



Morfotipos ectomicorrícicos

en retención estructural variable de *Pinus patula* Schlttdl et Cham.

Ectomycorrhizal morphotypes in structural variable retention of *Pinus patula* Schlltdl et Cham

Ana Lucila Soto-Gil¹, Alejandro Velázquez-Martínez^{*}, Jesús Pérez-Moreno¹,
Aurelio Manuel Fierros-González¹ y Magdalena Martínez-Reyes¹

¹ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

^{*} Autor de correspondencia. alejvela@colpos.mx

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 del norte del estado de Puebla y en algunas localidades se aplican cortas de regeneración totales. Esta especie, como todos los pinos, depende para su supervivencia de las ectomicorrizas, dada la importancia ecofisiológica de dicha simbiosis. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de cortas de regeneración totales sobre la estructura de comunidades ectomicorrízicas comparada con áreas de retención estructural variable de un bosque de *P. patula* en Chignahuapan, Puebla. Se seleccionaron nueve árboles dentro de las zonas de interés para obtener muestras de suelo y poder extraer los morfotipos ectomicorrizados, para realizar una caracterización morfológica y anatómica. En total se contabilizaron 3137 raíces ectomicorrizadas, dentro de las que se reconocieron 33 morfotipos distintos. Cuatro de ellos dominaron más de 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 en comparación con las áreas de retención. Finalmente, es posible establecer que 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 ectomicorrícicas a lo largo del tiempo, al ser un reservorio genético diverso de dichas comunidades.

PALABRAS CLAVE: cortas completas, ecología, ectomicorrizas, manejo forestal, retención de árboles, silvicultura.

ABSTRACT

One of the forest species most used for timber harvesting is *Pinus patula*. Currently this species is under forest management in the north forests of Puebla state and in some sites, clearcut regeneration system is applied. This species, like all pine species are depending for their survival on ectomycorrhizae, given the ecophysiological importance of this symbiotic association. The aim of this work was to evaluate the effect of the clearcutting regeneration system on the structure of ectomycorrhizal communities compared with areas with variable structural tree retention of a *P. patula* forest in Chignahuapan, Puebla. Nine trees were selected within the areas of interest to obtain soil samples and to be able to extract the ectomycorrhized morphotypes, to be characterized both anatomically and its morphology. 3137 ectomycorrhized roots were counted in total, within 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. Finally, it is possible to say that forest harvesting with clearcutting system 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 over time, as it is a diverse genetic reservoir of these communities.

KEYWORDS: complete felling, ecology, ectomycorrhizal, forest management, tree retention, silviculture.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad es el sostén de la mayor parte de los bienes y servicios ecosistémicos de los bosques (Thompson, 2011). Los microorganismos en el suelo forman parte importante de estos ecosistemas, pues algunos contribuyen a la descomposición de la materia orgánica y la mineralización de nutrientes (Richter et al., 2018). Las ectomicorrizas son definidas como asociaciones mutualistas que se establecen entre las raíces de los árboles y las hifas de hongos, principalmente Basidio y Ascomycota (Galindo-Flores et al., 2015), estas últimas se encargan de envolver y penetrar la raíz intercelularmente (Camargo-Ricalde, 2012). Es conocido que diversas especies forestales en los bosques templados y boreales establecen la asociación ectomicorrícica de manera obligada con hongos ectomicorrícicos 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, protegerlos 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 observado una disminución en las comunidades de ectomicorrizas debido a cambios climáticos; a modificaciones en las características químicas del suelo, como: pH, disponibilidad de N, P, C y materia orgánica; y a cambios ocasionados por las actividades antropogénicas (Marrero et al., 2008; Reverchon, Ortega-Larrocea, et al., 2010). Estas últimas engloban las actividades del manejo forestal, ya que, al aplicar distintos tratamientos silvícolas, parte del arbolado se elimina, ocasionando una apertura en el dosel que se relaciona con una mayor exposición de luz, humedad y remoción de suelo (Zamora-Morales et al., 2018).

Existen varios métodos de aprovechamiento forestal en México, entre ellos el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), el cual considera técnicas silvícolas a corto, mediano y largo plazo con el objetivo de

maximizar el potencial productivo maderable (Ramírez, 1998); el MDS se aplica en algunas regiones del país y es uno de los más intensivos para los bosques coetáneos (Ramírez, 2017). Este sistema de manejo se aplica con el método de regeneración de matarrasa con plantación inmediata en el Ejido Llano Grande, Chignahuapan, Puebla, desde 2014 y ha venido implementado la retención de árboles para mitigar los impactos negativos que puedan tener este tipo de aprovechamiento maderable. Dicha estrategia tiene la finalidad de facilitar la continuidad a la composición y estructura de la diversidad (Gustafsson et al., 2012). La retención de árboles es una práctica forestal que se inició en América durante 1990 (Parrish et al., 2018). Fedrowitz et al. (2014) han señalado que este tipo de actividad, implementada con diferentes porcentajes de retención, ha resultado efectiva para mitigar los efectos negativos de la cosecha, entre ellos, la disminución de las comunidades ectomicorrícicas, debido a que los hongos dependen del carbono de las plantas y también, por la alteración de su entorno biológico (Eilertsen, 2015). Se sabe que la recuperación de ectomicorrizas puede demorar décadas, pero algunos estudios han argumentado que las actividades de retención de árboles han favorecido al brindar soporte y continuidad en el micelio de estas comunidades (Varenius, Lindahl y Dahlberg, 2017). De igual forma, las plántulas contribuyen al restablecimiento de estas comunidades, ya que desde la etapa de vivero traen consigo ectomicorrizas que, al incorporarse al suelo, interactúan con los residuos de micelio cercanos a la retención (Varenius et al., 2016). 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 fueron planteados los objetivos del presente estudio.

OBJETIVOS

Evaluar la diversidad ectomicorrícica 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 beneficio de mantener poblaciones nativas ectomicorrícicas en dichas áreas de retención como reservorios genéticos de las comunidades ectomicorrícicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el ejido Llano Grande, ubicado en la localidad El Aserradero, Municipio de Chignahuapan, Puebla, México. Localizado en la Sierra Norte de Puebla en la región noroccidental, se encuentra entre las coordenadas UTM 592718 y 588251 longitud oeste y 2177819 y 2177671 longitud norte (Fig. 1). La altitud promedio del ejido es de 2800 m, predominando pendientes entre 0% y 15%, el clima dominante, basado en la clasificación de Köppen, es C(w₁)(w) que se caracteriza por ser templado subhúmedo con lluvias en verano, donde la temperatura no rebasa los 17.6 °C. La especie dominante dentro del Ejido es *P. patula*, sin embargo, también es posible encontrar algunas otras especies del género *Quercus* y *Abies religiosa* (Comisión Nacional Forestal [Conafor], 2016).

