

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA
CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN GENÉTICA Y AMBIENTE
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN SISTEMAS DEL AMBIENTE



**EVALUACIÓN DE LA DIVERSIDAD DE ESPOROMAS DE HONGOS
ECTOMICORRIZÓGENOS EN BOSQUES DEL ESTADO DE
PUEBLA SOMETIDOS A DOS MÉTODOS DE MANEJO FORESTAL**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRA EN CIENCIAS EN SISTEMAS DEL AMBIENTE

PRESENTA

BIÓL. YARELI VÁZQUEZ SÁNCHEZ

BAJO LA DIRECCIÓN DE

M. EN C. GEMA L. GALINDO FLORES

DRA. ELIZABETH GARCÍA GALLEGOS

TUTORES

DR. ÓSCAR G. VÁZQUEZ CUECUECHA

M. EN C. ALEJANDRO KONG LUZ



El presente proyecto se realizó con apoyo a estudios de Posgrado del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) (beca número 924976) en el programa de Maestría en Ciencias en Sistemas del Ambiente del Centro de Investigación en Genética y Ambiente con registro en el Programa Nacional de Posgrado-CONACYT (004056) bajo la dirección de la M. en C. Gema Lilia Galindo Flores del laboratorio de Interacciones Bióticas y Micorrizas del Centro de Investigación en Ciencias Biológicas (CICB) y la Dra. Elizabeth García Gallegos del laboratorio de Recursos Naturales del Centro de Investigación en Genética y Ambiente (CIGyA), de la Universidad Autónoma de Tlaxcala (UATx).



C. YARELI VÁZQUEZ SÁNCHEZ

PRESENTE

En cumplimiento al artículo 52 fracción "d" del Reglamento General de Evaluación Académica, el comité de evaluación de examen de grado ha revisado el trabajo de investigación titulado: **"Evaluación de la diversidad de esporomas de hongos ectomicorrizógenos en bosques del estado de Puebla sometidos a dos métodos de manejo forestal"**, realizado bajo la dirección de la **M. en C. Gema Lilia Galindo Flores y la Dra. Elizabeth García Gallegos**. No habiendo encontrado objeción alguna, se autoriza su impresión:

Dr. Oscar G. Vázquez Cuecuecha

M. en C. Gema Lilia Galindo Flores

Dra. Elizabeth García Gallegos

Dr. José Luis Martínez y Pérez

Dra. Maricela Hernández Vázquez

Sin otro particular, reciba un cordial saludo.

"POR LA CULTURA A LA JUSTICIA SOCIAL"
Ixtacuixtla, Tlax., 02 de marzo de 2021

Dra. Edelmira García Nieto
Coordinadora General del CIGyA y Posgrado

CENTRO DE INVESTIGACIÓN
EN GENÉTICA Y AMBIENTE

c.c.p. Expediente



Esta tesis formó parte del proyecto “Evaluación integral del impacto del manejo forestal sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los bosques templados mexicanos. Financiado por CONACyT 2015-01-314, 2016-2019.

Agradecimientos

Agradezco al posgrado en Ciencias en Sistemas del Ambiente por la formación profesional.

Agradezco al CONACyT por la beca número 924976 que me fue otorgada durante los estudios de maestría.

Agradezco al comisariado ejidal de Ixtacamaxtitlán por las facilidades mostradas para la realización de este trabajo.

Agradezco al Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento del Instituto de Geografía de la UNAM, responsable del proyecto CONACyT, por el apoyo logístico brindado para la realización del trabajo de campo

Agradezco al laboratorio de Biodiversidad del CICB de la UATx en particular al M. en C. Alejandro Kong Luz por su guía y apoyo para la realización de este trabajo.

Agradezco al comité tutorial la M. en C. Gema Lilia Galindo Flores, Dra. Elizabeth García Gallegos, Dr. Óscar Vázquez Cuecuecha, Dr. José Luis Martínez y Pérez y la Dra. Maricela Hernández Vázquez por su tiempo, valiosos comentarios y por el conocimiento aportado.

Agradecimientos personales

A la M. en C. Gema L. Galindo Flores por su invaluable aportación a mi formación profesional, conocimientos brindados, por el tiempo dedicado, paciencia, cariño y apoyo, gracias por creer en mí.

A la Dra. Elizabeth García Gallegos por su continua guía durante el desarrollo de este trabajo, por el apoyo brindado, gracias por sus consejos, cariño y por los agradables momentos compartidos.

A el M. en C. Alejandro Kong Luz por su valiosa ayuda en la identificación taxonómica, apoyo, paciencia, tiempo y conocimientos brindados.

A mi madre Bertha Sánchez Salazar por el apoyo ilimitado e incondicional todos estos años, por tus consejos, por ser mi ejemplo a seguir, por la motivación para ser mejor cada día. A mi padre Gregorio Vázquez Morales por el apoyo brindado a lo largo de mi vida y sus consejos.

A Yasmín Vázquez Sánchez por tu cariño incondicional, apoyo, por todos los momentos compartidos, a Gael García Vázquez por tu cariño, por alegrarme los días.

A mi Abuelo Felipe Sánchez Yáñez por el amor incondicional, por el apoyo todos estos años, por ser una de mis motivaciones más grandes, porque me has enseñado y me sigues enseñando muchas cosas de esta vida.

A mi familia, a Bibiana Sánchez Salazar por estar siempre al pendiente de mí, por tu cariño, por todas las vivencias y alegrías, a Carolina Piña Méndez por tus consejos, atenciones y cariño y a Felipe Sánchez Salazar por tu apoyo y cariño.

A mis compañeros y amigos, a Javier por tu apoyo, por tu alegría y por todas las horas amenas de sobremesa, a Hugo, Isaí y Gabriela por las vivencias y anécdotas, a Paulina por su paciencia, consejos y apoyo, a Brenda Juárez por su amistad todos estos años y por los momentos compartidos.

Agradezco a los estudiantes de la Facultad de Ciencias, a Carlos, Nilo y Claudia por el apoyo brindando en campo.

A Thom Yorke porque la música siempre será el alimento para el alma.

Y a todas las personas que directa o indirectamente se vieron involucradas en la realización de esta tesis.

Dedicatoria

A mi abuelo Felipe Sánchez Yáñez por alentarme para no dejar de aprender.

