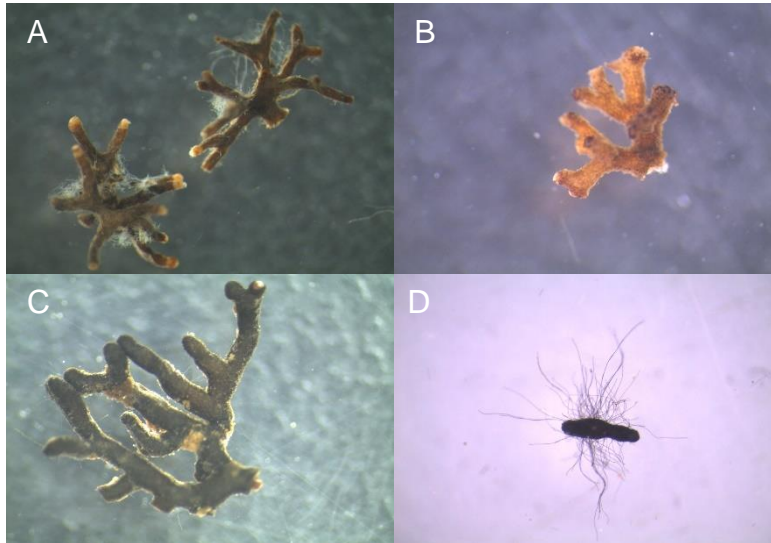


Figura 15. Morfotipos más abundantes en bosques de *Pinus patula* en el Ejido Llano Grande. A: M1 con forma irregular pinnada, B: M2 con forma dicotómica, C: M3 con forma dicotómica, D: *Cenococcum geophilum* con forma ausente

Considerando el promedio de 3% de abundancia relativa, los tres morfotipos de abundancia media son los siguientes (Figura 16):



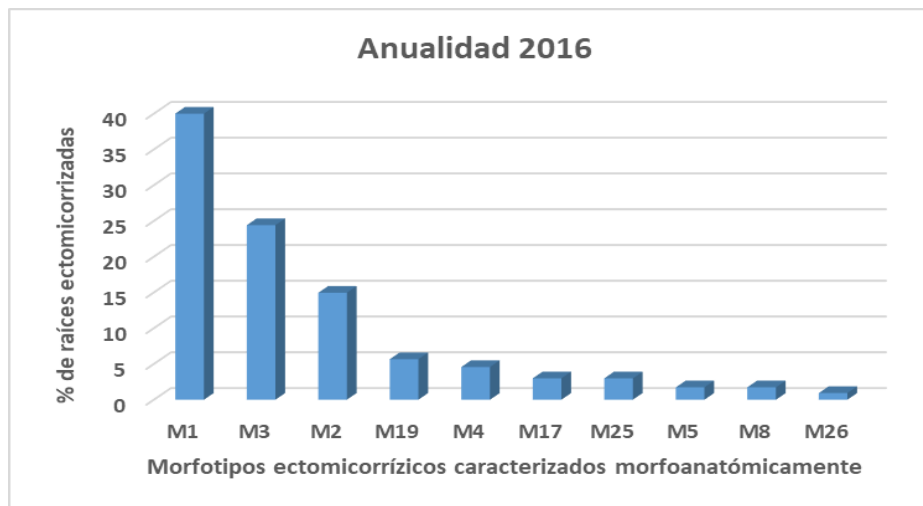
Figura 16. Morfotipos de abundancia media en bosques de *Pinus patula*. A: M10, con textura lisa, B: M9, con textura lisa, C: M8, con textura algodonosa.

De los 33 taxa encontrados en total, 26 fueron representados de forma escasa, estando por debajo del promedio de abundancia relativa, algunos de ellos son los que se aprecian en la Figura 17.



Figura 17. Morfotipos de abundancia baja en bosques de *Pinus patula*. A: M30, micelio externo ausente, B: M31, con abundante micelio externo, C: M33, ausencia de micelio externo.

De manera general el sitio cosechado en 2016 presentó 10 morfotipos de hongos ectomicorrízicos, encontrándose 635 raíces micorrizadas, 337 raíces muertas y 13 raíces vivas no micorrizadas (988 en total) (Figura 18).

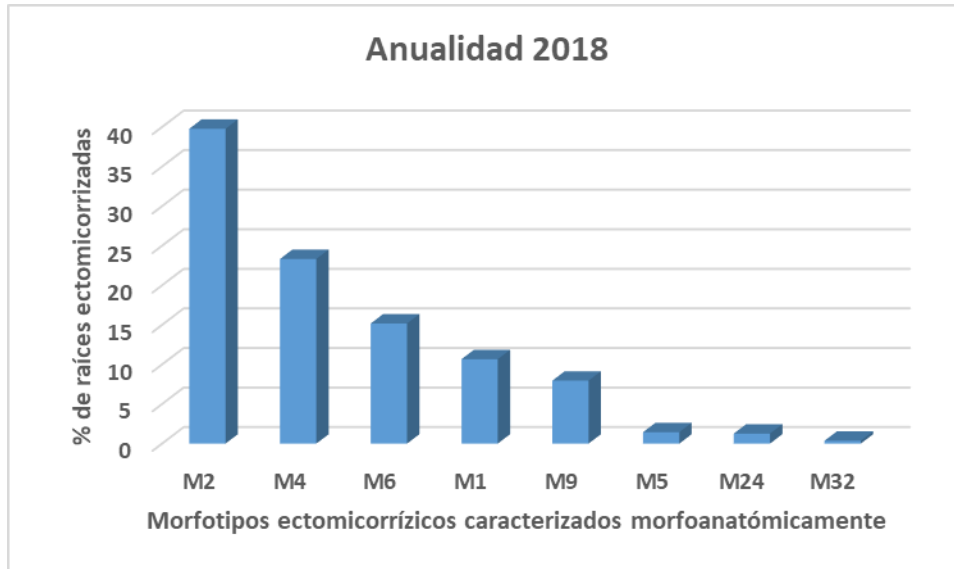


ECM: Ectomicorrizas; M: Morfotipos

Figura 18. Composición de comunidades ectomicorrízicas, considerando el porcentaje de abundancia relativa para el rodal aprovechado durante 2016.

El sitio de la anualidad 2018, mostró una ligera diferencia en la presencia de morfotipos, sin embargo, algunos como el M1, M2 y M4 (*Cenococcum geophilum*) resultan ser especies presentes frecuentemente en todos los sitios de interés; cabe resaltar que para dicha anualidad el número de raíces muertas aumentó en comparación con las de 2016, pues en 2018 fueron 730; también el número de

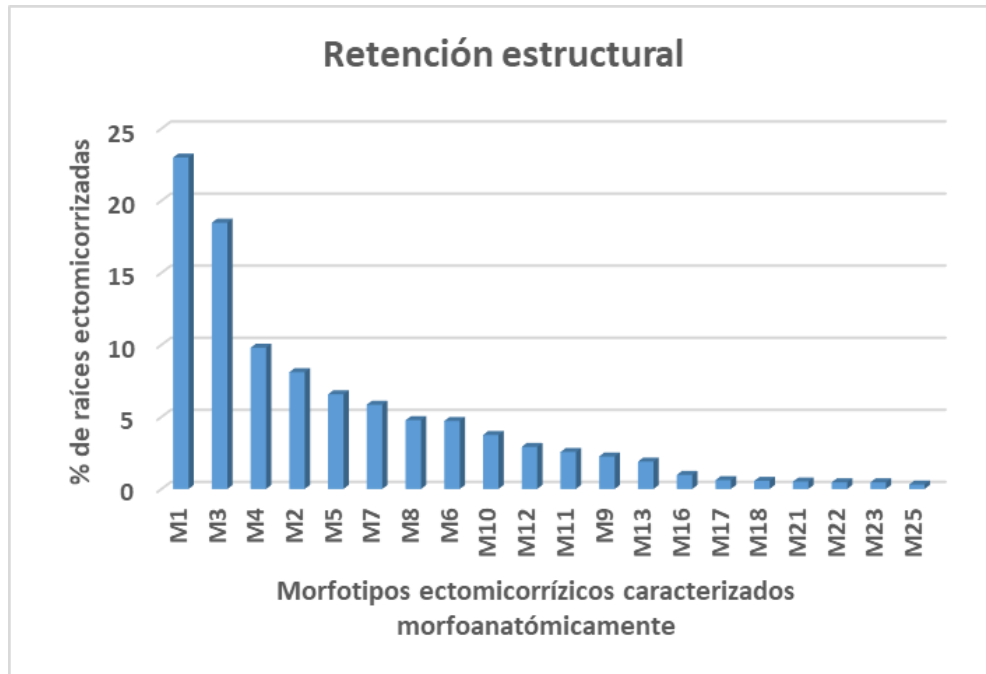
morfotipos encontrados disminuyó a ocho taxas haciendo un total de 553 raíces micorrizadas y 32 raíces vivas no micorrizadas (Figura 19).



ECM: Ectomicorrizas; M: Morfotipos

Figura 19. Composición de comunidades ectomicorrízicas, considerando el porcentaje de abundancia relativa para el rodal aprovechado durante 2018.

La retención presentó el mayor número de morfotipos, 28 de 33 encontrados de forma general, contabilizando un total de 2,207 raíces, de las cuales el 88% fueron raíces micorrizadas, un 9.4% raíces muertas y el restante corresponde a las vivas no micorrizadas (Figura 20).



ECM: Ectomicorrizas; M: Morfotipos

Figura 20. Principales morfotipos de comunidades ectomicorrízicas utilizando el porcentaje de abundancia relativa para el área de bosque natural.