Recolecta de muestras

Las áreas de muestreo correspondieron a dos rodales que fueron cosechados mediante cortas de regeneración totales durante 2016 y 2018 y fueron reforestados inmediatamente después de la corta. Con la finalidad de poder realizar comparaciones respecto a los sitios cosechados, también se muestrearon áreas de bosque natural (franjas de retención estructural). El muestreo de los morfotipos ectomicorrícicos fue realizado durante febrero de 2020.

La metodología empleada fue tomada y modificada del estudio realizado por Reverchon, Ortega-Larrocea, et al. (2010). De cada anualidad, se seleccionaron tres árboles al azar y tres más dentro de la retención estructural. Posteriormente se obtuvieron muestras de suelo para caracterizar los morfotipos ectomicorrícicos; para ello se

emplearon tubos PVC/25 cm de largo/cinco de diámetro. Se tomaron cuatro muestras de suelo alrededor de cada árbol seleccionado, una por cada punto cardinal (norte, sur, este y oeste). Se recolectaron 36 muestras de suelo distanciadas a 100 m entre ellas, a lo largo de las franjas de retención y las áreas de corta (Fig. 2).

Simultáneamente, se recolectaron muestras de suelo (un kilogramo) dentro de los cuadrantes de cada individuo muestreado. En estas muestras se evaluó el contenido de materia orgánica (método Walkley-Black), el carbono orgánico (obtenido por medio del contenido de materia orgánica), la capacidad de intercambio catiónico (CIC) (método de acetato de amonio), el nitrógeno (N) total y disponible (NH₄-NO₃ por arrastre de vapor), el fósforo (P) total y disponible (método Olsen) y el pH (1:2 H₂O), considerando las normas del laboratorio de física de suelos del postgrado de Edafología del Colegio de Postgraduados.

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 pequeño tamaño, los tubos fueron colocados durante 24 horas en recipientes que contenían agua destilada. Posteriormente, con ayuda de chorros moderados de agua y la utilización de dos tamices con diferente diámetro de abertura (1.18 mm y 0.18 mm) se separaron todas las raíces cortas, las cuales finalmente se colocaron dentro de un recipiente de plástico o de vidrio con agua destilada.

Para el conteo de raíces se utilizó un microscopio estereoscópico (Leica MZ6, Alemania), clasificando las raíces en tres categorías: 1) vivas ectomicorrizadas, 2) vivas no micorrizadas y 3) muertas. Para seleccionarlas se tomaron como criterios micromorfológicos su turgencia, observación de manto, micelio externo y abundancia de pelos radicales. Las raíces vivas ectomicorrizadas fueron separadas por sus características morfológicas, empleando la caracterización de DEEMY (Agerer y Rambold, 2004-2022), registrando caracteres tales como: color, forma, textura, presencia de rizomorfos, abundancia de manto externo y tipo de manto. Para conocer el arreglo anatómico

del manto externo, a cada morfotipo se le realizó una extracción de dicha estructura con la ayuda de un microscopio estereoscópico. Posteriormente los mantos fueron montados en portaobjetos, fotografiados con un

microscopio óptico de campo claro y clasificados (Fig. 3), con sistema taxonómico morfológico (Agerer y Rambold, 2004-2022).

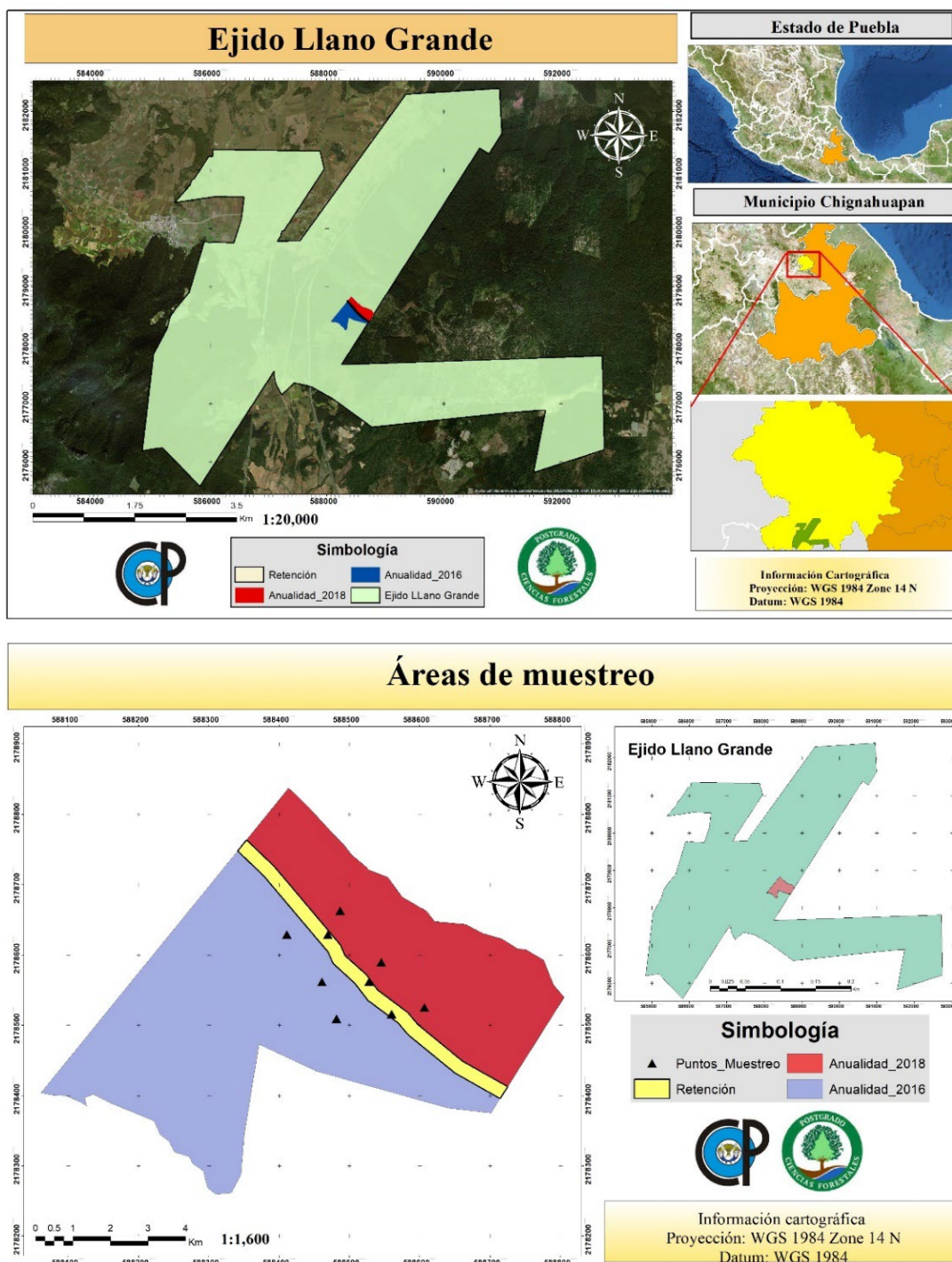


FIGURA 1. Localización del área de estudio del Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla y zonas de recolecta.