“La vida es una unión simbiótica y cooperativa que permite triunfar a los que se asocian”

Lynn Margulis

Índice general	Página
Resumen	17
Abstract	19
1. Introducción	21
1.1 Marco teórico	22
1.1.2 Manejo forestal	22
1.1.3 Hongos y su importancia	24
1.1.4 Definición, importancia y tipos de micorriza	25
1.1.5 Ectomicorriza, estructura y especies vegetales asociadas	27
1.1.6 Taxonomía de los HECM basada en esporomas	29
1.1.7 Sucesión fúngica	29
2. Antecedentes	33
2.1 Estudios micológicos en bosques bajo algún tipo de manejo a nivel mundial	33
2.2 Estudios micológicos en bosques bajo algún tipo de manejo en México	34
3. Justificación	36
4. Objetivo general	37
4.1 Objetivos específicos	37
5. Metodología	38
5.1 Descripción del área de estudio	38
5.1.1 Ejido Minillas	38
5.1.2 Ejido Llano Grande	39
5.2 Selección de tratamientos silvícolas en cada método de manejo	40
5.2.1 Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares (MMOBI)	40
5.2.2 Método de Desarrollo Silvícola (MDS)	41
5.3 Muestreo de esporomas y su identificación taxonómica	42
5.4 Variables ecológicas	43
5.4.1 Variables estructurales	44
5.4.2 Variables edafológicas	44
5.4.3 Variables ambientales	44

5.5 Análisis de la diversidad	44
5.5.1 Curva de acumulación de especies HECM	44
5.5.2 Fenología de esporomas de HECM	45
5.5.3 Diversidad alfa de HECM en las etapas de intervención para los métodos de manejo	45
5.5.4 Diversidad Beta de HECM en las etapas de intervención para los métodos de manejo	48
5.6 Relación de la diversidad y abundancia de HECM con las variables estructurales, edáficas y ambientales	50
5. Resultados	51
6.1 Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares	52
6.1.1 Composición de especies de HECM	50
6.1.2 Abundancia de HECM en las etapas del MMOBI	56
6.1.3 Curvas de acumulación de especies (esfuerzo del muestreo)	61
6.1.4 Fenología de HECM para el MMOBI	63
6.1.5 Diversidad alfa de HECM en las etapas de intervención para el MMOBI	64
6.1.6 Diversidad beta de HECM entre las etapas de intervención del MMOBI	65
6.1.7 Relación de la diversidad y abundancia de HECM con las variables ecológicas (edafológicas, estructurales y ambientales)	68
7.2 Método de Desarrollo Silvícola	71
7.2.1 Composición de especies de HECM	71
7.2.2 Abundancia de HECM en las etapas del MDS	74
7.2.3 Curvas de acumulación de especies (esfuerzo de muestreo)	78
7.2.4 Fenología de HECM para el MDS	80
7.2.5 Diversidad alfa de HECM en las etapas de intervención para el MDS	81
7.2.6 Diversidad beta de HECM entre las etapas de intervención para el MDS	82

7.2.7 Relación de la diversidad y abundancia de HECM con las variables ecológicas (edafológicas, estructurales y ambientales)	85
8. Discusión	88
8.1 Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares	88
8.1.1 Especies encontradas en el MMOBI	88
8.1.2 Esfuerzo de muestreo	89
8.1.3 Fenología de HECM	90
8.1.4 Diversidad alfa de HECM (diversidad en cada etapa de manejo)	91
8.1.5 Diversidad beta de HECM (recambio de especies)	93
8.1.6 Variables ecológicas	94
8.2 Método de Desarrollo Silvícola	96
8.2.1 Especies encontradas en el MDS	96
8.2.2 Esfuerzo de muestreo	98
8.2.3 Fenología de HECM	99
8.2.4 Diversidad alfa de HECM (diversidad en cada etapa de manejo)	99
8.2.5 Diversidad beta de HECM (recambio de especies)	101
8.2.6 Variables ecológicas	102
9. Conclusiones	105
10. Perspectivas	106
11. Recomendaciones	107
12. Literatura citada	108
13. Anexos	119

Índice de tablas	Página
Tabla 1. Listado de las principales familias y géneros de las plantas que forman ectomicorriza en las áreas templadas de México (Kong-Luz, 2003).	28
Tabla 2. Principales familias y géneros de HECM. Modificada de Kirk <i>et al.</i> (2008).	30
Tabla 3. Ubicación de las etapas de intervención en el Ejido Minillas.	38
Tabla 4. Ubicación de las etapas de intervención en el Ejido de Llano Grande.	41
Tabla 5. Listado de géneros y especies de HECM identificados en las diferentes etapas de intervención del MMOBI.	52
Tabla 6. Abundancia de especies de HECM en las etapas de intervención del MMOBI.	56
Tabla 7. Curva de acumulación de especies totales para las etapas de intervención.	61
Tabla 8. Curvas de acumulación de especies para las etapas de intervención del MMOBI.	62
Tabla 9. Índices de diversidad y de dominancia para HECM en las diferentes etapas de intervención.	64
Tabla 10. Valores obtenidos en la prueba de <i>t</i> de Hutchenson aplicada a los índices de diversidad de Shannon-Wiener por etapa de intervención del MMOBI.	64
Tabla 11. Coeficientes de similitud para los HECM en el MMOBI.	65
Tabla 12. Especies de HECM compartidas en las diferentes etapas de intervención.	67
Tabla 13. Promedio de las variables ecológicas para el método MMOBI.	68
Tabla 14. Correlaciones edafológicas para el método MMOBI.	69
Tabla 15. Correlaciones estructurales para el método MMOBI.	69
Tabla 16. Correlaciones ambientales para el método MMOBI.	70

Tabla 17. Listado de géneros y especies de HECM identificados en las diferentes etapas de intervención del MDS.	71
Tabla 18. Abundancia de especies de HECM entre las etapas del MDS.	74
Tabla 19. Curvas de acumulación de especies total para las etapas de intervención del MDS.	78
Tabla 20. Curvas de acumulación de especies para las etapas de intervención del MMOBI.	79
Tabla 21. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y de dominancia de Simpson para HECM en las diferentes etapas del MDS.	81
Tabla 22. Valores de la prueba de <i>t</i> de Hutchenson aplicada a los índices de diversidad de Shannon-Wiener por etapa de intervención para el MDS.	81
Tabla 23. Coeficientes de similitud en las etapas del MMOBI.	82
Tabla 24. Especies de HECM compartidas en las diferentes etapas de intervención.	84
Tabla 25. Promedio de las variables ecológicas para el MDS.	85
Tabla 26. Correlaciones edafológicas para el MDS.	86
Tabla 27. Correlaciones estructurales para el método MDS.	86
Tabla 28. Correlaciones ambientales para el MDS.	87

Índice de figuras	Página
Figura 1. Atributos distintivos de los tipos de micorrizas reconocidos actualmente (Smith y Read, 2008).	27
Figura 2. Plano de ubicación del Ejido Minillas, Ixtacamaxtitlán, Puebla.	38
Figura 3. Plano de ubicación del Ejido de Llano Grande, Chignahuapan, Puebla.	39
Figura 4. Diseño de muestreo de esporomas para el método de manejo MMOBI y MDS.	42
Figura 5. Medición del arbolado en el cuadro para cada método de manejo.	43
Figura 6. Géneros más representativos encontrados en el ejido Minillas.	55
Figura 7. Abundancia de esporomas de HECM por género.	59
Figura 8. Riqueza de especies por género.	60
Figura 9. Curvas de acumulación de las especies HECM para las tres etapas de manejo.	61
Figura 10. Curvas de acumulación de las especies de HECM por etapa de intervención.	62
Figura 11. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa reciente.	63
Figura 12. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa intermedia.	63
Figura 13. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa tardía.	63
Figura 14. Dendrograma de Coeficiente de Jaccard para HECM en las etapas del MMOBI.	65
Figura 15. Dendrograma de Coeficiente de Sørensen para HECM en las etapas del MMOBI.	65
Figura 16. Dendrograma del coeficiente de Morisita para HECM en las etapas del MMOBI.	65