A través de un análisis de proporciones en SAS (Statistical Analysis Package, SAS® 9.4, 2017) se determinaron los siguientes resultados (Cuadro 6), obteniendo que el único tratamiento que presentó diferencias significativas fue el 2018; al comparar el tratamiento de retención vs 2016 no hubo diferencias significativas, lo cual podría interpretarse como un proceso de recuperación que existe después de la aplicación de un tratamiento silvícola.

Cuadro 6. Análisis de proporciones entre tratamientos.

Parameter	DF	Estimate	Standard error	Wald Chi-Square	Pr >ChiSq
Intercept	1	3.7684	0.1508	624.6192	<0.0001
Trat 2016	1	0.1203	0.3182	0.1429	0.7054
Trat 2018	1	-0.9188	0.2362	15.1302	0.0001
Trat Retención	0	0	-	-	-
Effect	Point estimate	95% wald confidence limits			
Trata 2016 vs retención	1.128	0.605	2.104		
Trata 2018 vs retención	0.399	0.251	0.634		

En la Figura 21 se resalta el porcentaje de abundancia relativa de los tres principales morfotipos en cada tratamiento; para la anualidad 2016 las especies con mayor abundancia relativa representan el 79%, dominando en este caso el M1; para el sitio de la anualidad 2018 el morfotipo dominante es el M2 (%), reconociendo que las tres especies más abundantes en este sitio representan más del 70%; por último el sitio de retención estructural presenta un comportamiento distinto a los otros tratamientos, ya que un 50% pertenece a las principales tres especies y el restante a las 25 especies ectomicorrízicas presentes.

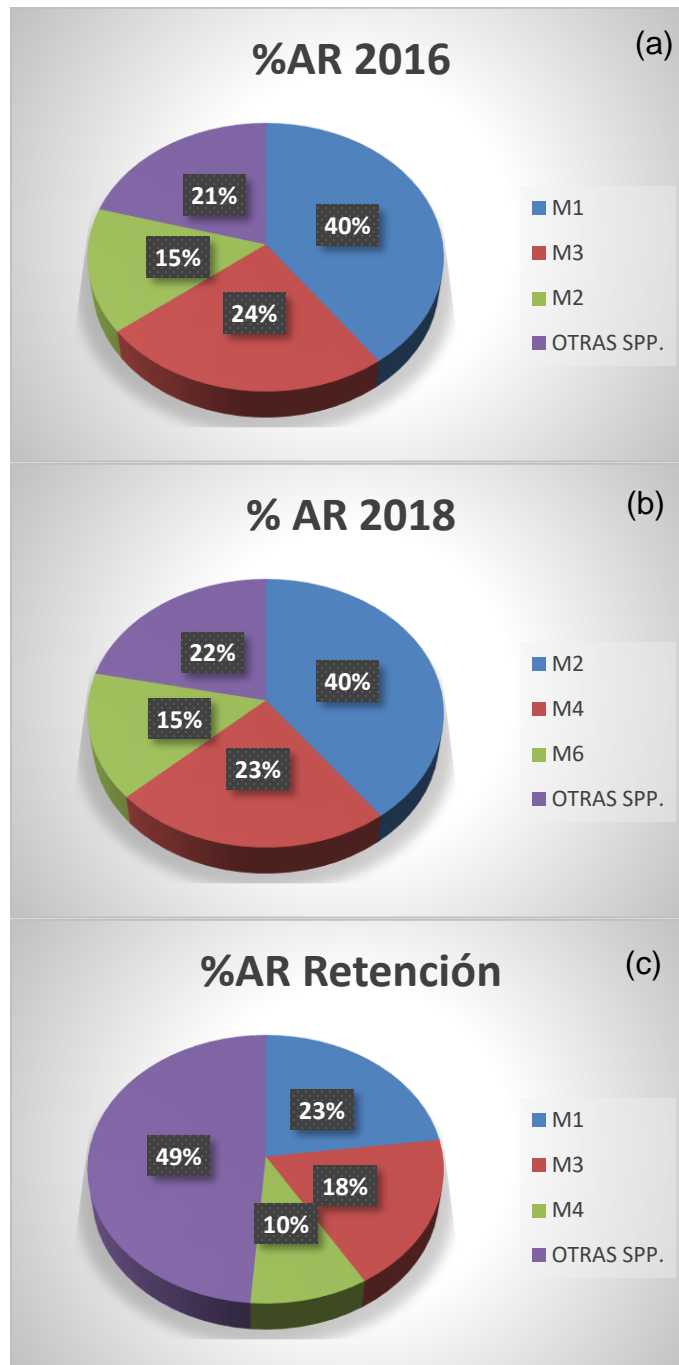


Figura 21. Porcentajes de los tres principales morfotipos ectomicorrízicos; (a) 79%, (b) el 78% para las anualidades 2016 y 2018, respectivamente y el (c) el 51% para retención estructural dentro del Ejido Llano Grande. Nota: AR= Porcentaje de Abundancia Relativa; M= Morfotipo; spp= otras especies ectomicorrízicas

El Cuadro 7, muestra un resumen general de los morfotipos encontrados en todos los rodales muestreados, utilizando una descripción específica de sus

características morfológicas y anatómicas (manto externo), también se integra el porcentaje de abundancia relativa que representa cada especie.

Cuadro 7. Características morfo-anatómicas y su porcentaje de abundancia relativa de los taxa ectomicorrízicos en el Ejido Llano Grande.

Grupo	Tipo de manto	Color	Forma	Rizomorfos	Micelio externo	Textura	% AR
M1	Plectenquimatoso (tipo E)	Marrón	Irregular pinnada	-	-	Fibrosa	24.26%
M2	Plectenquimatoso (tipo B)	Marrón	Dicotómica	-	+	Fibrosa	15.08%
M3	Pseudoparenquimatoso (tipo K)	Negro	Dicotómica	-	-	Fibrosa	11.83%
M4	Plectenquimatoso (tipo G)	Negro	Ausente	-	-	Lanosa	11.13%
M5	Plectenquimatoso (tipo A)	Rojizo Marrón	Monopodial-pinnada	-	++	Algodonosa	9.28%
M6	Plectenquimatoso (tipo A)	Café oscuro	Dicotómica	+	+++	Lanosa	5.61%
M7	Plectenquimatoso (tipo A)	Negro	Irregular pinnada	+	+++	Algodonosa	3.63%
M8	Plectenquimatoso (tipo C)	Blanco	Ausente	+	+	Algodonosa	2.96%
M9	Plectenquimatoso (tipo A)	Rojizo-Marrón	Monopodial-pinnada	-	-	Lisa	2.81%
M10	Pseudoparenquimatoso (tipo M)	Caqui	Dicotómica	-	-	Lisa	2.33%
M11	Pseudoparenquimatoso (tipo L)	Marrón	Coraloide	-	+++	Fibrosa	2.20%
M12	Plectenquimatoso (tipo H)	Gris	Dicotómica	-	-	Lisa	1.82%
M13	Plectenquimatoso (tipo E)	Amarillo	Dicotómica	+	+	Granulosa	1.18%
M14	Plectenquimatoso (tipo E)	Rojizo-Marrón	Coraloide	+	+++	Algodonosa	1.15%
M15	Pseudoparenquimatoso (tipo M)	Rosa	Irregular pinnada	+	+++	Lisa	0.61%
M16	Pseudoparenquimatoso (tipo P)	Café-Naranja	Dicotómica	-	-	Lisa	0.61%
M17	---	Negro	Ausente	+	+++	---	0.38%
M18	Pseudoparenquimatoso (tipo M)	Café	Dicotómica	-	-	Lisa	0.35%
M19	Plectenquimatoso (tipo B)	Marrón opaco	Coraloide	+	+++	Fibrosa	0.35%
M20	Plectenquimatoso (tipo B)	Marrón	Monopodial-pinnada	+	+++	Lanosa	0.32%
M21	Pseudoparenquimatoso (tipo P)	Amarillo	Coraloide	+	++	Lanosa	0.32%
M22	Pseudoparenquimatoso (tipo P)	Rosa opaco	Dicotómica	-	-	Lisa	0.29%
M23	Pseudoparenquimatoso (tipo H)	Amarillo	Coraloide	+	++	Lisa	0.29%
M24	Plectenquimatoso (tipo E)	Marrón	Coraloide	-	-	Fibrosa	0.22%
M25	Pseudoparenquimatoso (tipo H)	Amarillo-Rosado	Dicotómica	+	+++	Lisa	0.19%
M26	Pseudoparenquimatoso (tipo I)	Amarillo brillante	Dicotómica	-	+	Lisa	0.16%
M27	Pseudoparenquimatoso (4.Casi redondo)	Gris	Coraloide	-	-	Lisa	0.16%
M28	Pseudoparenquimatoso (tipo H)	Amarillo opaco	Monopodial-pinnada	-	-	Lisa	0.10%
M29	Plectenquimatoso (tipo B)	Rosa-Amarillo	Coraloide	-	++	Algodonosa	0.10%

Continúa...

Cuadro 7. Características morfo-anatómicas y su porcentaje de abundancia relativa de los taxa ectomicorrízicos en el Ejido Llano Grande...continuación

Grupo	Tipo de manto	Color	Forma	Rizomorfos	Micelio externo	Textura	% AR
M30	Pseudoparenquimatoso (tipo H)	Naranja	Ausente	-	-	Lisa	0.10%
M31	Plectenquimatoso (tipo A)	Amarillo	Monopodial-pinnada	+	+++	Lanosa	0.10%
M32	Plectenquimatoso (tipo B)	Marrón	Ausente	+	+++	Lanosa	0.06%
M33	Plectenquimatoso (tipo E)	Café claro	Ausente	-	-	Lisa	0.06%

AR= Porcentaje de Abundancia Relativa, (-): ausencia, (+): presencia, (++): presencia de micelio abundante, (+++): presencia de micelio muy abundante.