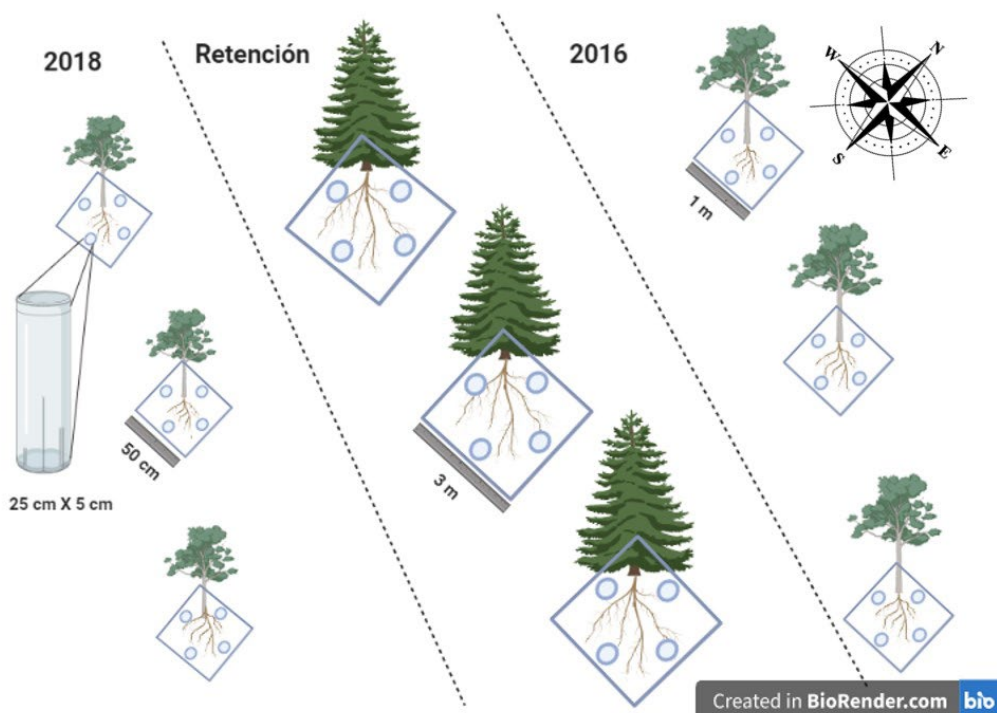


FIGURA 2. Representación gráfica del diseño de muestreo en los tres tratamientos silvícolas muestreados.

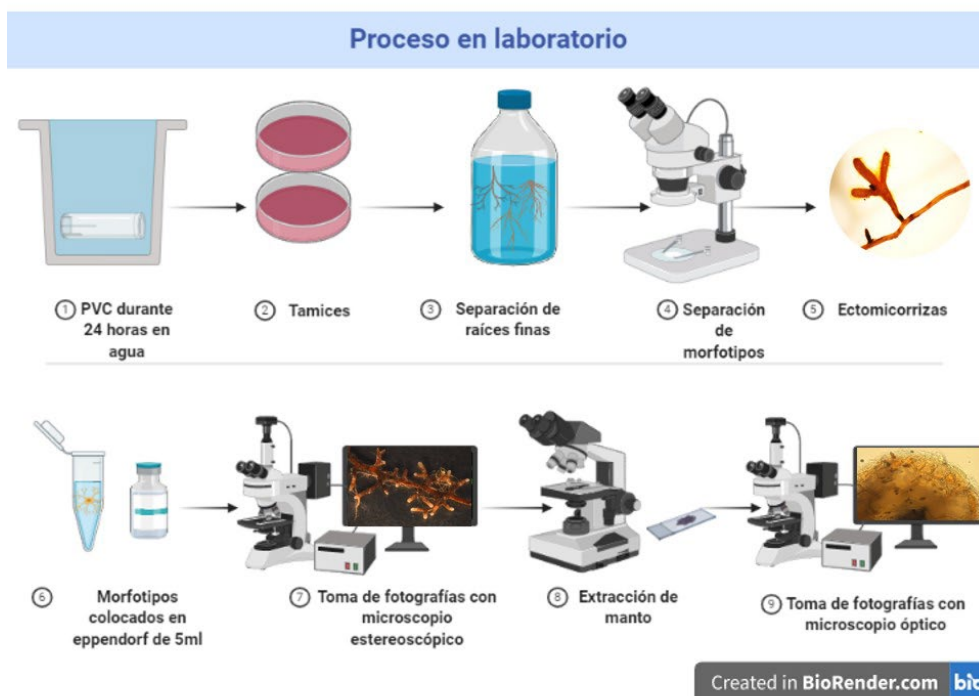


FIGURA 3. Marcha metodológica seguida para procesar las muestras recolectadas en campo, tendiente a la separación y caracterización morfo anatómica de los morfotipos ectomicorrízicos presentes en los diversos tratamientos evaluados.

Análisis estadístico

La diversidad de ectomicorrizas fue estimada con base en las diferentes morfologías anatómicas, correspondientes a diferentes tipos de taxones, siguiendo los criterios propuestos por DEEMY (Agerer y Rambold, 2004-2022). Para evaluar la diversidad de morfotipos ectomicorrízicos presentes en cada anualidad, se utilizó el índice de Shannon Wiener (Shannon y Weaver, 1949) y el índice de Simpson (Simpson, 1949). También se empleó la correlación de Pearson entre los índices de diversidad y las características de suelo evaluadas. Finalmente, utilizando el software R se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA); con el objetivo de examinar la relación entre las diferentes especies de ectomicorrizas encontradas y los factores de suelo evaluados en los sitios de interés.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversidad y riqueza de ectomicorrizas en los tratamientos

En total, se reconocieron 33 morfotipos ectomicorrízicos resultado de la evaluación de 4503 raíces cortas, en las 36

muestras de suelo obtenidas en campo. De estas raíces, 3137 correspondieron a vivas micorrizadas, 90 a vivas no micorrizadas y 1276 a muertas ectomicorrizadas. 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. El morfotipo 4 (M4) fue determinado taxonómicamente como *Cenococcum geophilum* (Fig. 4 y 5), por sus caracteres diagnósticos típicos descritos previamente (Almaraz-Llamas, 2019). Esta especie es una de las más abundantes en los ecosistemas forestales por su gran capacidad de adaptación, incluso en sitios erosionados (Peter et al. 2016), y ha sido registrada previamente en México asociada con *Pinus montezumae* Lamb. (Almaraz et al., 2019); además presenta una alta capacidad para recuperarse y resistir la sequía. Actualmente existen registros de ella en distintas partes del mundo asociada con angiospermas y coníferas; incluso existen registros de bosques de *P. patula*, en donde *Cenococcum geophilum* constituye parte de los morfotipos dominantes (Rodríguez, Garibay et al., 2020; Ramírez et al., 2021).