Figura 17. Diagrama de Venn donde se muestra especies compartidas y exclusivas en las diferentes etapas de intervención del MMOBI.	65
Figura 18. Géneros más representativos del Ejido Llano Grande	73
Figura 19. Abundancia de esporomas de HECM por género.	76
Figura 20. Riqueza de especies por género.	77
Figura 21. Curva de acumulación de las especies de HECM de las tres etapas de manejo.	78
Figura 22. Curvas de acumulación de las especies de HECM para las etapas de intervención del MMOBI.	79
Figura 23. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa reciente (CRT).	67
Figura 24. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa intermedia (CLF).	67
Figura 25. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa tardía (2AF).	67
Figura 26. Dendrograma de Coeficiente de Jaccard para HECM en las etapas del MDS.	82
Figura 27. Dendrograma de Coeficiente de Sørensen para HECM en las etapas del MDS.	83
Figura 28. Dendrograma de Coeficiente de Morisita para HECM en las etapas del MDS.	83
Figura 29. Especies compartidas y especies exclusivas en las diferentes etapas de intervención del MDS.	83

Resumen

Los bosques mexicanos constituyen una fuente de recursos energéticos y brindan numerosos servicios ecosistémicos, por lo que se han implementado diversos métodos de manejo forestal con el fin de generar incentivos económicos a las comunidades poseedoras de los bosques y a su vez asegurar la permanencia de los ecosistemas forestales. Dentro de los métodos de manejo destacan el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) y el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), ambos intensivos. Con la implementación de los métodos de manejo se influye en la dinámica de la microbiota del suelo, particularmente en las comunidades fúngicas de HECM (Hongos ectomicorrízicos) presentes en los rodales. Los HECM son importantes, debido a que permiten el acceso a macro y micronutrientes, así mismo contribuyen al equilibrio y el mantenimiento del ecosistema forestal. El objetivo del estudio fue evaluar la diversidad de esporomas de HECM en bosques templados sometidos a dos métodos de manejo forestal (MDS y MMOBI) en el estado de Puebla, México. Para llevar a cabo lo planteado se seleccionaron las tres etapas más representativas por método: reciente, intermedia y tardía, se muestrearon esporomas de HECM en cuadros de 20*20 m, teniendo un total de 12 cuadros por método de manejo. Posteriormente se realizó la caracterización macroscópica y microscópica para la identificación. Asimismo, se tomaron en cuenta las variables edafológicas (pH, carbono, nitrógeno, fósforo, relación C/N y la relación C/P), estructurales de la vegetación (área basal y densidad de adultos) y ambientales (precipitación y temperatura). Se realizaron análisis de diversidad alfa, (índice de Shannon-Wiener, número efectivo de especies (1D) índice de Pielou e índice de Simpson) y beta (índice de similitud de Jaccard, índice de similitud de Sørensen e índice de Morisita-Horn), también se realizó una correlación de Pearson para determinar la relación de la riqueza, diversidad y abundancia con las variables estructurales, edáficas y ambientales. Para el método MMOBI se reportan en total 100 especies correspondientes a 26 géneros, siendo los más representativos *Russula* con 16 especies, *Inocybe* con 14 y *Cortinarius* con 11. De acuerdo a los índices de diversidad (etapa reciente $H' = 2.878$, intermedia $H' = 3.816$ y tardía $H' = 3.603$) se

observa un alto valor, similar entre etapas, el cual se atribuye a las características particulares del método, como lo es la extracción del arbolado (30 al 40% de las existencias) y los rodales multietanos, en cuanto a la diversidad beta el índice de similitud fue bajo y debido a ello el recambio de especies es alto entre etapas, en cuanto a las variables ecológicas se encontró una correlación negativa entre la riqueza, diversidad y abundancia con el fósforo y una correlación positiva con el área basal y la densidad de adultos.

Para el método MDS se encontraron 44 especies correspondientes a 11 géneros, los más representativos fueron *Inocybe* con 15 especies, *Russula* con 9 y *Lactarius* con 6, de acuerdo a los índices de diversidad (reciente (CRT) $H' = 2.197$, intermedia (CLF) $H' = 2.799$ y tardía (2AF) $H' = 3.080$) se observa una diferencia entre la etapa reciente, respecto a las demás etapas. La disminución de la diversidad en esta etapa se atribuye a la corta de regeneración total del método de manejo; sin embargo, cuando existe un cambio en la etapa de intervención y se inicia a restablecer el arbolado, existe un incremento en la diversidad de HECM. Con la diversidad beta, el recambio de especies entre etapas fue alto, el índice de similitud fue bajo. Respecto a las variables ecológicas, se encontró una correlación positiva entre la riqueza, diversidad y abundancia con el fósforo y una correlación negativa entre la relación C/N y C/P del suelo, así como una correlación positiva con las variables estructurales (área basal y densidad de adultos). En general, en la corta de regeneración total del método MDS se presenta un efecto negativo en la diversidad de esporomas de HECM, aunque las especies presentan cierta resiliencia conforme se restablecen las condiciones del arbolado; en cuanto al método MMOBI, la diversidad de HECM se mantiene constante al tener una extracción selectiva y ser un bosque multietano; además, especies del género *Inocybe* pueden ser clave en el mantenimiento del bosque bajo manejo.

Palabras clave: Esporomas, hongos ectomicorrízicos, diversidad α , diversidad β .

Abstract

Mexican forests are a source of energetic resources and provide numerous ecosystem services, which is because some forest management methods have been implemented to generate economic incentives for forest-owning communities and in turn ensure the permanence of forest ecosystems. Among the management methods, the Mexican Method for the Management of Irregular Forests (MMOBI) and the Silvicultural Development Method (MDS), both intensive, stand out. With the implementation of the management methods, the dynamics of the soil microbiota are influenced, particularly in the functional communities of HECM (Ectomycorrhizal fungi) present in the stands. HECMs are important, because they allow access to macro and micronutrients, as well as use to balance and maintain the forest ecosystem. The objective of the study is to evaluate the diversity of HECM fungi in temperate forests subjected to two forest management methods (MDS and MMOBI) in the state of Puebla, Mexico. To carry out what was proposed, the three most representative stages were selected by method: recent, intermediate and late, HECM sporomas were sampled in 20 * 20 m squares, having a total of 12 squares per management method. Subsequently, macroscopic and microscopic characterization was carried out for taxonomic identification. Likewise, the soil variables (pH, carbon, nitrogen, phosphorus, C/N ratio and C/P ratio), structural variables of the vegetation (basal area and adult density) and environmental variables (precipitation and temperature) were taken into account. Alpha diversity analysis (Shannon-Wiener index, Effective numbers of species (1D), Pielou index and Simpson index) and beta (Jaccard similarity index, Sørensen similarity index and Morisita-Horn index) were also performed. A Pearson correlation to determine the relationship of richness, diversity and abundance with structural, edaphic and environmental variables has been made. The results reported for the MMOBI method were found 100 species corresponding to 26 genera, were the most representative are *Russula* with 16 species, *Inocybe* with 14 and *Cortinarius* with 11. According to the diversity indices (recent stage $H' = 2.878$, intermediate $H' = 3.816$ and late $H' = 3.603$), a high value is observed, similar between stages, which is attributed to the particular characteristics of the method, such as the extraction of