1.6.2. Diversidad alfa (α) de ectomicorrizas en los tratamientos

El índice de diversidad de Shannon-Wiener resultó bajo para los sitios en donde se efectuaron aprovechamientos forestales, siendo 1.69 y 1.57 para la anualidad 2016 y 2018 respectivamente. Lo anterior muestra un efecto negativo sobre las comunidades ectomicorrízicas de los tratamientos silvícolas aplicados en los sitios de interés, ya que el área de retención, que ha permanecido intacta presentó un índice de 2.48 (Cuadro 8).

Cuadro 8. Índices de diversidad de morfotipos en los tres tratamientos evaluados en bosques de *Pinus patula*, en el Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan.

Tratamiento	No. de especies	Índice de Shannon-Wiener (H')	Índice de Simpson (S)
Anualidad 2016	10	1.69	0.24
Anualidad 2018	8	1.57	0.25
Área Retención	28	2.48	0.11

Al aplicar la prueba de t de Hutcheson, los resultados indican en todos los casos que H_0 no se rechaza ya que los valores de P son: 0.935, 0.602 y 0.671, por lo que no hay diferencias de diversidad entre los tratamientos analizados.

Cuadro 9. Prueba de t de Hutcheson, aplicada a los índices de diversidad de Shannon-Wiener por cada tratamiento.

Tratamientos a comparar	t de Hutcheson
Anualidad 2016 vs Anualidad 2018	0.935
Retención vs Anualidad 2018	0.602
Retención vs Anualidad 2016	0.671

1.6.3. Correlaciones entre factores edáficos y los índices de diversidad

Para evaluar la relación existente entre algunas variables químicas de suelo y los índices de diversidad, se hicieron las siguientes graficas de correlaciones.

Es notorio que el P disponible, N disponibles y el pH son las variables que se correlacionan más a los cambios de proporciones de los índices de diversidad que presentan los tratamientos. Caso contrario para las variables de M. O, C orgánico, N y P totales, pues el valor de "R²" es menor a 0.01 y cuando los valores son más cercanos a cero quiere decir que no existe una correlación entre las variables.

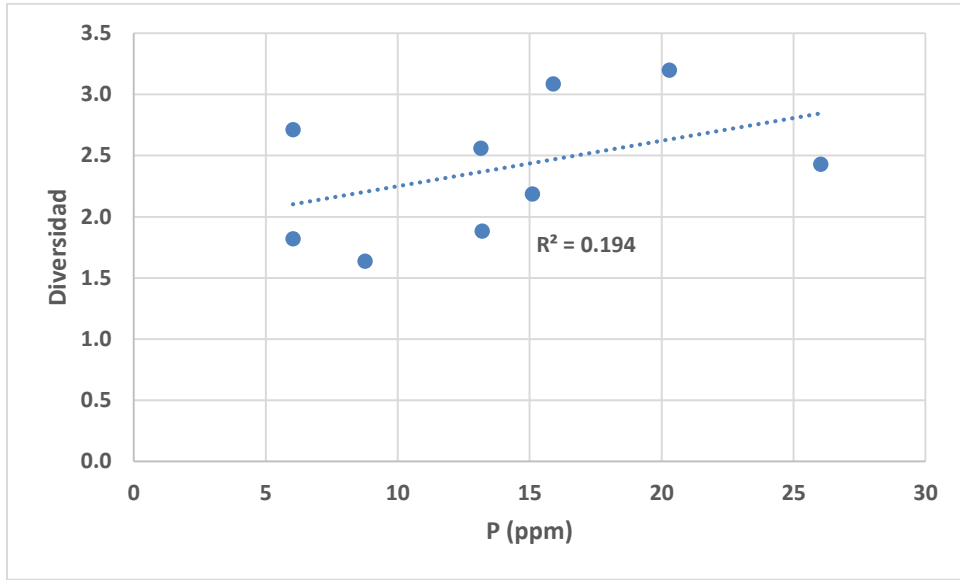


Figura 22. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs fósforo disponible

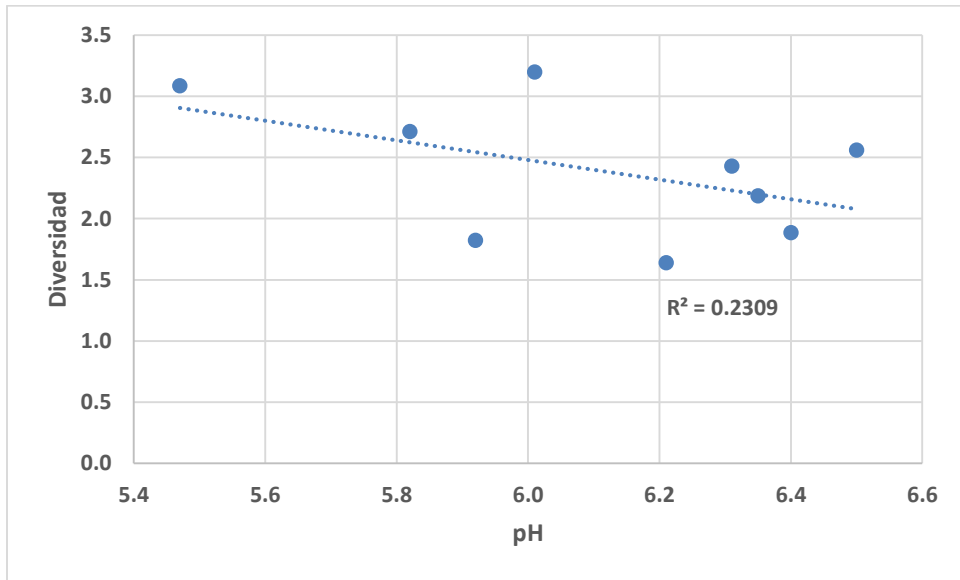


Figura 23. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs pH

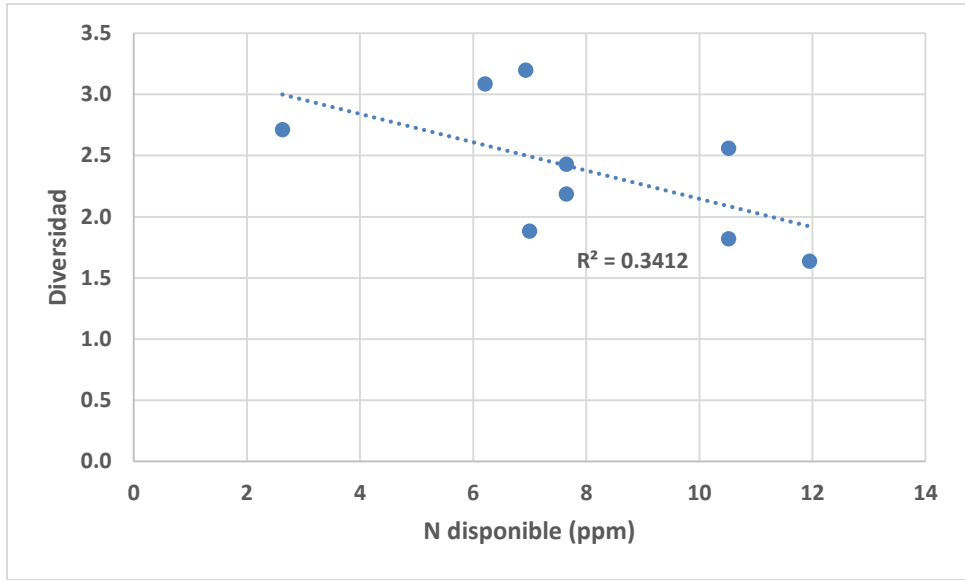


Figura 24. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs nitrógeno disponible.

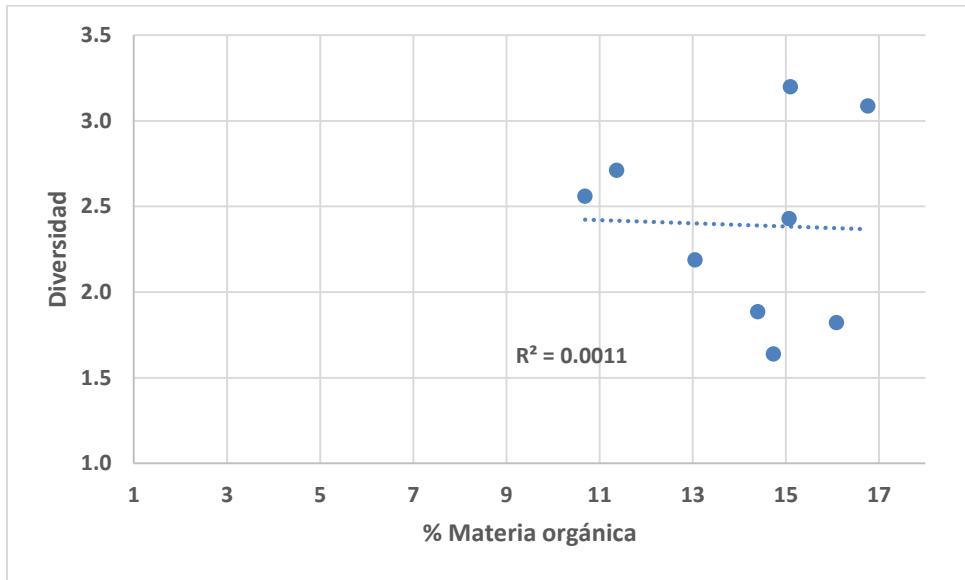


Figura 25. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs materia orgánica.