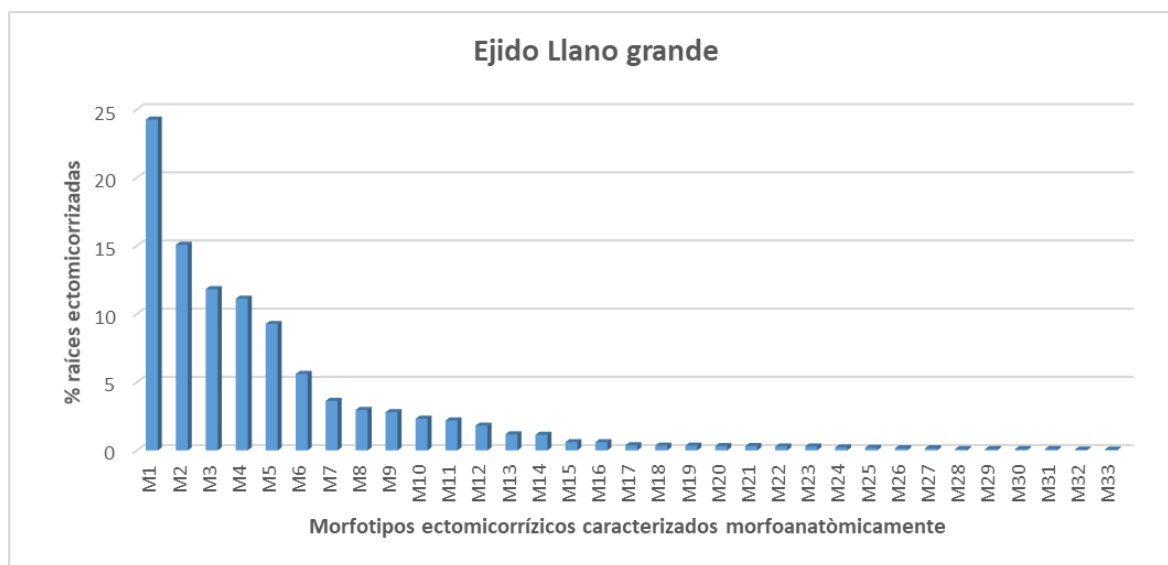


FIGURA 4. Morfotipos ectomicorrízicos presentes en bosques de *Pinus patula*, representado por el porcentaje de abundancia relativa en el Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla. n=36.

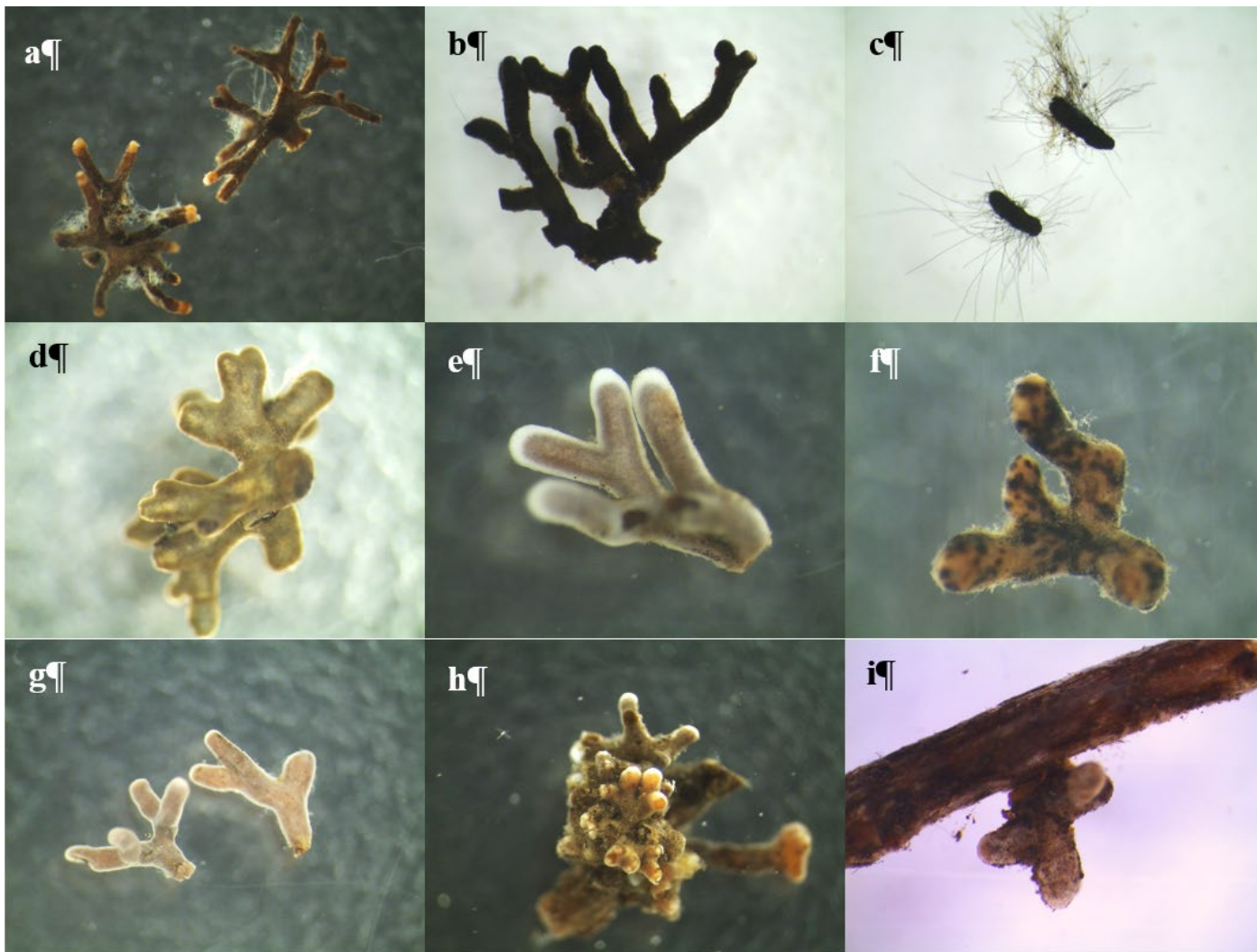


FIGURA 5. Ejemplos de morfotipos ectomicorrízicos en raíces de *Pinus patula* en el Ejido Llano Grande (a-; con abundancia relativa alta, superior a 8% de abundancia relativa total: (a) M1, (b) M3, (c) M4- *Cenococcum geophilum*; algunos de los morfotipos con abundancia relativa media: (d) M10, (e) M12, (f) M13, entre 2 y 7% de abundancia relativa total y con abundancia relativa baja, inferior a 2% (g) M22, (h) M23 y (i) M27.