trees (30 to 40% of the stocks) and multi-ethane stands , in terms of beta diversity, the similarity index was low and due to this the turnover of species is high between stages, in terms of ecological variables a negative correlation was found between richness, diversity and abundance with phosphorus and a correlation positive with basal area and adult density.

For the MDS method, 44 species corresponding to 11 genera were found, the most representative were *Inocybe* with 15 species, *Russula* with 9 and *Lactarius* with 6, according to the diversity indices (recent (CRT) $H' = 2,197$, intermediate (CLF) $H' = 2,799$ and late (2AF) $H' = 3,080$) a difference is observed between the recent stage, with respect to the other stages. The decrease in diversity in this stage is attributed to the total regeneration cut of the management method; however, when there is a change in the intervention stage and a reestablishment of the trees begins, there is an increase in the diversity of HECM. With beta diversity, the turnover of species between stages was high, the similarity index was low. Regarding the ecological variables, a positive correlation was found between the richness, diversity and abundance with phosphorus and a negative correlation between the C / N and C / P relationship of the soil, as well as a positive correlation with the structural variables (basal area and adult density). In general, in the total regeneration cut of the MDS method there is a negative effect on the diversity of HECM fungi, although the species show some resilience as tree conditions are restored; Regarding the MMOBI method, the diversity of HECM remains constant as it has a selective extraction and is a multi-ethane forest; Furthermore, the species of the genus *Inocybe* can be key in the maintenance of the forest under management.

Key words: sporocarps, ectomycorrhizal fungi, α diversity, β diversity

1. Introducción

Los bosques son fuente de materias primas y son fuente de recursos energéticos además de brindar servicios ecosistémicos como la recarga de mantos acuíferos, el mantenimiento de la biodiversidad, son sumideros naturales de dióxido de carbono, aportan oxígeno y participan en la formación y retención del suelo. Debido a lo anterior han transformado su superficie para diversas actividades, una de ellas es el manejo forestal, conjunto de prácticas basadas en consideraciones silvícolas y económicas para optimizar la productividad de los bosques, con el objetivo de generar incentivos económicos y a su vez, sea posible la permanencia de éstos (Food and Agriculture Organization, 2012).

Bajo este contexto, en los bosques del país se utilizan distintos tipos de manejo forestal; entre ellos, el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI) que se basa en la corta selectiva, que se refiere a una intensidad de corta variable según el incremento corriente de volumen de cada rodal, se respeta la intensidad de corta de un 30 a 40%. Por otro lado, se aplica el Método de Desarrollo Silvícola (MDS) como una alternativa para la necesidad de incrementar la producción forestal, en este sistema se establecen masas regulares, consta de varias cortas de aclareo y una corta de regeneración, en donde, se incluye la corta total o parcial de toda la masa forestal existente para el establecimiento de una nueva (Hernández-Salas, 2014). Ambos métodos de manejo forestal son intensivos, lo que influye en los grupos funcionales, incluidos los hongos, los cuales proporcionan diversas funciones importantes sobre los ecosistemas, como lo es la descomposición y reciclaje de nutrientes. Los hongos se pueden dividir por su tipo de alimentación en saprobios, parásitos y mutualistas, estos últimos formadores de micorrizas (Deacon, 1992).

La micorriza es una asociación simbiótica importante en los ecosistemas, se conocen distintos tipos en función de las especies fúngicas y vegetales que establecen la asociación, así como la estrategia nutricional que posibilita la penetración intracelular o no de las células corticales de la raíz por parte del hongo (Frank, 1885; Honrubia, 2009). Entre ellos se encuentra la ectomicorriza que forma

asociaciones mutualistas particularmente con las coníferas y dicotiledóneas, la mayoría de las ectomicorrizas se desarrollan en áreas de clima templado y frío, donde se encuentra la principal fuente de recursos forestales del país (Kong-Luz, 2003). Además, contribuyen al establecimiento, productividad y conservación de los ecosistemas naturales, lo que mejora la calidad nutricional de las especies vegetales, propicia una mayor tolerancia a cambios extremos y contribuye a la salud de la planta brindando protección contra patógenos (Salamanca, 1999; Zamora-Martínez, 1999; McGuire *et al.*, 2008). Sin embargo, el manejo transforma el ecosistema forestal y éste a su vez modifica las comunidades de los HECM, debido a ello se han realizado estudios respecto al efecto del manejo forestal sobre la biodiversidad de los HECM y su relación con algunos factores ambientales, incluido el suelo. A pesar de la importancia de los HECM en los ecosistemas forestales existen pocos estudios relacionados al impacto ambiental que ocasionan los tipos de manejo forestal MMOBI y MDS sobre su diversidad. Debido a ello el objetivo de este trabajo se centra en evaluar el impacto de dos métodos de manejo forestal (MDS y MMOBI) sobre la diversidad, composición y estructura de las comunidades de HECM en bosques templados del estado de Puebla.

1.1 Marco teórico

1.1.1 Manejo forestal

Los bosques son el origen de productos útiles para la construcción, el transporte, la comunicación y la fuente de alimentos, dentro de los distintos tipos de bosques se encuentran los de tipo templado, los cuales son utilizados como fuente maderable, teniendo como exponentes principales a los bosques de pino y encino en México, éstos poseen aproximadamente el 25% de la flora fanerogámica del país (Rzedowski, 1991). Particularmente dentro de estos bosques se obtienen recursos materiales (madera, fibras, alimento), recursos energéticos y servicios ecosistémicos (regularización, estabilización, recreación y mantenimiento de la biodiversidad), los cuales son esenciales para la sobrevivencia y para mantener las actividades económicas de la sociedad (Galicia y Zarco, 2014).

Debido a que los bosques son una fuente maderable importante, se lleva a cabo un manejo forestal, el cual se concibe como un proceso que comprende el conjunto de acciones y procedimientos que tiene como objetivo la ordenación, el cultivo, la protección, la conservación, la restauración y el aprovechamiento de los recursos y servicios ambientales de un ecosistema forestal (FAO, 2012).