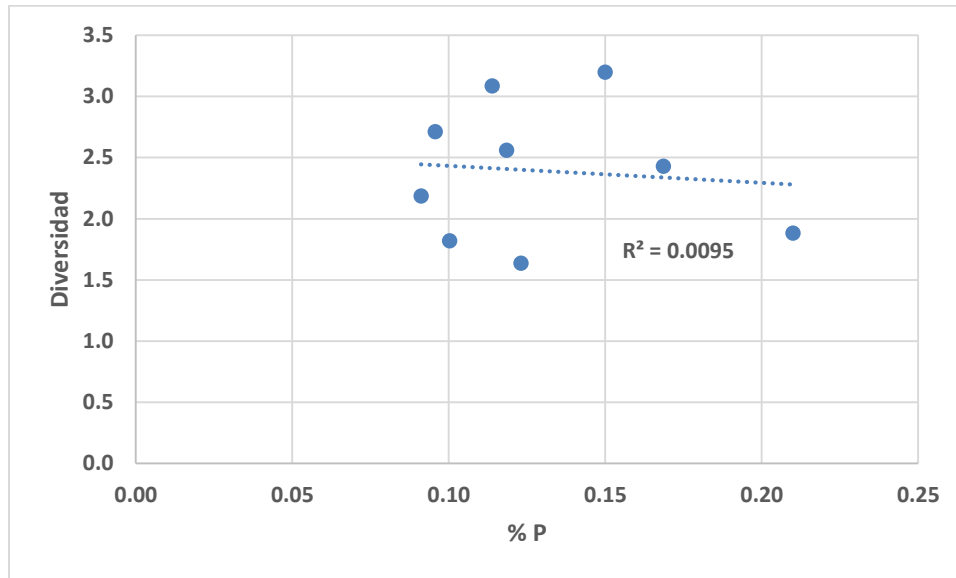


Figura 26. Correlación de Pearson entre los índices de diversidad de Shannon-Wiener de los tratamientos vs fósforo total.

1.6.4. Características edáficas de las anualidades muestreadas

En el Cuadro 10 se especifican algunas características químicas de suelo que se obtuvieron cercanas a los individuos muestreados; los resultados indican de manera general que el suelo presenta un pH ligeramente ácido, siendo los suelos de la retención los más ácidos.

Al analizar otras de las características químicas es notorio que los sitios presentan datos similares en casi todas las variables, sin embargo, es importante señalar que el sitio aprovechado en 2018 presenta ligeramente un porcentaje mayor de materia orgánica en comparación con los otros sitios y obteniendo el menor carbono orgánico de todos, pero este sitio de manera general se mantiene en intervalo medio respecto al porcentaje de fósforo y nitrógeno.

Los valores para la Capacidad de intercambio catiónico son altos en todos los casos, sin embargo, esto puede deberse al método empleado para su determinación, ya que de acuerdo al reporte del laboratorio se utilizó la metodología para suelos minerales, dicho método considera la materia orgánica, que en este caso presenta valores altos. Lo anterior se sustenta porque la relación C/N de los suelos indica que la M. O. está altamente humificada.

Cuadro 10. Características químicas de los sitios de interés.

Variables de suelo	Árboles seleccionados por sitio								
	Añualidad 2018			Añualidad 2016			Área de retención		
	Árbol 1	Árbol 2	Árbol 3	Árbol 1	Árbol 2	Árbol 3	Árbol 1	Árbol 2	Árbol 3
pH H ₂ O	5.9	6.4	6.3	6.5	6.4	6.2	5.5	5.8	6
Materia orgánica (%)	16	13	15	11	14	15	17	11	15
N (%)	0.48	0.47	0.54	0.38	0.54	0.41	0.52	0.4	0.5
P disponible (ppm)	6	15	26	13	13	9	16	6	20
CIC (cmoles+Kg ⁻¹)	64	64	68	59	66	62	64	58	70
N- NO ₃ (ppm)	11	8	8	11	7	12	6	3	7
N- NH ₄ (ppm)	16	11	11	12	7	12	9	10	9
P total (%)	0.1	0.09	0.17	0.12	0.21	0.12	0.11	0.1	0.15
Carbono orgánico	9.3	7.6	8.7	6.2	8.4	8.5	9.7	6.6	8.8

1.6.5. Efecto de las variables edáficas en la riqueza de ectomicorrizas

Al aplicar un modelo de regresión logística mediante el programa SAS, se obtiene el siguiente cuadro. Es importante señalar que los valores negativos indican que entre más aumente el valor del parámetro va existir una reducción de proporcional con respecto a las ectomicorrizas. El caso del pH es el parámetro que tiene mayor afectación con respecto al número de ECM encontradas en los sitios (Cuadro 11).

Cuadro 11. Parámetros químicos de suelo en un modelo de regresión logística.

Parámetro	DF	Estimador	Error estándar	Wald Chi-cuadrada	Pr >ChiSq
Intercept	1	-34.6486	13.9133	6.2017	0.0128
pH	1	6.2937	2.2796	7.6223	0.0058
N total	1	33.6680	17.2801	3.7961	0.0514
P	1	-0.5788	0.1690	11.7243	0.0006
N disponible	1	-0.9670	0.2553	14.3426	0.0002
P disponible	1	34.8754	18.1784	3.6807	0.0550

Los resultados del CCA (Figura 27) muestran la relación más detallada de los efectos que tienen algunas características físicas y químicas de los suelos sobre la diversidad de morfotipos ectomicorrízicos específicos. Es posible notar que la mayoría de ellos no presentan una correlación alta y podría decirse que se desarrollan sin afectación de las características químicas del suelo estudiadas, por otro lado es necesario resaltar que los morfotipos restantes se desarrollan mejor en parámetros bajos de C y N, en cambio otros morfotipos como M1 y M5 tienden a desarrollarse mejor en suelos alcalinos y bajos en P total, mientras que *C. geophilum* y M9 están mayormente influenciados por el contenido de materia orgánica y el nitrógeno disponible.

Estos resultados pueden explicarse en términos de que las comunidades ectomicorrízicas poseen una diversidad funcional de adaptaciones diferenciales a las condiciones edáficas variables incluyendo distintos contenidos de N, P, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y C orgánico (Reverchon *et al.*, 2012).

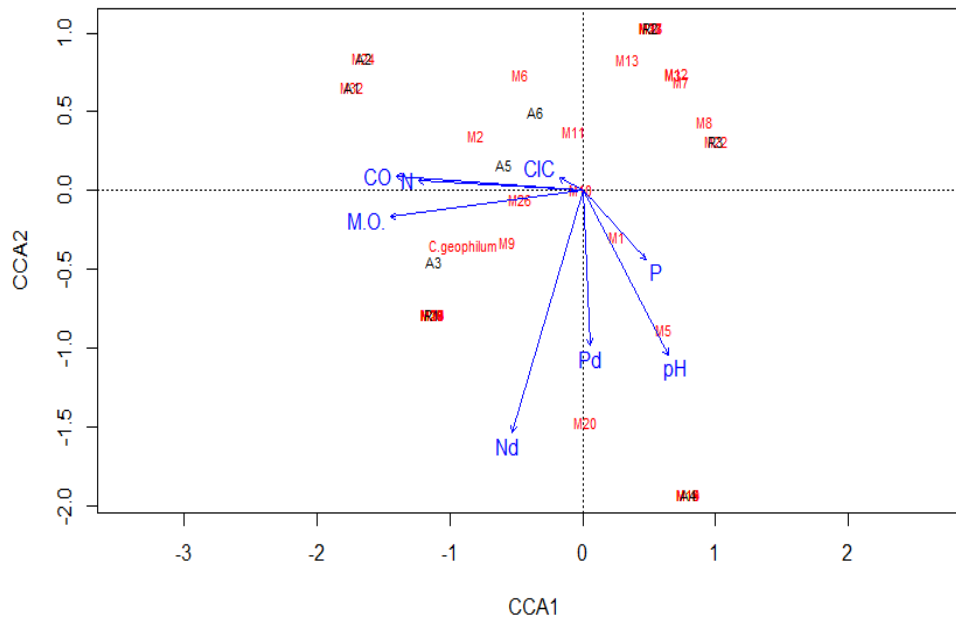


Figura 27 . Análisis de correlación canónica (CCA) con los morfotipos ectomicorrizicos asociados a *P. patula* en relación a las características químicas de suelo. CIC: Capacidad de intercambio catiónico, N: nitrógeno total, CO: carbono orgánico, M.O.: materia orgánica, Nd: nitrógeno disponible, Pd: fósforo disponible, P: fósforo total.

1.7. DISCUSIÓN

Identificación de morfotipos ECM

En este estudio se pudieron identificar 33 morfotipos presentes en bosques de *Pinus patula* en el Ejido Llano Grande; a pesar de la escasa información que existe sobre este tema, algunos autores como Perea (2009) se han enfocado en este tipo de investigaciones, dicho autor encontró la presencia de 52 morfotipos en bosques de *Pinus hartwegii*, esta diferencia en el número de especies puede deberse a distintos factores como el sitio de estudio o también a la estación en la que se realizó el

muestreo, ya que en el caso de Perea el muestreo se efectuó en la temporada de lluvias y el presente estudio se realizó en la de sequía.

Otros factores que podrían estar ocasionando una variación en el número de morfotipos ectomicorrízicos, podrían ser la edad del arbolado y la composición de las especies que integran el bosque, lo cual repercute en la composición de los hongos, mismos que entran a un proceso de sucesión al igual que las plantas, razón por la cual los bosques maduros tienden a presentar un mayor número de especies de hongos en comparación con rodales jóvenes (Kernaghan, 2005).

El conocer los morfotipos ectomicorrízicos presentes en las áreas forestales, podría contribuir a entender de mejor manera estos procesos de sucesión que repercuten durante todo el ciclo de vida de los individuos en distintas condiciones ambientales (Galindo-Flores *et al.*, 2015).