La caracterización morfoanatómica de los morfotipos ectomicorrizados evaluados mostró arreglos anatómicos diferenciales, incluyendo, por ejemplo: plectenquimatoso (tipo E, B, A, C, entre otros), pseudoparenquimatoso (tipo K y M; Fig. 6).

El análisis de los morfotipos ectomicorrízicos mostró una abundancia diferencial entre los tratamientos. El morfotipo 1 (M1) presentó una abundancia relativa de 40% en los rodales que fueron aprovechados; sin embargo, en

las áreas con 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 (Fig. 7). Lo anterior concuerda con lo registrado por Varenus et al. (2016), quienes señalaron que son pocas especies las que dominan en todas las clases de

edad, e incluso en su estudio, 50% de la abundancia relativa estuvo dominada por dos especies y esta diversidad aumentó conforme la edad del arbolado. Los morfotipos 9, 11, 13, 16, 17, 18, 21, 22, 23 y 25 únicamente estuvieron presentes en el área de retención estructural (Fig. 7), presentando una abundancia relativa menor a 3%. Lo

anterior concuerda con lo señalado en investigaciones previas, en donde se enfatiza que existe una influencia de la cosecha forestal, el fuego, la disposición de nitrógeno y la remoción de suelo, entre otras actividades, que provocan una disminución considerable en la diversidad de ectomicorrizas (Kernaghan, 2005; Zamora et al., 2018).

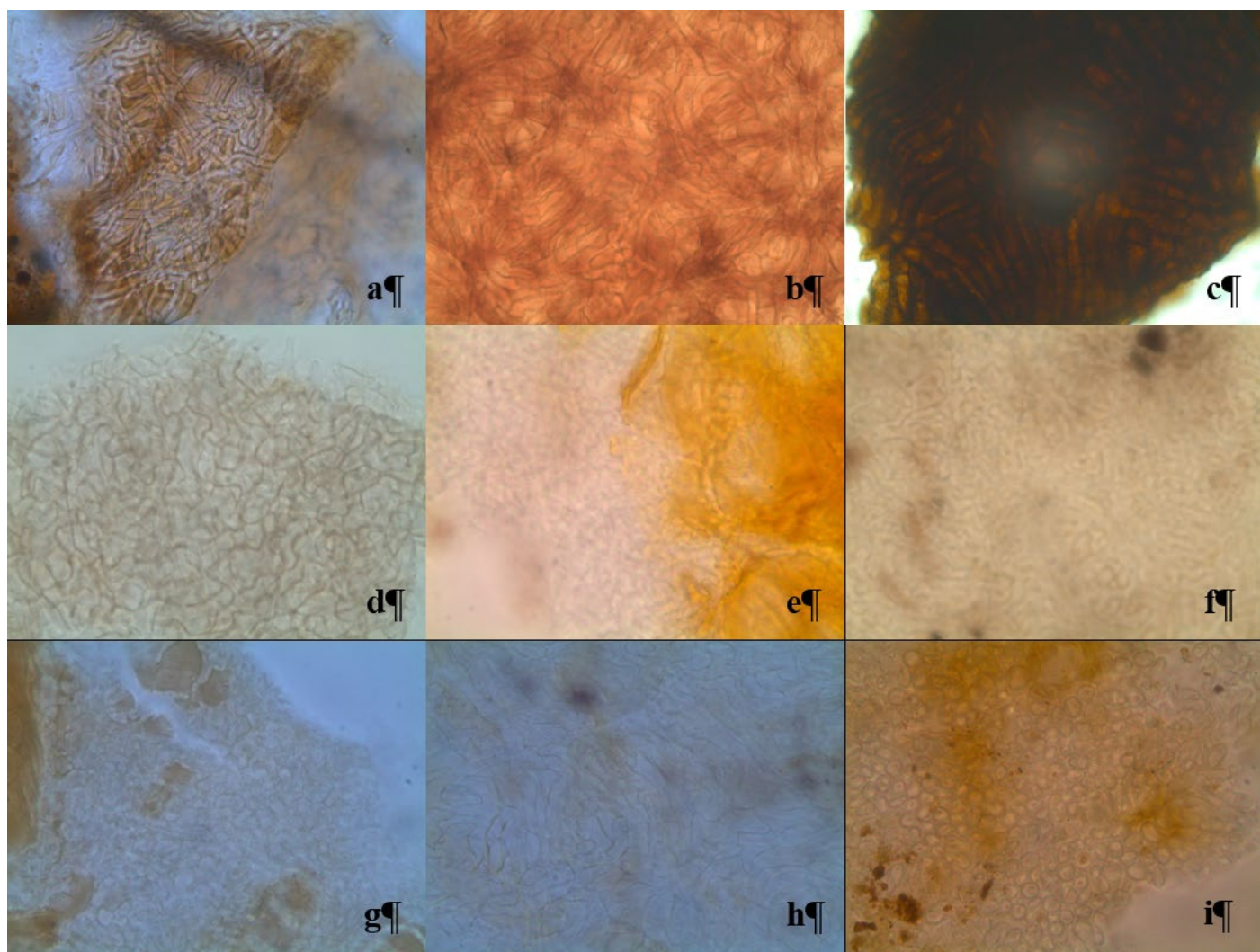


FIGURA 6. Arreglo anatómico diferencial del manto externo de los morfotipos ectomicorrícicos mostrados en la figura 5 (a) M1 (plectenquimatoso tipo E), (b) M3 (pseudoparenquimatoso tipo K), (c) M4- *Cenococcum geophilum* (plectenquimatoso tipo G), (d) M10 (pseudoparenquimatoso tipo M), (e) M12 (plectenquimatoso tipo H), (f) M13 (plectenquimatoso tipo E), (g) M22 (pseudoparenquimatoso tipo P), (h) M23 (pseudoparenquimatoso tipo H) y (i) M27 (pseudoparenquimatoso tipo 4) casi redondo).