Dentro de la silvicultura, se considera como una práctica el control de la composición, la estructura y el crecimiento de un rodal; por lo que, un sistema silvícola es una secuencia planeada de actividades a realizar durante el turno o vida de un rodal, diseñado como apoyo para los objetivos del manejo, donde existen diversos criterios; entre ellos, el criterio de madurez o turno (diámetro-edad) y un régimen: ciclo de corta, período de intervención silvícola, intensidad de corta, densidad residual y cálculo de la posibilidad referente a la cantidad susceptible de extraer madera (Hernández-Salas, 2014). En este sentido, se utilizan distintos tipos de manejo forestal como una estrategia fundamental para la extracción del producto maderable que genere incentivos económicos y a la vez haga posible la permanencia de los bosques (FAO, 2004).

De los métodos de manejo empleados destacan el MMOBI que se estableció a principios de los años 1980 en México. Este método se basa en la corta selectiva, una intensidad de corta variable según el incremento corriente de volumen de cada predio o rodal y un ciclo de corta fijo, respetando la intensidad máxima de corta 30-40% de las existencias y el diámetro mínimo de corta. Ante las cortas intensivas que se realizaban con el MMOBI, apareció como alternativa de manejo de los bosques de coníferas el Método de Desarrollo Silvícola (MDS), como respuesta a la necesidad de incrementar la producción forestal para satisfacer una demanda nacional creciente de madera. En este sistema se tratan de establecer masas regulares, se aplican varias cortas de aclareo en la etapa de crecimiento rápido del bosque y al final del turno se aplica una corta intensiva llamada "corta de regeneración". En la corta de regeneración en la cual está basado el MDS, existe una corta total de la masa forestal para el establecimiento de una nueva (Hernández-Salas, 2014).

Los tipos de manejo representados anteriormente determinan la dinámica y el crecimiento de la masa forestal que es aprovechada en el tiempo de turno de corta entre tratamientos silvícolas; sin embargo, son un tipo de manejo forestal intensivo, el cual influye en la dinámica de las comunidades microbianas y fúngicas del suelo forestal, éstos últimos desarrollan diversas funciones sobre los ecosistemas y desempeñan un papel importante en la descomposición y reciclaje de nutrimentos, entre ellos encontramos a los hongos formadores de micorrizas (Deacon, 1992).

1.1.2 Hongos y su importancia

Los hongos son organismos eucarióticos, heterótrofos y se alimentan por absorción, su cuerpo consiste en largos filamentos ramificados llamados hifas, los cuales están cubiertos por una pared celular compuesta de polisacáridos, principalmente quitina y glucanos, que en conjunto se conocen como micelio, el cual constituye la parte vegetativa del hongo. Se estima según Hawksworth (2001) que existen entre 1.5 y 2.5 millones de especies a nivel mundial, conociéndose entre el 4 y 6%, y para el caso solo de macrohongos a nivel mundial. Müller *et al.* (2007) reportan a este año 21 679 especies descritas. En México, se calcula la existencia de alrededor de 200,000 especies de hongos de las cuales únicamente se conoce el 3.5% (Guzmán, 1998).

Estos organismos pertenecen a un grupo con muchas variaciones en sus ciclos de vida. La reproducción de los hongos puede ser de forma asexual, donde no se realiza la unión de núcleos y la sexual, caracterizada por la unión de dos núcleos. En la reproducción asexual se producen rápidamente nuevos individuos, pero hay poca variabilidad genética; mientras que, en la sexual se involucra la meiosis y genera nuevos genotipos (Guillen *et al.*, 2004). Los hongos son particularmente activos en la parte más superficial del suelo a 10 cm y conforme aumenta la profundidad ésta disminuye. Para que la reproducción y el desarrollo de un hongo se lleven a cabo de manera adecuada y regular, son necesarias condiciones abióticas óptimas como temperatura (25 a 35 °C), humedad relativa alta (70%) y pH ácido (5.5 a 6.5) Entre los hongos que se reproducen sexualmente se encuentran

los denominados hongos macroscópicos, éstos corresponden a especies que presentan estructuras reproductoras visibles a simple vista, la mayoría pertenecen a los Phylum Ascomycota y Basidiomycota, gran parte de los integrantes de estos Phyla forman esporomas carnosos o cartilagosos, tanto epigeos como hipogeos, estos organismos son de gran importancia por su función ecológica, cultural, económica y alimenticia en las comunidades rurales que se ubican en las zonas boscosas (Pazoz, 2007).

Los hongos desempeñan funciones de suma importancia relacionadas con el reciclaje de la materia orgánica en los ecosistemas, ecológicamente destacan por los múltiples roles que juegan en los ambientes naturales, lo cual está íntimamente relacionado con su tipo de nutrición; la absorción de nutrientes la realizan a través de la membrana y dependen del sustrato donde se desarrollen, siendo capaces de degradar la celulosa, la hemicelulosa y la lignina, componentes importantes de la hojarasca (Valenzuela *et al.*, 2001). Con base a sus características tróficas, los hongos se clasifican en tres niveles: saprobios, simbioses y parásitos (Montoya *et al.*, 2010).

1.1.3 Definición, importancia y tipos de micorriza

El término micorriza (Hongo-Raíz) fue propuesto por Frank (1885) para definir asociaciones mutualistas entre raíces de plantas y el micelio de algunos hongos del suelo, en esta asociación el hongo rodea las raíces secundarias de la planta formando una red de hifas entrelazadas denominado manto; intercelularmente el hongo rodea a las células corticales formándose una red de Hartig, esta asociación favorece la captación de agua y de los nutrimentos del suelo (Smith y Read, 1997 y Frank, 1885 citado en Honrubia, 2009).

Las micorrizas son importantes debido a que contribuyen al establecimiento, productividad, conservación y sostenibilidad de los ecosistemas naturales, mejoran la nutrición y el metabolismo de las especies vegetales, por que optimiza el estado

nutricional del hospedero y facilita la asimilación de NO_3^- , NH_4^+ y $\text{H}_2\text{PO}_4^{4-}$, también incrementan la eficiencia de las plantas para la absorción y translocación de los nutrientes del suelo en especial de los que se difunden lentamente como el P, NH_4^+ , K^+ , Ca^{+2} y SO_4^{-2} , participan en el transporte activo de los micronutrientes como el Zn, Cu, B y Mo, y otros esenciales para las plantas como Fe y Mn, los cuales se encuentran en mayor proporción en plantas micorrizadas (Salamanca, 1999; Zamora-Martínez, 1999; McGuire *et al.*, 2008). La asociación micorrízica mejora las relaciones hídricas y propicia una mayor tolerancia a la sequía y a la salinidad, por otro lado, los hongos micorrízicos tienen un efecto positivo indirecto en la salud de la planta, ya que le da protección contra un gran espectro de patógenos de la raíz (Neri-Luna y Villarreal-Ruiz, 2012).