Guarneros (2017), realizó una investigación sobre las comunidades ectomicorrízicas en bosques de *Pinus patula* en el Estado de Puebla, que actualmente se encuentran bajo manejo forestal. Es relevante señalar que sus resultados indicaron un efecto directo sobre estas comunidades, encontrando que los sitios donde se aplicaron cortas completas de regeneración, el número de morfotipos fue de 14, similar al presente estudio donde la anualidad 2016 tuvo 10 morfotipos distintos y la anualidad 2018 disminuyó a ocho. Lo anterior pudiera explicarse a por la influencia de las actividades antropogénicas como la cosecha forestal, el fuego, la disposición de nitrógeno, la remoción de suelo, entre otras

acciones, que ocasionan una disminución considerable en la diversidad de micorrizas (Kernaghan,2005).

En el caso de aplicación de cortas intermedias, Zamora-Morales *et al.* (2018), reportan una reducción considerable en las comunidades de ectomicorrizas en todos los tratamientos evaluados (primera y segunda corta de aclareo, corta de liberación y corta de regeneración), mostrando que los aclareos tuvieron un bajo efecto, caso contrario es el de corta de regeneración, donde la riqueza de ectomicorrizas tuvo un efecto negativo alto.

Por otro lado, en este estudio fueron cuatro los morfotipos compartidos entre tratamientos Varenius *et al.* (2016), señalan que son pocas las especies que dominan en todas las clases de edad, en su estudio, el 50% de la abundancia relativa estuvo dominada por dos especies y esta diversidad aumenta conforme aumenta la edad del arbolado.

Los resultados de este estudio muestran un efecto en la disminución de la diversidad de las comunidades ectomicorrízicas al aplicar un aprovechamiento forestal intensivo; los resultados indicaron que la diversidad de las ectomicorrizas en donde hubo retención de árboles resultó mayor que en los sitios cosechados durante 2016 y 2018. Este resultado es comparable a los estudios de Eilertsen (2015) y Varenius *et al.* (2017), quienes señalaron que existe un efecto negativo después de la cosecha sobre las comunidades de ectomicorrizas y que la diversidad es mayor en las áreas de retención y de bosque primario. Un factor adicional está vinculado con el hecho de que la estructura de comunidades de las ectomicorrizas asociadas con

los ecosistemas forestales es dinámica espacial y temporalmente. Por ejemplo, existen ectomicorrizas que solo se asocian con estadios juveniles de sus árboles hospederos, las cuales son denominadas especies pioneras. Esto limita la asociación de una gran diversidad ectomicorrízica con árboles jóvenes cuando se utilizan técnicas como la matarrasa. Sin embargo, conforme transcurre el tiempo existe un fenómeno sucesional de las comunidades ectomicorrízicas y una mayor diversidad de ectomicorrizas capaces de asociarse con árboles de mayor edad. Ahí radica la enorme importancia de mantener áreas de retención con alta diversidad de ectomicorrizas, lo que constituye un reservorio genético conforme crecen las plantas reforestadas. El mantenimiento áreas de retención, es entonces una estrategia eficaz para la preservación de las especies nativas de ectomicorrizas para su posterior regeneración en las áreas de aprovechamientos forestales, tal y como se observó en el presente trabajo.

Algunos autores como Zamora *et al.* (2018b) consideran que el método de árboles padre es una alternativa menos drástica para la conservación en la diversidad de hongos, debido a que su análisis sobre el efecto que tienen los tratamientos silvícolas sobre estas comunidades, resultó ser bajo en la riqueza de especies donde se aplicaron cortas de regeneración.

El análisis de proporciones de este estudio, muestra que existe una disminución significativa respecto al número de especies de ectomicorrizas encontradas en cada rodal donde se aplican diversos tratamientos silvícolas, sin embargo, al comprar el área de retención con el rodal que fue cosechado en 2016, no se presentaron diferencias significativas, inclusive, algunos morfotipos se presentan en ambos

tratamientos, lo anterior pudiera considerarse como un proceso de recuperación. Bahram *et al.* (2011), señalan un patrón de sucesión entre los cuerpos fructíferos de hongos y micorrizas que están presentes alrededor de los árboles. De esta manera, a través del análisis de los cambios en los ecosistemas durante cierto periodo de tiempo, puede contribuirse a comprender mejor manera los procesos de sucesión y regeneración (Quiñonez-Martínez *et al.*, 2013).

Dentro de los cuatro morfotipos encontrados en los tres tratamientos, se identificó a *Cenococcum geophilum*, este ha sido identificado como uno de los más abundantes en los ecosistemas forestales por su gran capacidad de adaptación, incluso, en sitios erosionados, así como por su capacidad para recuperarse ante diversos factores antropogénicos (Almaraz-Llamas *et al.*, 2019). Los autores reportan que *Cenococcum geophilum* en asociación con *Pinus maximartinezii* Rzedowski es altamente abundante, ya que de los 18 morfotipos que encontraron, *C. geophilum* representó 42%.

Otros autores también destacan al *Cenococcum geophilum* como uno de los ocho principales morfotipos encontrados en los bosques de *Picea glauca* (Moench) Voss, en diferentes tratamientos silvícolas, representando el 12% de abundancia relativa (Lazaruk *et al.*, 2005), concluyendo que la retención de árboles, ya sea en franjas o dispersas, contribuye de manera exitosa al restablecimiento de las ectomicorrizas. Algunos otros registros relacionados con las comunidades ectomicorrízicas en los géneros *Picea* y *Pinus* en bosques europeos reportan que entre las especies más abundantes esta *C. geophilum* (Rosinger *et al.*, 2018).

Al aplicar el índice de Shannon-Wiener en los datos de cada tratamiento y considerando la tabla de referencia de Ramírez (2006), la anualidad 2016 y 2018 presentan una condición de diversidad “baja”, ya que él autor maneja un intervalo de 1 a 1.8 para esta condición; caso contrario el resultado de la retención, donde se obtuvo 2.48 y corresponde a una condición “muy alta” (>2.3). Guarneros (2017), reportó que el índice de diversidad de Shannon-Wiener para los sitios donde se aplicaron cortas totales fue de 1.09 con solo tres especies y, para el caso de los sitios donde los tratamientos silvícolas no son tan intensivos, el índice aumentó a 3.4. En los resultados de Perea (2009), se señala que este índice de diversidad fue de 2.28, con 21 morfotipos distintos; las diferencias con respecto al presente estudio puede deberse a la estacionalidad en la que se realizaron los muestreos, al sitio de estudio, la especie hospedera, entre otros factores como los ambientales, e incluso con la cantidad de materia orgánica presente en el bosque.

Efecto de las características químicas del suelo y la aplicación de tratamientos silvícolas sobre la diversidad de ECM

La diversidad de ectomicorrizas está influenciada por algunos parámetros químicos del suelo, algunas especies pueden adaptarse a distintos contenidos de N, P, MO, CIC. y C (Reverchon *et al.*, 2012); en este estudio la mayoría de los morfotipos se ha desarrollado de forma independiente, pero es importante mencionar que algunos se desarrollaron mejor en parámetros bajos de C y N, lo cual concuerda con los resultados de Reverchon *et al.* (2010b).

De acuerdo al estudio de Guarneros (2017) la diversidad de las ectomicorrizas está más influenciada por las características del arbolado como son el diámetro normal y la altura, que por los nutrimentos del suelo. Otros autores también reportan que las condiciones climáticas y del suelo, así como el tipo de vegetación y la edad del arbolado, son factores que afectan directamente la diversidad de las especies tanto de esporocarpos, como de ectomicorrizas (Fernández-Toirán *et al.*,2006).

En el presente estudio ninguno de los morfotipos se correlacionó con el C orgánico y el N total, sin embargo, otros estudios han reportado una correlación de estos elemento con las raíces muertas, mientras que las raíces vivas ectomicorrizadas se correlacionaron fuertemente fósforo como P_2O_5 –Oxido de fósforo (Bzdyk *et al.*,2019). Estas diferencias en los resultados pueden deberse a las especies hospederas, como se ha mencionado con anterioridad, ya que los autores enfocaron su estudio en especies del género *Quercus* en distintos sitios y edades. Los resultados de este estudio, muestran que las correlaciones de Pearson entre los índices de diversidad se ven asociadas con el pH, el N disponible y el P. Rosinger *et al.*, (2018), establecen que el hospedero es un factor determinante para la diversidad de ectomicorrizas que puedan encontrarse en las coníferas, resaltando que el pH, la temperatura y el N del suelo suelen ser las principales características que afectan las comunidades ectomicorrízicas.

Por otro lado, Rudawska *et al.*, (2011) reportan que los metales pesados que puedan estar presentes en los sitios, también influyen de manera negativa a las comunidades ectomicorrízicas. Los autores argumentan que después de un disturbio, la recuperación de las ectomicorrizas puede llevar algunas décadas y que

es evidente el efecto de los factores químicos del suelo sobre ellas, por lo tanto, en el presente estudio, es notorio que existe un proceso de recuperación después de la aplicación de las actividades de manejo, que evidencian la diferenciación del número de morfotipos presentes y la cantidad de ellos que se comparten entre tratamientos. Es importante mencionar que algunos hongos ectomicorrízicos pueden inhibir el paso de los metales pesados a las raíces más profundas del árbol y otras más suelen ser tolerantes a altas concentraciones de elementos tóxicos (Bierza *et al.*, 2020).

Investigaciones recientes concuerdan que al existir una perturbación por el manejo forestal, se presenta una disminución en las comunidades de ectomicorrizas, ocasionada por el cambio en el microambiente, también se ha comprobado que las quemas controladas forman parte de esta alteración en la diversidad ectomicorrízica, sin embargo se enfatiza que la retención en parches o los árboles conservados de forma individual dentro de los sitios cosechados resultan ser favorables para la conservación de esta diversidad (Lazaruk, 2005). Otros estudios han determinado que las condiciones del sitio, el manejo forestal del rodal y el contenido de nitratos, son factores que afectan bastante a las comunidades ectomicorrízicas, pero también suelen tener un efecto negativo sobre los cuerpos fructíferos (Leski *et al.*, 2019).