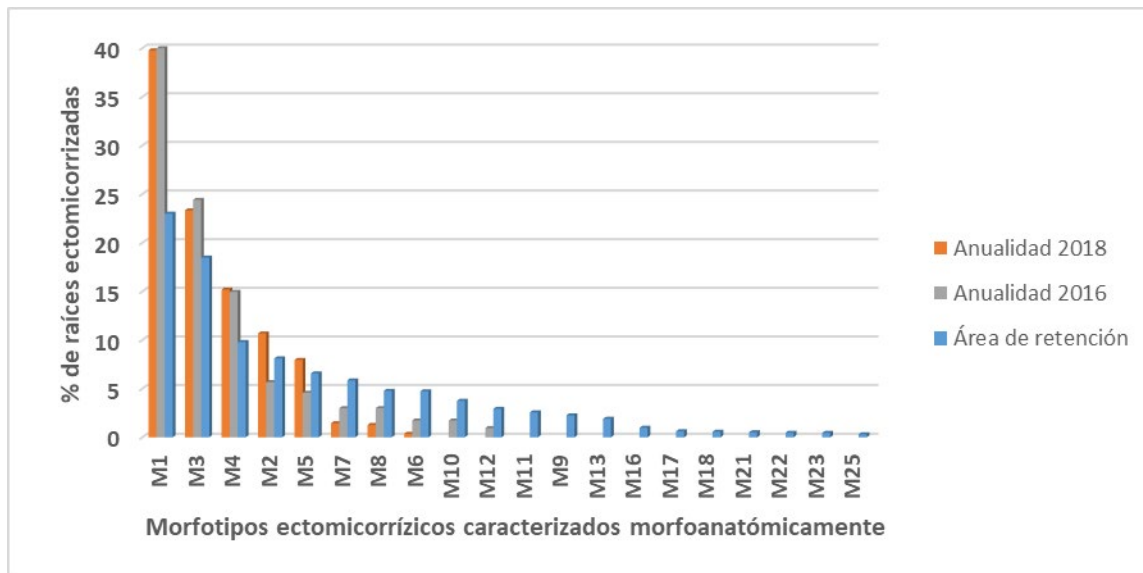


FIGURA 7. Composición de la comunidad ectomicorrízica presente en los tres tratamientos evaluados, representados por el porcentaje de abundancia relativa de los morfotipos ectomicorrízicos presentes en bosques de *Pinus patula*, en el Ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla. $n=12$.

Es evidente el efecto en la disminución de la diversidad de las comunidades ectomicorrízicas al aplicar un aprovechamiento forestal intensivo. Los resultados indicaron que, de los 33 morfotipos totales, los sitios de retención tuvieron 28; 4 de ellos fueron compartidos entre las anualidades 2016 y 2018 (Fig. 8). Estas tendencias concuerdan con lo mencionado por Eilertsen (2015) y Varenius et al. (2017), quienes señalaron que después de la cosecha existe un efecto negativo sobre las comunidades de ectomicorrizas y que la diversidad es mayor en las áreas de retención y de bosque primario (Sterkenburg et al., 2019). 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. 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 regeneradas. El mantenimiento de 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.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener resultó bajo para los sitios donde se efectuaron aprovechamientos forestales, siendo 1.69 y 1.57; para las anualidades 2016 y 2018, respectivamente. Lo anterior muestra un efecto negativo de los tratamientos silvícolas aplicados en los sitios de interés sobre las comunidades ectomicorrízicas, porque el área de retención que ha permanecido intacta presentó un índice de 2.48 (Tabla 1). Estos valores son similares a los obtenidos en otros estudios, sin embargo, existieron variaciones debido a las diferencias en factores ambientales, tipo de hospederos y características de suelo. Algunos autores como Hayward et al. (2015); Reverchon, Ortega-Larrocea, y Pérez-Moreno (2010) y Leski et al. (2019) han señalado que un factor relevante es la cantidad de materia orgánica existente en el bosque que se encuentra directamente relacionada con la diversidad ectomicorrízica.

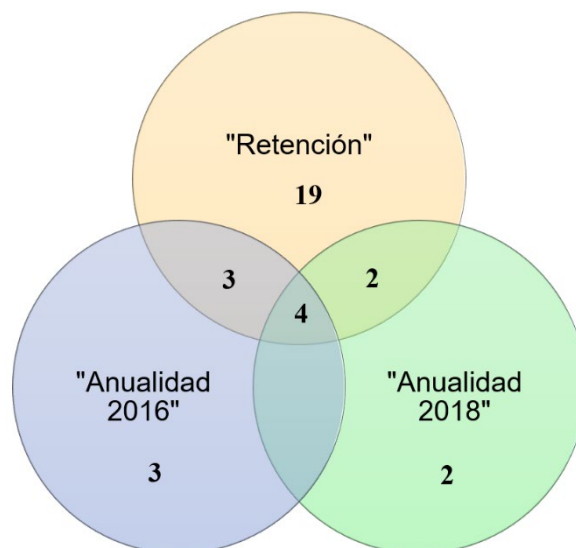


FIGURA 8. Diagrama de Venn para los morfotipos que existen en los tratamientos.

TABLA 1. 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 morfotipos	Índice de Shannon-Wiener (H')	Índice de Simpson
Anualidad 2016	10	1.69	0.24
Anualidad 2018	8	1.57	0.25
Área de retención	28	2.48	0.11

Los resultados de las características químicas de suelo indican de manera general que es ligeramente ácido, presentándose los más ácidos en los sitios de retención. Respecto a las otras características, los datos son similares, pero es importante señalar que el sitio cosechado en 2018 presenta un porcentaje ligeramente mayor de materia orgánica (Tabla 2).

Correlaciones entre factores edáficos y los índices de diversidad

Actualmente, se conoce que la variación en la estructura de comunidades ectomicorrizas depende de factores ambientales, de los recursos nutrimentales de los sitios, principalmente de elementos como C, N y P (Reverchon et al., 2012); asimismo, esta variación puede estar correlacionada

con la composición vegetal (Gómez et al., 2019). En el presente estudio la correlación de Pearson fue mayor entre el índice de Shannon Wiener con respecto a P y N disponibles y a pH en los tratamientos evaluados (Fig. 9). Este último parámetro es de particular relevancia debido a que contribuye de manera importante en el incremento o disminución de la solubilidad y absorción de elementos (Zamora et al., 2018). El P disponible presentó una correlación positiva con la diversidad en los tratamientos evaluados (Fig. 9), lo cual es un indicador del potencial beneficio ocasionado por el manto externo de las ectomicorrizas para poder acceder a este elemento de usualmente difícil disponibilidad en ecosistemas forestales (Martínez et al., 2012).



TABLA 2. Características químicas de los suelos de los sitios evaluados.