Se reconocen distintos tipos de micorrizas y se clasifican de acuerdo con las especies fúngicas y vegetales que establecen la asociación y de la estrategia nutricional que posibilita una penetración intracelular, o no por parte del hongo dentro de las células corticales de la raíz vegetal (Honrubia, 2009). Dentro de su clasificación se agrupan tradicionalmente según Frank (1885) en dos tipos: la ectomicorriza, que forma un manto compacto alrededor de las raicillas laterales de algunas plantas y la endomicorriza que invade el citoplasma de las células que forman las raíces.

Por otro lado, Smith y Read (2008) reconocen siete tipos de micorrizas:

- 1) Micorriza Arbuscular (MA), 2) Ectomicorriza (ECM), 3) Micorriza Ericoide (MER), 4) Micorriza Arbutoide (MAR), 5) Micorriza Monotropoide (MMO), 6) Ectendomicorriza (ENM), 7) Micorriza Orquideoide (MOR) (Figura 1).

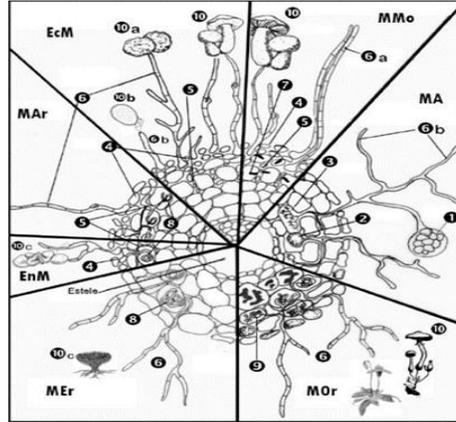


Figura 1. Atributos distintivos de los tipos de micorrizas reconocidos actualmente por Smith y Read (2008), (Fuente: Neri-Luna y Villareal-Ruiz, 2012).

1.1.4 Ectomicorriza, estructura y especies vegetales asociadas

Particularmente, la ectomicorriza se define como una asociación mutualista que se establece entre ciertos grupos de hongos del suelo y algunas plantas que pertenecen a varias familias de coníferas y dicotiledóneas. Se ha estimado que existen más de 5000 especies de HECM de las cuales el mayor porcentaje son Basidiomycetes (90%) (Pérez-Moreno y Read, 2004), éstas se desarrollan en México sobre áreas de clima templado como los bosques de coníferas y de encino, es en estos bosques donde se encuentra la principal fuente de recursos forestales del país y donde se desarrollan las principales comunidades de HECM (Kong-Luz, 2003) (Tabla 1).

Tabla 1. Listado de las principales familias y géneros de las plantas que forman ectomicorriza en las áreas templadas de México (Fuente: Kong-Luz, 2003).

	Orden	Familia	Género	Nombre común	
Gimnospermas	Coniferales	Pinaceae	<i>Abies</i>	Oyamel, abeto	
			<i>Picea</i>	Pinabete	
			<i>Pinus</i>	Ocote, pino	
			<i>Pseudotsuga</i>	Pinabete	
Angiospermas	Ericales	Ericaceae	<i>Juniperus</i>	Sabino, táscate	
			<i>Arbutus</i>	Madroño	
			<i>Arctostaphylos</i>		
			<i>Comarostaphylos</i>	Palo dulce	
	Fagales	Betulaeae	<i>Vaccinium</i>		Capulincillo
				<i>Alnus</i>	Aile, ailite
				<i>Carpinus</i>	
				<i>Corylus</i>	
			Fagaceae	<i>Ostrya</i>	
				<i>Castanea</i>	Castaña
				<i>Fagus</i>	Haya
			Juglandaceae	<i>Quercus</i>	Encino, roble
				<i>Carya</i>	Nogal
Lamiales			Oleaceae	<i>Juglans</i>	
	<i>Fraxinus</i>	Fresno			
Malpighiales	Salicaceae	<i>Populus</i>	Álamo, chopo		
		<i>Salix</i>	Sauce		
Malvales	Cistaceae	<i>Helianthemum</i>	Cenicilla		
	Tiliaceae	<i>Tilia</i>			
Rosales	Ulmaceae	<i>Ulmus</i>	Olmo		
Sapindales	Aceraceae	<i>Acer</i>	Sicomoro, arce		

La simbiosis ectomicorrízica está conformada por tres estructuras relevantes: 1) El manto fúngico 2) La red de Hartig y 3) El micelio externo vegetativo. El manto fúngico está conformado por una masa celular extraradical llamadas hifas, las cuales envuelven a las raíces formando un pseudotejido que actúa como una barrera protectora ante cualquier organismo patógeno, en esta se almacenan sustancias de

reserva como minerales y nitrógeno. Se denomina red de Hartig a las hifas que crecen del manto hacía dentro entre los espacios intersticiales de las células corticales de la raíz, constituyendo un complejo sistema intercelular, sin que exista penetración intercelular en la planta huésped y el micelio externo vegetativo que emerge a partir de las raíces de las plantas explorando el suelo para la absorción de agua y nutrimentos (Smith y Read, 1997; Pérez-Moreno y Read, 2004; Heijden *et al.*, 2015).

1.1.5 Taxonomía de los HECM basada en esporomas

El sistema de hifas y micelio de los HECM producen estructuras que utilizan para su reproducción sexual y formadas en época de lluvias las cuales se denominan esporomas y se producen cuando las condiciones ambientales son favorables (Guillen *et al.*, 2004).

Los hongos se dividen en clases con base en la forma en que producen sus esporas, la mayoría de los hongos ectomicorrizógenos pertenecen a la clase de los Basidiomycetes, algunos de los Ascomycetes y pocos a la de los Zygomycetes, a su vez estas clases se dividen en órdenes, éstos en familias y en géneros, la mayoría de los grupos de hongos (taxa) empleados en dicha clasificación se distinguen por caracteres microscópicos y morfológicos de las estructuras reproductivas (Kong-Luz, 2003) (Tabla 2).

Tabla 2. Principales familias y géneros de HECM (Fuente: Kirk et al., 2008)

Clase	Orden	Familia	Género			
Ascomycetes	Elaphomycetales	Elaphomycetaceae	<i>Elaphomyces</i> <i>Cenococcum</i>			
		Leotiales	Geoglossaceae	<i>Cudonia</i> <i>Geoglossum</i> <i>Spathularia</i> <i>Trichoglossum</i>		
			Pezizales	Leotiaceae	<i>Leotia</i>	
				Balsamiaceae	<i>Balsamia</i>	
	Helvellaceae			<i>Gyromitral</i> <i>Helvella</i>		
		Otidaceae		<i>Geopora</i> <i>Humaria</i>		
	Basidiomycetes	Agaricales	Pezizaceae	<i>Sarcosphaera</i>		
			Terfeziaceae	<i>Terfezia</i>		
			Amanitaceae	<i>Amanita</i> <i>Limacella</i>		
				Cortinariaceae	<i>Cortinarius</i> <i>Hebeloma</i> <i>Inocybe</i> <i>Naucaria</i> <i>Rozites</i>	
					Entolomataceae	<i>Hygrophorus</i>
					Tricholomataceae	<i>Floccularia</i> <i>Hydnangium</i> <i>Laccaria</i> <i>Tricholoma</i>
						Boletales
			Suillaceae	<i>Suillus</i>		
			Gomphidiaceae	<i>Chroogomphus</i> <i>Gomphidius</i>		
				Gyrodontaceae	<i>Gyrodon</i> <i>Gyroporus</i>	
	Rhizopogonaceae	<i>Rhizopogon</i>				
	Strobilomycetaceae	<i>Chalciporus</i>				