1.8. CONCLUSIONES

Fue posible caracterizar morfológicamente la diversidad de ectomicorrizas presente en los individuos de *P. patula* durante la temporada de sequía.

Se contribuye a la evaluación del impacto del manejo forestal intensivo sobre las comunidades ectomicorrízicas.

Se encontró que se comparten un bajo número de morfotipos entre tratamientos como respuesta a las variaciones en las características dasométricas del arbolado, su edad, y en general las características del sitio.

La diversidad de las comunidades ectomicorrízicas varía de acuerdo a las variables edáficas de los sitios y se relaciona directamente con la modificación del microambiente debido al manejo forestal del rodal.

Las comunidades ectomicorrízicas presentan un proceso de sucesión que es favorecido por las franjas de retención de árboles que se han dejado intactas en los rodales que fueron cosechados a matarrasa.

La información sobre este tipo de temas continúa siendo escasa en México, por lo que se sugiere dar continuidad a este tipo de investigaciones.

También es recomendable que en el área de estudio se realice un muestreo durante la temporada de lluvias, y así poder tener un panorama más amplio del efecto del manejo forestal sobre las comunidades ectomicorrízicas y la medida en que la estrategia de retención de árboles, en distintas proporciones, puede favorecer a la recuperación de ellas.

LITERATURA CITADA

Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Forest management in the XXI century. *Maderas y Bosques*, 21(especial):17-28.

Alarcón, A. y Ferrera-Cerrato, R. (2000). Manejo de la micorriza arbuscular en sistemas de propagación de plantas frutícolas. Arbuscular mycorrhizae management on fruit plant propagation systems. *Terra latinoamericana*, 17(3):179-191.

Alem, D.; Dejene, T.; Oria-de-Rueda, J. A., Geml, J. y Martín-Pinto, P. (2020). Soil fungal communities under *Pinus patula* Schiede ex Schldl. & Cham. Plantation Forests of Different Ages in Ethiopia. *Forests*. 11(10):1109. <https://doi.org/10.3390/f11101109>

Almaraz-Llamas, A.; Pérez-Moreno, J.; Torres-Aquino, M.; Carcaño-Montiel, M. G. y Ríos, I. H. (2019). *Cenococcum geophilum* y su asociación con *Pinus maximartinezii* árbol nativo de México en peligro de extinción. *Scientia fongorum*. (49):1-8. <https://doi.org/10.33885/sf.2019.49.1222>

Amaranthus, M. P; Page, D. D.; Harvey, A.; Cazares, E. y Bednar, L. F. (1996). Soil compaction and organic matter removal affect conifer seedling nonmycorrhizal and ectomycorrhizal root tip abundance and diversity. Res, Pap. PNW-RP-494. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. *Pacific Northwest Research Station*. 12 p.

Bahram, M., Pölme, S., Kõljalg, U., y Tedersoo, L. (2011). A single European aspen (*Populus tremula*) tree individual may potentially harbour dozens of *Cenococcum*

geophilum ITS genotypes and hundreds of species of ectomycorrhizal fungi. *FEMS microbiology ecology*, 75(2):313-320.

<https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.01000.x>

Beltrán, P. C. (2012). Un problema de gestión forestal con requerimientos de adyacencia en unidades territoriales [tesis de maestría, Universidad Autónoma de Nuevo León]. Repositorio institucional. pp. 12-23. <http://eprints.uanl.mx/2588/>

Bierza, W., Bierza, K., Trzebny, A., Greń, I., Dabert, M., Ciepal, R., y Trocha, L. K. (2020). The communities of ectomycorrhizal fungal species associated with *Betula pendula* Roth and *Pinus sylvestris* L. growing in heavy-metal contaminated soils. *Plant and soil*, 457(1):321-338. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04737-4>

Bzdyk, R. M., Olchowik, J., Studnicki, M., Nowakowska, J. A., Oszako, T., Urban, A., y Hilszczanska, D. (2019). Ectomycorrhizal colonization in declining oak stands on the Krotoszyn Plateau, Poland. *Forests*, 10(1): p. 30.

<https://doi.org/10.3390/f10010030>

Camargo-Ricalde, S. L., Arias, N. M. M.; Mera, C. J. D. L. R. y Arias, S. A. M. (2012). Micorrizas: una gran unión debajo del suelo. *Revista Digital Universitaria* 13(7):1-3.

<http://www.revista.unam.mx/vol.13/num7/art72>

Chapela, F. (2012). Estado de los bosques de México. México, DF: *Consejo civil mexicano para la silvicultura sostenible AC*. Pp 6-22. Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2007. Caracterización de hongos ectomicorrícicos en un bosque de *Pinus jeffreyi* y su uso potencial como inóculo. pp.13-24.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). 2016. Conservación de biodiversidad en el Ejido Llano Grande. México. pp. 1-8.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Consultado en 2020. Ficha técnica de *Pinus patula*. pp. 1-8.

<http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/975Pinus%20patula.pdf>

Determination of ectomycorrhizae (Deemy). Consultada en 2020. <http://deemy.de/>

Durán-Manuel, F.; Geada-López, G.; Martínez-Becerra, L. W.; Pérez-Pereda, E. y Massó-Matos, J. (2017). Diagnóstico de hongos ectomicorrícicos en un bosque natural de *Pinus cubensis* Griseb, afectado por fuego. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 5(2):161-171.

Eilertsen L. (2015). Do retention trees affect the composition of ectomycorrhizal fungi? A comparison between clear-cuts areas with and without retention trees in pine forests. *Forest mycology and plant pathology*. pp. 1-38

Enríquez-Velázquez, Olga, Aguilar-Aguilar, Rosenda, Valencia-Cantero, Eduardo y Velázquez-Becerra, Crisanto (2017). Perfil fisicoquímico y microbiológico de tres distintos suelos forestales y su efecto en el crecimiento de *Pinus devoniana* Lindl. *Polibotánica* (44):109-118. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.44.8>

ERVTXHV, L (2011). Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *MEDIR LA DEGRADACIÓN*, 62(2): 25.

FAO (2020). Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020. Informe Nacional México. Consultado en 2020 en: http://www.fao.org/3/j2215s/j2215s05.htm#P614_47440

Fedrowitz K., Koricheva J., Baker S. C. Lindenmayer D. B., Palik B., Rosenvald R., ... y Gustafsson L. (2014). Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied ecology*. 51(6):1669-1679.

<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12289>

Fernández-Toirán, L. M., Ágreda, T., y Olano, J. M. (2006). Stand age and sampling year effect on the fungal fruit body community in *Pinus pinaster* forests in central Spain. *Botany*, 84(8):1249-1258. <https://doi.org/10.1139/b06-087>

Galindo-Flores, G., Castillo-Guevara, C., Campos-López, A., y Lara, C. (2015). Caracterización de las ectomicorrizas formadas por *Laccaria trichodermophora* y *Suillus tomentosus* en *Pinus montezumae*. *Botanical Sciences* 93(4):855-863. <https://doi.org/10.17129/botsci.200>

García B. R. M. 1997. Distribución de hongos ectomicorrízicos en rodales de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. Et Cham. y la relación con su declinación [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México]. pp.1-11.

Garibay-Orijel, R.; Morales-Marañón, E.; Domínguez-Gutiérrez, M. y Flores-García, A. (2013). Caracterización morfológica y genética de las ectomicorrizas formadas entre *Pinus montezumae* y los hongos presentes en los bancos de esporas en la Faja Volcánica Transmexicana. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, (84):53-169.

<https://doi.org/10.7550/rmb.29839>

Gauch, H. G. (1982). *Multivariate analysis in community ecology*. EUA. Cambridge University Press. p. 12.

Guarneros H. A. M. (2017). Impacto del manejo forestal intensivo sobre la diversidad de los hongos ectomicorrízicos en un bosque de coníferas en la región de Chignahuapan, Puebla [Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Tlaxcala]. pp. 10-25.

Gustafsson L. Baker S. C., Bauhus J., Beese W. J., Brodie A., Kouki J., ... y Franklin J. F. (2012). Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. *BioScience*, 67 (7):633-645. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.7.6>

Halffter, G. y Moreno, C. E. (2005). Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. Significado de las diversidades alfa, beta y gamma.. Monografías Tercer Milenio, (4): 5-18.

Heinonsalo J., (2004). The effects of forestry practices on ectomycorrhizal fungal communities and seedling establishment, Integrated studies on biodiversity, podzol profile, clear-cut logging impacts and seedling inoculation. Department of biological and environmental sciences. Division of General Microbiology. Faculty of Biosciences University of Helsinki. pp. 12-13.

Hernández-Salas, J.; Aguirre-Calderón, O. A.; Alanís-Rodríguez, E.; Jiménez-Pérez, J.; Treviño-Garza, E. J.; González-Tagle, M. A.,...y Domínguez-Pereda, L. A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del Noroeste de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19 (2):189-200.

<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.08.052>

Jardel, P. E. J. (2012). El manejo forestal en México: Estado actual y perspectivas. Estado de los bosques en México. *Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible en México*, 69-115.