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

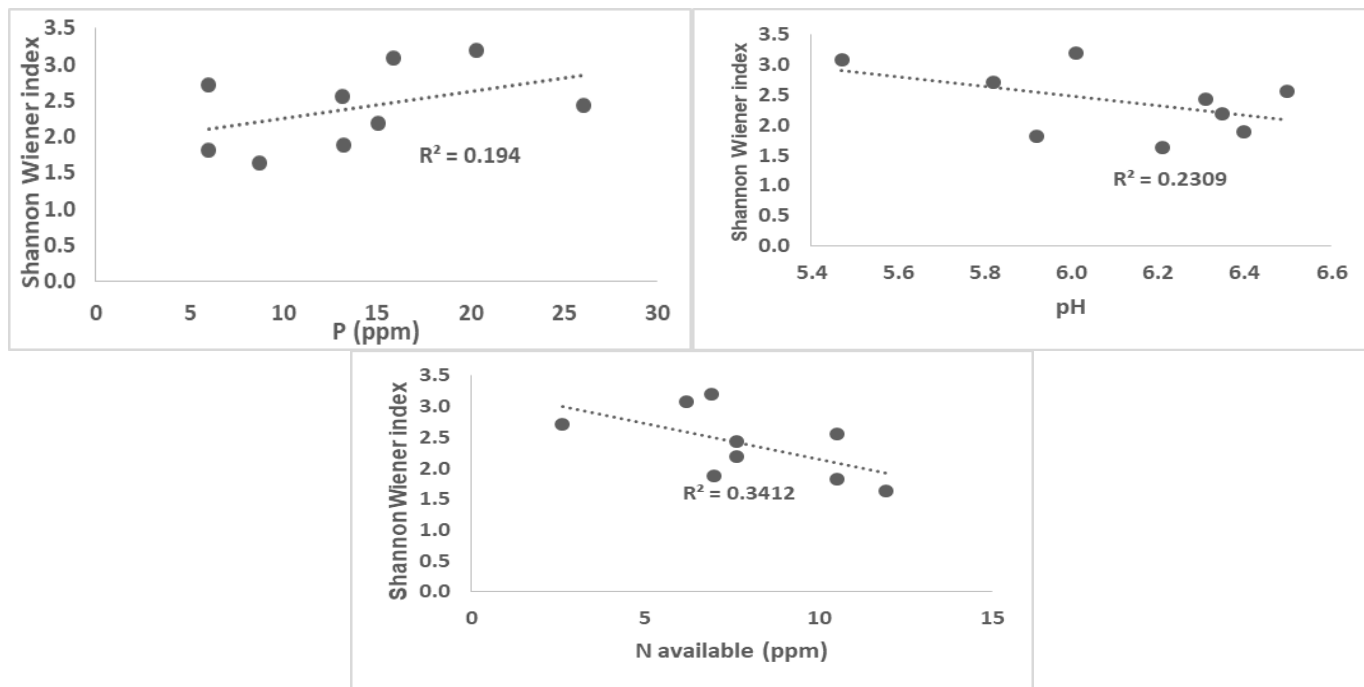


FIGURA 9. Correlaciones de Pearson entre el índice de diversidad de Shannon Wiener con el P disponible (ppm), el N disponible (ppm) y el pH H₂O del suelo.

Los resultados del CCA muestran la relación más detallada de los efectos que tienen algunas características físicas y químicas de los suelos sobre la diversidad de morfotipos ectomicorrícicos específicos. En el presente trabajo se encontró que morfotipos como M1 y M5 tienden a desarrollarse mejor en suelos alcalinos y bajos en P total, mientras que *C. geophilum* y el morfotipo 9 son influenciados negativamente por el contenido de materia orgánica y el N disponible (Fig. 10). Estos resultados pueden explicarse en términos de que las comunidades ectomicorrícicas 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).

CONCLUSIONES

La relevancia en la estructura y funcionamiento de las ectomicorrizas en el ecosistema de *Pinus patula* evaluado es evidente dado que, de las 4503 raíces analizadas, 70, 28 y 2% correspondieron a vivas ectomicorrizadas, muertas y 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 ectomicorrícicos y la gran mayoría tuvieron abundancias relativas bajas, inferiores a 2%. En los tratamientos estudiados, cuatro morfotipos contribuyeron a 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 12% de ellos se registraron en las anualidades 2016 y 2018. Esto es indicador de la recuperación paulatina de la diversidad ectomicorrícica conforme transcurre el tiempo y demuestra la relevancia de mantener dichas áreas de retención, que son reservorios genéticos de la diversidad nativa de ectomicorrizas, misma que posee una enorme diversidad funcional. Esta estrategia de manejo silvícola puede atenuar el impacto negativo en la diversidad ectomicorrícica 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.

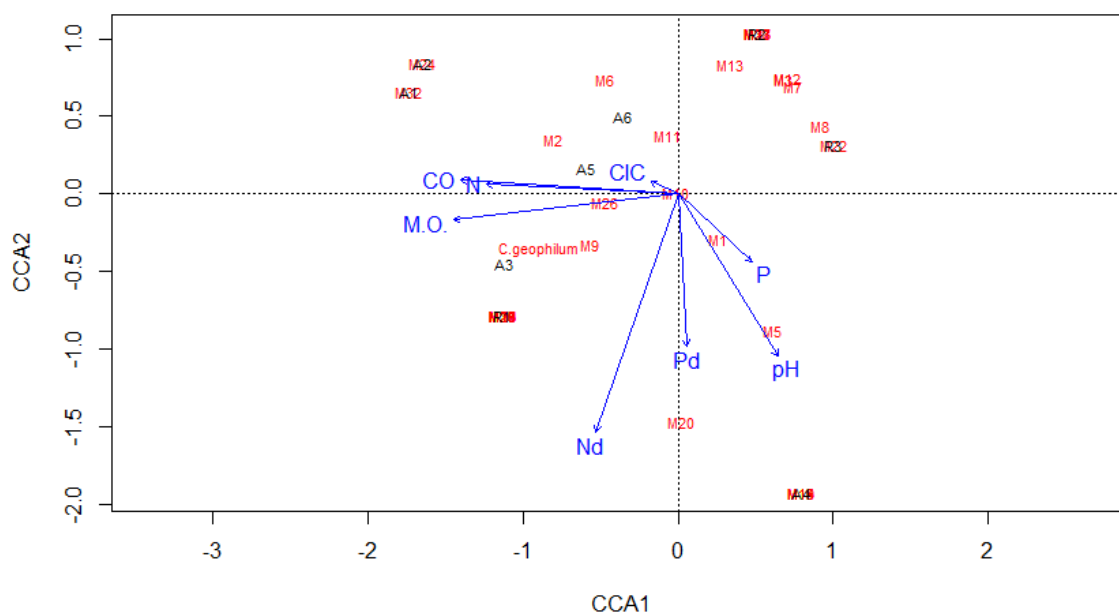


FIGURA 10. Análisis de correlación canónica (CCA) con los morfotipos ectomicorrícicos asociados a *P. patula* en relación con las características químicas de suelo.



El presente estudio demostró también, mediante análisis multivariado, que existe una correlación entre los diversos morfotipos y algunas características físicas y químicas del suelo. El morfotipo *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 ectomicorrícica 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 estas a lo largo del tiempo, al ser un reservorio genético diverso de dichas comunidades.

RECONOCIMIENTOS

Se agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada durante los estudios de maestría de la primera autora. Se agradece al ejido Llano Grande, Municipio de Chignahuapan, Puebla por permitir el acceso a sus bosques para lograr los fines de la presente investigación.