Los basidiomicetos se diferencian debido a que sus esporas se producen externamente en unas células llamadas basidios, los basidios a menudo presentan forma de clava (claviformes) y se desarrollan en una parte específica de la estructura reproductiva (Lodge y Wentworth, 1990), cerca del 87% de especies de este grupo se han reportado como ectomicorrizógenos (Kong-Luz, 2003). Existen diferentes formas de representar las clasificaciones, una de ellas es agruparlo por familias y géneros como la clasificación de Kirk *et al.* 2008

1.1. 6 Sucesión fúngica

Se denomina sucesión al cambio dirigido en la composición la abundancia relativa y la distribución espacial de las especies fúngicas de una comunidad (Parladé *et al.*, 2017).

En el suelo se producen cambios tanto en el nivel de nutrientes de las raíces, como en la temperatura, la capacidad de retención de agua y porosidad por mencionar algunos, todos estos cambios influyen en los organismos del suelo, lo que provoca variación en la abundancia y diversidad fúngica (Martínez-Peña, 2008).

La comunidad de HECM asociados a una edad del arbolado en su fase inicial se suelen caracterizar por una pequeña selección de especies capaces de establecer simbiosis con un amplio espectro de hospederos. Estos hongos denominados pioneros, pertenecen a géneros como *Hebeloma*, *Inocybe*, *Laccaria*, *Thelephora*, *Paxillus*, *Suillus*, *Scleroderma*, *Pisolithus*, *Tuber*, entre otros. Los géneros antes mencionados corresponden a especies con estrategia (r), que combinan una demanda de carbohidratos relativamente baja, con un crecimiento micelial rápido, una generación de esporomas de pequeño tamaño y su adaptación a los suelos orgánicos (Campos-López, 2015).

Una vez que la etapa forestal es madura, la comunidad ectomicorrícica se diversifica en cuanto al número de especies, pero también hay una tendencia al aumento de su especificidad en la elección del hospedero. Predominan géneros como *Amanita*,

Boletus, Cantharellus, Cortinarius, Lactarius, Russula, que representan especies de estrategia (k), con elevada demanda de carbono, crecimiento miceliar lento, grandes esporocarpos y con preferencia por los hábitats donde los nutrientes se encuentran en la fracción orgánica del suelo (Martínez-Peña, 2008).

El carácter pionero o tardío de las diferentes especies de hongos también está determinado en parte por el tipo de propágulos de resistencia, si éstos son capaces de sobrevivir durante largo tiempo, tendrán una ventaja adaptativa que les permitirá colonizar rápidamente a las raíces de las nuevas plantas, la capacidad saprofitica de ciertas especies puede también, facilitar su supervivencia en el suelo en la ausencia de la planta huésped (Strullu, 1991).

2. Antecedentes

El micelio de los hongos se desarrolla en la parte hipogea y en ocasiones esto dificulta la delimitación espacio-temporal en la naturaleza (Read, 1991), debido a ello los estudios ecológicos en hongos se han realizado para cuantificar las colonias obtenidas en diferentes medios de cultivo, no obstante, la mayoría de los HECM son reacios al cultivo en medios sintéticos y son difíciles de identificar cuando se logran cultivar, ya que no producen estructuras reproductoras bajo estas condiciones, lo que ha propiciado que los estudios sobre su ecología se realicen en campo considerando la presencia/ausencia de los esporomas, como indicador de la presencia de sus micelios, aún con ciertas limitaciones dichos estudios permiten el entendimiento sobre las relaciones ecológicas de este importante grupo de organismos.

2.1 Estudios micológicos en bosques bajo algún tipo de manejo a nivel mundial

A nivel mundial se ha estudiado la producción de esporomas en ciertos tipos de manejo forestal para obtener criterios básicos de gestión forestal para la conservación de la biodiversidad.

Martínez-Peña (2008) estudió la producción de esporomas en un método de manejo de *Pinus sylvestris* del Sistema Ibérico Norte (Soria), con el objetivo de obtener criterios básicos de gestión forestal para la conservación de la diversidad y la mejora de la producción en 18 parcelas permanentes, en cuanto a los resultados del inventario se obtuvieron 119 taxones de los cuales 60.5% fueron micorrízicos, el autor concluye que se registró un descenso significativo tras la corta de regeneración en la producción y diversidad de esporomas, recuperándose entre los 16 y 30 años posteriores.

Cabo (2012) estudió la influencia de la edad de una plantación forestal sobre la diversidad de especies fúngicas, así como la composición específica de hongos silvestres comestibles y su comportamiento trófico. Se establecieron 21 parcelas,

en cuanto a los resultados se encontraron 153 especies pertenecientes a 56 géneros, de éstos, el 48.2 % fueron especies micorrízicas, el 48.2 % especies saprobias y el 3.6 % especies parásitas. Se concluye que en cuanto a la producción de esporomas se registró un descenso importante durante los 10 años posteriores a la corta de regeneración, así como una baja producción de esporomas asociados a los aclareos.

2.2 Estudios micológicos en bosques bajo manejo en México

Para el caso particular de México, la mayoría de los estudios se han enfocado en el listado de especies de esporomas en diversos ecosistemas y algunos trabajos que relacionan su producción con un tipo de manejo forestal.

Puntualmente existen dos trabajos realizados en el estado de Puebla que relacionan la biodiversidad de HECM con el manejo forestal, uno de ellos utilizó puntas micorrizadas con técnicas de biología molecular (Guarneros, 2017) y el impacto del manejo forestal y el factor suelo sobre la biodiversidad de esporomas de HECM (Zamora *et al.*, 2018).

Valdés *et al.* (2003) estudiaron la vegetación del sotobosque y los HECM en tres masas de *Pinus oaxacana*, en Oaxaca, México cinco años después de la aplicación de un método silvícola. Se evaluó la riqueza y abundancia de los esporomas la cual no difirió entre los sitios; sin embargo, la composición de las especies fue diferente en donde *Cenococcum geophilum*, *Laccaria laccata*, *Russula emetica* y *Lactarius chrysorrheus* fueron comunes en los tres sitios. En el estudio se encontró que el número de esporomas de *L. laccata* disminuyó con el aumento de la perturbación cuando se aplicó un método silvícola, los esporomas de *Clavariadelphus truncatus*, *Craterellus fallax*, *Helvella crispa*, *Hydnum repandum* se encontraron sólo en el sitio control y *Amanita gemmata*, *Lactarius chrysorrheus*, *L. volemus*, sólo en los sitios tratados.