Jasso-Arriaga, X.; Martínez-Campos, A. R.; Gheno-Heredia, Y. A. y Chávez-Mejía, C. (2016). Conocimiento tradicional y vulnerabilidad de hongos comestibles en un ejido dentro de un área natural protegida. *Polibotánica* (42):167-195.
<https://doi.org/10.18387/polibotanica.42.9>

Kernaghan, G. (2005). Mycorrhizal diversity: cause and effect? *Pedobiologia*, 49 (6):511-520. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.05.007>

Lazaruk L. W., Kernaghan G. Macdonald S. E., Khasa D. (2005). Effects of partial cutting on the ectomycorrhizae of *Picea glauca* forests in northwestern Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(6):1442-1454.
<https://doi.org/10.1139/x05-062>

Leski, T.; Rudawska, M.; Kujawska, M.; Stasinska, M.; Janowski, D.; Karlinski, L. y Wilgan, R. (2019). Both forest reserves and managed forests help maintain ectomycorrhizal fungal diversity. *Biological conservation*. 238:108206.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108206>

Luoma D. L. Stockdale C. A., Molina R., y Eberhart J. L. (2006). The spatial influence of *Pseudotsuga menziesii* retention trees on ectomycorrhiza diversity. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(10):2561-2573.
<https://doi.org/10.1139/x06-143>

Marrero, Y.; Rivera, R., Plana, R., Simó, J., y Ruiz, L. (2008). Influencia del laboreo sobre el manejo de la simbiosis micorrízica efectiva en una secuencia de cultivos sobre un suelo pardo con carbonatos. *Cultivos Tropicales*, 29 (2):11-15.

Molina, M. L.; Mahecha, L. L. y Medina, S. M. (2005). Importancia del manejo de hongos micorrizógenos en el establecimiento de árboles en sistemas silvopastoriles. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 18(2):162-175.

Montaño Arias, N. M., Sandoval Pérez, A. L., Ricalde, S. L. C., y Yáñez, J. M. S. (2010). Los microorganismos: pequeños gigantes. pp. 15-23.

Mostacedo, B. y Fredericksen, T. S. (2000). Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. pp. 43-54.

Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. Pp. 100-130.

Mujica Pérez de Castro, M. I. (2019). Especialización en micorrizas: factores ecológicos e implicancias macroevolutivas [Tesis de doctorado, Universidad Católica de Chile]. pp. 10-13. Repositorio UC

<https://repositorio.uc.cl/handle/11534/22960>

Musálem, M. A. y Fierros, A. M. (1996). Curso de silvicultura de bosques naturales. pp.39-51.

Õpik, M.; Moora, M.; Zobel, M.; Saks, Ü.; Wheatley, R.; Wright, F. y Daniell, T. (2008). High diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a boreal herb-rich coniferous forest. *New Phytologist*, (179): 867-876.

<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02515.x>

Ortiz, V. B. y Ortiz Solorio, C. A. 1990. Edafología. México. Editora V. A. Gómez Cuevas. pp. 1-22.

Pedraza, R. O.; Teixeira, K. R. S.; Scavino, A. F.; de Salamone, I. G.; Baca, B. E.; Azcón, R., ... y Bonilla, R. (2010). Microorganismos que mejoran el crecimiento de las plantas y la calidad de los suelos. Revisión. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 11(2):155-164.

Perea, E. V. M. (2009). Ectomicorrizas, humedad y depósito de nitrógeno en pinos de invernadero y en bosques aledaños a la Ciudad de México [tesis de Doctorado, Colegio de Postgraduados]. pp. 44-100.

Pérez, M. J. & Read, David J. (2004). Los hongos ectomicorrízicos, lazos vivientes que conectan y nutren a los árboles en la naturaleza. *Interciencia*. 29 (5): 239-247.

Peterson, R. L., y Massicotte, H. B. (2004). Exploring structural definitions of mycorrhizas, with emphasis on nutrient-exchange interfaces. *Canadian Journal of Botany*, 82(8):1074-1088. <https://doi.org/10.1139/b04-071>

Pla, L. (2006). Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8): 583-590.

Puettmann, K. J., Coates, K. D y Messier, C. (2016). Crítica de la silvicultura: El manejo de la complejidad. Asociación Cultural y Científica Iberoamericana (ACCI). pp. 40-73.

Quiñonez-Martínez, M.; Keleng, T. L. y Lavín-Murcio, P. (2013). Influencia del disturbio en la riqueza de hongos ectomicorrizógenos en los bosques de Chihuahua.

Influencia del disturbio en la riqueza de hongos ectomicorrizógenos en los bosques de Chihuahua, 9. *Revista de Ciencia y Tecnología de la UACJ*, 11:9-16.

Ramírez, M. J. J. (1998). Aprovechamiento y manejo silvícola de los recursos forestales en seis municipios de la región Oeste del Estado de Jalisco. Memoria de experiencias profesionales. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. pp. 12-34.

Ramírez, G. A. (2006). Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Bogotá: Editorial Pontificia Universidad Javeriana. pp.50-60.

Ramírez, M. H. (2017). Manual para la elaboración de programas de manejo forestal maderable en clima templado frío. Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Universidad Autónoma Chapingo (UACH) y Academia Nacional de Ciencias Forestales A. C. pp.59-101.

Reverchon, F.; Ortega-Larrocea, M. D. P., Pérez-Moreno, J., Peña-Ramírez, V. M. y Siebe, C. (2010). Changes in community structure of ectomycorrhizal fungi associated with *Pinus montezumae* across a volcanic soil chronosequence at Sierra Chichinautzin, México. *Canadian journal of forest research*, 40(6):1165-1174. <https://doi.org/10.1139/X10-062>

Reverchon, F. María del Ortega-Larrocea, P. M. y Pérez-Moreno, J. (2010b). Saprophytic fungal communities change in diversity and species composition across a volcanic soil chronosequence at Sierra del Chichinautzin, Mexico. *Annals of microbiology*. 60(2): 217-226. <https://doi.org/10.1007/s13213-010-0030-7>

Reverchon, F.; del Pilar Ortega-Larrocea, M. y Pérez, M. J. (2012). Soil factors influencing ectomycorrhizal sporome distribution in neotropical forests dominated by *Pinus montezumae*, Mexico. *Mycoscience*. 53(3): 203-210.

<https://doi.org/10.1007/S10267-011-0136-1>

Richter, A., Schoning, I.; Kahl, T.; Bauhus, J. y Ruess, L. (2018). Regional environmental conditions shape microbial community structure stronger than local forest management intensity. *Forest ecology and management*, (409):250-259.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.027>

Rosinger, C., Sandén, H., Matthews, B., Mayer, M., y Godbold, D. L. (2018). Patterns in ectomycorrhizal diversity, community composition, and exploration types in european beech, pine, and spruce forests. *Forests*, 9(8): 445.

<https://doi.org/10.3390/f9080445>

Rudawska, M., Leski, T. y Stasinska, M. (2011). Species and functional diversity of ectomycorrhizal fungal communities on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) trees on three different sites. *Annals of forests science*, 68(1):5-15.

Sánchez, A. y López, M. L. (2003). Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología. Serie botánica*, 74(1):47-71.

Sánchez, J. D. L., Armbrecht, I. y Lerma, J. M. (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.

<https://doi.org/10.15446/acag.v64n4.46045>

SAS Institute Inc., Cary, NC, U. SAS®9.0. Selosse, M. A. y Le Tacon, F. (1998). The land flora: a phototroph-fungus partnership? *Trends in Ecology and Evolution*, 13(1):15-20.

[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01230-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01230-5)

Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Informe de la Situación del Medio Ambiente 2015. Compendio de estadísticas ambientales, indicadores clave de desempeño ambiental y de crecimiento verde. Edición 2015. Consultado en 2020 en:

https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf

Valdés-Ramírez, M. (2011). El cambio climático y el estado simbiótico de los árboles del bosque. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(5):5-14.

Van Der Heijden, M. G. A., Martín, F. M.; Selosse, M. A. y Sanders, I. R. (2015). Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. *New Phytologist*, 205(4):1406-1423. <https://doi.org/10.1111/nph.13288>

Varenus, K., Karén, O., y Lindahl B. (2016). Long-term effects of tree harvesting on ectomycorrhizal fungal communities in boreal Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, 380:41-49. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.006>

Varenus, K., Lindahl, B. D. & Dahlberg, A. (2017). Retention of seed trees fails to lifeboat ectomycorrhizal fungal diversity in harvested Scots pine forests. *FEMS microbiology ecology*, 93(9). <https://doi.org/10.1093/femsec/fix105>

Trusty, P. E., y Cripps, C. L. (2011). Influence of fire on mycorrhizal colonization of planted and natural whitebark pine seedlings: ecology and management

implications. In: Keane, Robert E.; Tomback, Diana F.; Murray, Michael P. y Smith, Cyndi M., eds. *The future of high-elevation, five-needle white pines in Western North America: Proceedings of the High Five Symposium. 28-30 June 2010; Missoula, MT. Proceedings RMRS-P-63. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. P. 198-202. (Vol. 63,198-202).*

Zamora-Morales, B. P., Zamora-Martínez, M. C., Nieto de Pascual Pola, M. C. C. y García Campusano, F. T. A. (2018). Condiciones edáficas, abundancia y riqueza de hongos ectomicorizógenos comestibles. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9 (48): 226-251. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.152>

Zamora, M. M. C.; Nieto de Pascual, P. M. C. C.; Sánchez, C. R.; García, C. F. y Zamora, M. B. P. (2018b). Hongos comestibles de Zacatlán de Las Manzanas, Puebla (II). Folleto técnico Núm. 29 CENID-COMEF, INIFAP, Coyoacán, Ciudad de México, México. 80 p.

Zar, J. H. (1996). *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. pp. 157-159.