REFERENCIAS

- Alem, D., Dejene, T., Oria-de-Rueda, J. A., Geml, J., & Martín-Pinto, P. (2020). Soil fungal communities under *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham. Plantation forests of different ages in Ethiopia. *Forests*, 11, 1109: 1-18. <https://doi.org/10.3390/f11101109>
- Almaraz-Llamas, A., Pérez-Moreno, J., Torres-Aquino, M., Carcaño-Montiel, M. G., & Ríos, I. H. (2019). *Cenococcum geophilum* y su asociación con *Pinus maximartinezii* árbol nativo de México en peligro de extinción. *Scientia Fungorum*, 49, 1-8. <https://doi.org/10.33885/sf.2019.49.1222>
- Camargo-Ricalde, S. L., Montaña, N. M., de la Rosa-Mera, C. J., & Montaña Arias, S. A. (2012). Micorrizas: una gran unión debajo del suelo. *Revista Digital Universitaria*, 13(7), 3-18. https://www.ru.tic.unam.mx/bitstream/handle/123456789/2038/art72_2012.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Comisión Nacional Forestal [Conafor] (2016). *Conservación de biodiversidad en el ejido Llano Grande*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/159093/05_Llano_Grande_Puebla.pdf
- Agerer R., & Rambold G. (2004–2022). DEEMY – *An information system for characterization and determination of ectomycorrhizae*. www.deemy.de.
- 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 [Tesis de maestría, Swedish University of Agricultural Sciences].
- Fedrowitz, K., Koricheva J., Baker, S. C., Lindenmayer, D. B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J. F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A., & 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>
- Galindo-Flores, G., Castillo-Guevara, C., Campos-López, A., & 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>
- Gómez-Hernández, M., Ramírez-Antonio, K. G., & Gándara, E. (2019). Ectomycorrhizal and wood-decay macromycete communities along development stages of managed *Pinus patula* stands in Southwest Mexico. *Fungal Ecology*, 39, 109-116. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.12.007>
- Gustafsson, L., Baker, S. C., Bauhus, J., Beese, W. J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D. B., Lohmus, A., Martínez Pastur, G., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W. J. A., Wayne, A., & 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>
- Hayward, J., Horton, T. R., & Nuñez, M. A. (2015). Ectomycorrhizal fungal communities coinventing with Pinaceae host plants in Argentina: Gringos bajo el bosque. *New Phytologist*, 208(2), 497-506. <https://doi.org/10.1111/nph.13453>
- Kernaghan, G. (2005). Mycorrhizal diversity: Cause and effect?. *Pedobiologia*, 49(6), 511-520. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.05.007>
- Leski, T., Rudawska, M., Kujawska, M., Stasinska, M., Janowski, D., Karlinski, L., & 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>

- Marrero, Y., Simó, J., Ruiz, L., Rivera, R., & Plana, R. (2008). Influencia del laboreo sobre el manejo de la simbiosis micorrízica efectiva en una secuencia de cultivos sobre un suelo pardo con carbonatos. *Revista Cultivos Tropicales*, 29(2), 11-15.
- Martínez-Reyes, M., Pérez-Moreno, J., Villarreal-Ruiz, L., Ferrera-Cerrato, R., Xoconostle-Cázares, B., Vargas-Hernández, J. J. & Honrubia-García, M. (2012). Crecimiento y contenido nutrimental de *Pinus greggii* Engelm. inoculado con el hongo comestible ectomicorrízico *Hebeloma mesophaeum* (Pers.) Quél. *Revista Chapíngo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(2), 183-192. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.11.112>
- Parrish, M. C., Demarais, S., Wigley, T. B., Riffell, S. K., Ezell, A. W., & Jones, P. D. (2018). Operational green tree retention and land cover patterns in intensively managed pine forest landscapes of the Southeastern United States. *Forest Science*, 64(5), 564-576. <https://doi.org/10.1093/forsci/fxy009>
- Pérez, M. J. & Read, D. J. (2004). Los hongos ectomicorrízicos, lazos vivientes que conectan y nutren a los árboles en la naturaleza. *Interciencia*, 29(5), 239-247.
- Peter, M., Kohler, A., Ohm, R. A., Kuo, A., Krützmann, J., Morin, E., ... , & Martin, F. M. (2016). Ectomycorrhizal ecology is imprinted in the genome of the dominant symbiotic fungus *Cenococcum geophilum*. *Nature Communications*, 7(1), 1-15. <https://doi.org/10.1038/ncomms12662>
- 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].
- Ramírez, M. H. (2017). *Manual para la elaboración de programas de manejo forestal maderable en clima templado frío*. Comisión Nacional Forestal.
- Ramírez-Miguel, A. A., Hernández Díaz, A. F., Valenzuela Encinas, C., Garibay-Origel, R. & Truong, C. (2021). Hongos ectomicorrízicos asociados a plantas jóvenes de *Pinus patula* y *Quercus crassifolia* en plantaciones del sistema matarrasa de la Sierra Juárez de Oaxaca, México. *Scientia Fungorum*, 51, 1-13. <https://doi.org/10.33885/sf.2021.51.1289>
- Reverchon, F., Ortega-Larrocea, M. P., Pérez-Moreno, J., Peña R., V. M., & 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., Ortega-Larrocea, M. P., & 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., Ortega-Larrocea, M. P. & Pérez-Moreno, 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., & 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>
- Rodríguez-Gutiérrez, I., Garibay-Origel, R., Santiago-Morales, B., & Lindig-Cisneros, R. (2020). Comparación entre las abundancias de esporomas y ectomicorrizas del género *Laccaria* en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91, e913340. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3340>
- Sterkenburg, E., Clemmensen, K. E., Lindahl, B. D., & Dahlberg, A. (2019). The significance of retention trees for survival of ectomycorrhizal fungi in clear-cut Scots pine forests. *Journal of Applied Ecology*, 56(6), 1367-1378. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13363>
- Thompson, I. (2011). Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasylva*, 62(2), 25-30.
- Varenus, K., Karén, O., Lindahl, B., & Dahlberg, A. (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>
- Zamora-Morales, B. P., Zamora-Martínez, M. C., Nieto de Pascual Pola, M. C. C., & García Campusano, F. T. A. (2018). Condiciones edáficas, abundancia y riqueza de hongos ectomicorrízicos comestibles. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(48), 226-251. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.152>

Manuscrito recibido el 09 de junio de 2021

Aceptado el 27 de mayo de 2022

Publicado el 15 de noviembre de 2022



Este documento se debe citar como:

Soto-Gil, A. L., Velázquez-Martínez, A., Pérez-Moreno, J., Fierros-González, A. M., & Martínez-Reyes, M. (2022). Morfotipos ectomicorrícicos en retención estructural variable de *Pinus patula* Schlttdl et Cham. *Madera y Bosques*, 28(2), e2822388. <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2822388>



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercialCompartirIgual 4.0 Internacional.