CONCLUSIONES GENERALES

La relevancia en la estructura y funcionamiento de la ectomicorriza en el ecosistema de *Pinus patula* evaluado, es evidente dado que de las 4,503 raíces analizadas 70, 28 y 2% correspondieron a raíces vivas ectomicorrizadas, raíces muertas y raíces no micorrizadas, respectivamente. Tal y como se ha demostrado previamente, en otros ecosistemas forestales boreales y templados, existió dominancia de un reducido número de morfotipos ectomicorrízicos y la gran mayoría tuvieron abundancias relativas bajas, inferiores al 2%. En los tratamientos estudiados 4 morfotipos ectomicorrízicos contribuyeron al 62% de la abundancia relativa total. Se identificaron y caracterizaron morfoanatómicamente 33 morfotipos, de los cuales 85% fueron detectados en las áreas de retención y un 12% de ellos se registraron en las anualidades 2016 y 2018. Esto es indicador de la recuperación paulatina de la diversidad ectomicorrízica conforme transcurre el tiempo y demuestra la relevancia de mantener dichas áreas de retención, las cuales son reservorios genéticos de la diversidad nativa de ectomicorrizas, la cual posee una enorme diversidad funcional. Esta estrategia de manejo silvícola puede atenuar el impacto negativo en la diversidad ectomicorrízica como consecuencia de la aplicación de aprovechamientos forestales, dado que el índice de diversidad de Shannon-Wiener fue 68 y 63% menor en las anualidades 2016 y 2018, respectivamente en comparación con las áreas de retención. El presente estudio demostró también, mediante análisis multivariado, que existe una correlación entre los diversos morfotipos y algunas características físicas y químicas del suelo, e.g. *Cenococcum geophilum* fue influenciado negativamente por el contenido de materia orgánica y el

N disponible, mientras que los morfotipos 1 y 5 fueron influenciados negativamente por el pH y el P total, demostrando la complejidad de las interacciones entre la comunidad ectomicorrízica y las variables edáficas. En resumen, se concluye que el aprovechamiento forestal con la técnica de cortas de regeneración totales tiene un impacto negativo en la diversidad, riqueza y abundancia de ectomicorrizas; sin embargo, el mantenimiento de áreas de retención puede reducir dicho impacto negativo y contribuir al restablecimiento de la diversidad de comunidades ectomicorrízicas a lo largo del tiempo, al ser un reservorio genético diverso de dichas comunidades.

ANEXOS

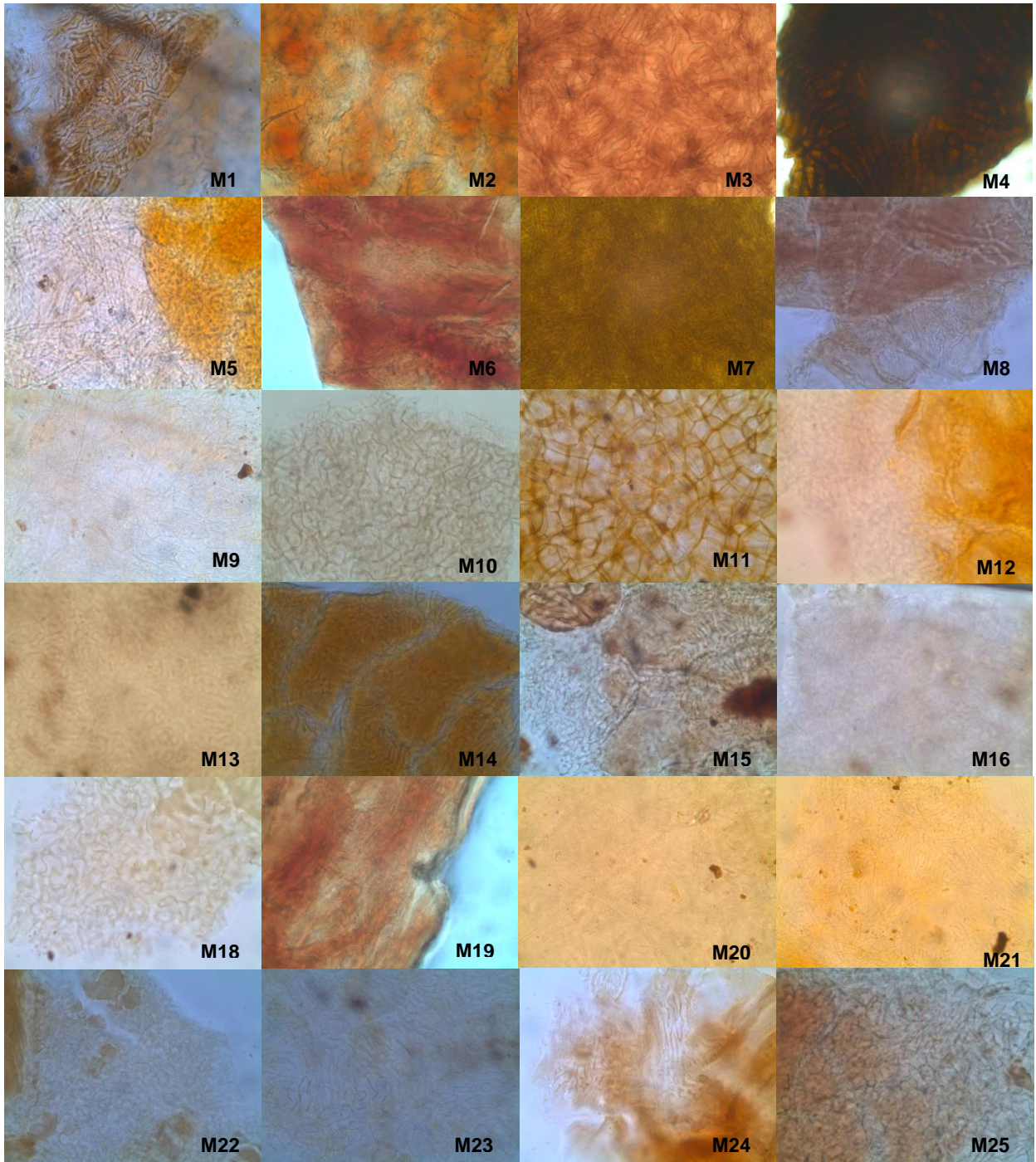
Anexo I. Morfotipos encontrados



Anexo I. Morfotipos encontrados... continuación

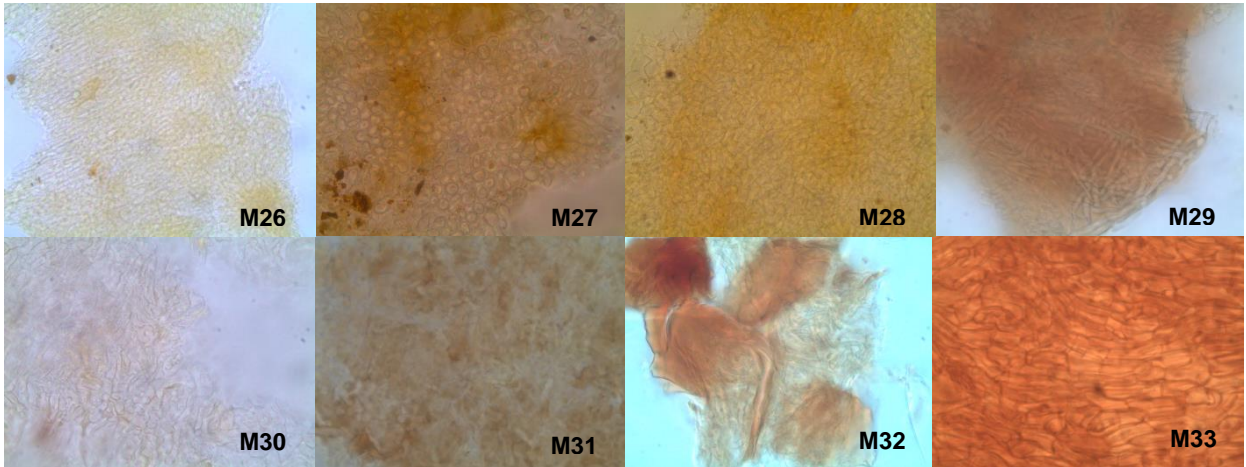


Anexo II. Apariencia del manto externo de cada morfotipo encontrado.











Continúa...

Anexo II. Apariencia del manto externo de cada morfotipo... continuación


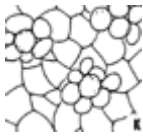
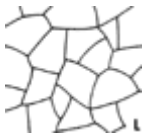
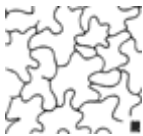

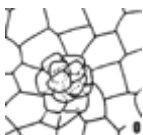





Anexo III. Tipos de manto de acuerdo con la plataforma Deemy (2020)

	1	Ring-like arrangement of hyphal bundles (type A)
	2	Hyphae rather irregularly arranged and no special pattern discernible (type B)
	3	Gelatinous matrix between the hyphae (type C)
	4	Hyphae arranged net-like, with prominent cystidia (type D)
	5	Hyphae arranged net-like, repeatedly and squarrosely branched (type E)
	6	Occasional patches of roundish cells on the mantle (type F)
	7	Hyphae star-like arranged and tightly glued together (type G)
	8	A net of coarse and irregularly shaped hyphae (type H)

Continúa...

Anexo III. Tipos de manto de acuerdo con la plataforma Deemy (2020)...continuación

	9	Hymeniform, stout and often slightly curved hyphal end-cells, filled with oily droplets which stain in sulpho-vanillin (type I)
	10	Angular cells, bearing mounds of roundish cells (type K)
	11	Angular cells (type L)
	12	Epidermoid cells (type M)
	13	Some cells containing droplets, staining in sulpho-vanillin; shape variable (type N)
	14	Angular cells and mounds of flattened cells (type O)
	15	Angular cells bearing a hyphal net (type P)
	16	Epidermoid cells bearing mounds of cells
	17	Epidermoid cells bearing a hyphal net (type Q)

Anexo IV. Cuerpos fructíferos de algunos hongos encontrados durante la fase en campo.