Villanueva-Jiménez *et al.* (2006) estudiaron la diversidad de especies del género *Amanita* en dos áreas de bosque de *Pinus-Quercus* con diferente manejo silvícola

en la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Se obtuvieron un total de 107 ejemplares que corresponden a 36 especies, de las cuales 21 pertenecen al subgénero *Amanita* y 15 al subgénero *Lepidella*; 14 nuevos registros fueron para el estado de Oaxaca y 19 para la comunidad de Ixtlán, en particular. La abundancia de especies se correlacionó con la precipitación y condiciones ecológicas y se presentó una pérdida de la diversidad fúngica tras la corta selectiva de especies de interés forestal.

Guarneros (2017) estudió el impacto del Método de Desarrollo Silvícola en el Ejido de Llano Grande en Chignahuapan, Puebla, México, se recolectaron muestras de raíces micorrizadas en tres etapas de manejo. En cuanto a los resultados, la riqueza estuvo representada por 12 familias, las más diversas fueron *Inocybaceae*, *Russulaceae* y *Thelephoraceae*, además se menciona que la riqueza y diversidad de HECM se encontró principalmente relacionada con las variables estructurales de la vegetación, esto muestra que la diversidad de HECM es un buen indicador para evaluar el efecto del MDS que determina o que permitirá recomendar o proponerlo como un método sostenible para el aprovechamiento de los bosques templados.

Zamora *et al.* (2018) realizaron un estudio en el municipio de Zacatlán, Puebla, donde estudiaron la riqueza y la abundancia de hongos ectomicorrizógenos en un bosque bajo aprovechamiento forestal y lo relacionaron con el factor suelo. Encontraron una correlación positiva entre la materia orgánica y el porcentaje de arena con la abundancia de HECM; en contraste con el K, Ca, Mn y Mg, se tuvo una correlación negativa y sin diferencias significativas para pH; sin embargo, *Lactarius indigo*, *Boletus aestivalis* y *Tylopilus* sp., únicamente se recolectaron en rodales con valores de pH 5.76 a 5.93. Los resultados mostraron que las prácticas silvícolas afectan el área basal arbórea alterando las propiedades químicas y físicas del suelo, lo que a su vez incide sobre la abundancia de esporomas.

3. Justificación

Los bosques templados son una importante fuente de recursos maderables y no maderables que proporcionan servicios ecosistémicos e incentivos económicos, dentro de ellos se encuentran los HECM, un grupo funcional importante que forman asociaciones mutualistas con las coníferas, lo que permite el acceso a macro y micro elementos; entre ellos, el nitrógeno y el fósforo, así mismo proporciona resistencia a estrés y protección contra patógenos, fundamental para la adaptación y competitividad de la planta y a su vez contribuir al equilibrio y mantenimiento de un ecosistema forestal. Por ello, la preservación de la biodiversidad de HECM es clave en la resistencia de los bosques a cambios y condiciones adversas, sobre todo de aquellos ecosistemas forestales que presentan un manejo forestal.

Los datos ecológicos sobre los HECM, entre ellos la biodiversidad de esporomas es información básica para entender los procesos ecológicos y por ende el manejo y la conservación de este recurso micológico. Asimismo, da pauta para desarrollar estrategias de manejo forestal para la gestión y conservación de ecosistemas forestales. Sin embargo, actualmente los métodos de manejo forestal no incluyen prácticas y estrategias de conservación para especies no maderables. En este contexto existen pocos trabajos que demuestren el impacto del manejo forestal sobre los grupos funcionales, entre ellos los hongos ectomicorrizógenos.

4. Objetivo general

Evaluar la diversidad de esporomas de hongos ectomicorrízicos (HECM) en bosques templados sometidos a dos métodos de manejo forestal (MDS y MMOBI) en el estado de Puebla.

4.1 Objetivos específicos

Evaluar la diversidad de esporomas de HECM en los tratamientos para dos métodos de manejo forestal (MDS y MMOBI) en los bosques templados.

Determinar el recambio de especies (diversidad beta) de HECM entre tratamientos de los métodos de manejo forestal MDS y MMOBI en bosques templados.

Determinar la posible relación entre las variables ambientales, estructurales y edafológicas con la diversidad de esporomas de HECM asociados a bosques con dos métodos bajo manejo forestal.

5. Metodología

5.1 Descripción del área de estudio

5.1.1 Ejido Minillas

El Ejido Minillas fue constituido el 9 de septiembre de 1936, se encuentra ubicado entre las coordenadas geográficas 19° 29' 10.86" de latitud y 97° 48' 45.21" de longitud, a una altura de 3000 msnm, ubicado al sur del municipio de Ixtacamaxtitlán, Puebla. El Ejido cuenta con una superficie total de 1178 ha, de las cuales 643 ha son de uso común, 503 ha son área parcelada, 15 ha son destinadas para el asentamiento humano, 15 ha son ocupadas para infraestructura y en 6 ha se encuentran distribuidos ríos, arroyos y cuerpos de agua (Figura 2).

El Ejido Minillas incorpora prácticas de conservación, por lo que se implementó el Manual de Mejores Prácticas de Manejo Forestal para la Conservación de la Biodiversidad, mediante el cual se establecieron Sitios Permanentes para la Evaluación de la Diversidad (SPED), para monitorear de la biodiversidad a diversos niveles, estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo (CONAFOR, 2009).

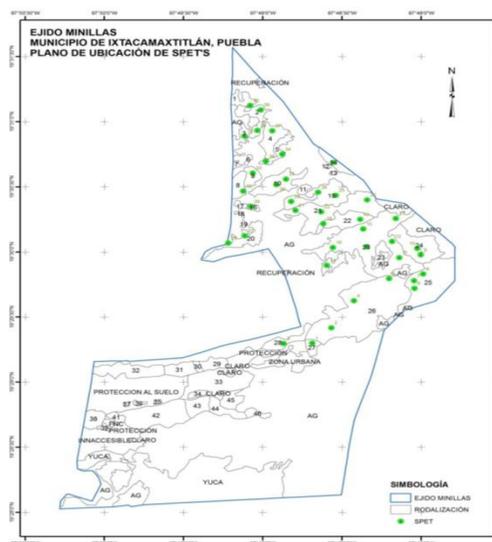


Figura 2. Plano de ubicación del ejido Minillas, Ixtacamaxtitlán, Puebla (Fuente: Informe de la región oriente de la UMAFOR, 2016)

5.1.2 Ejido de Llano Grande

El Ejido de Llano Grande fue constituido el 4 de agosto de 1937, se encuentra en las coordenadas geográficas 19° 39' 42" y 19° 58' 48" de latitud norte y 97° 57' 18" y 98° 18' 06" de longitud oeste, la localidad se encuentra a una altura de 2 680 msnm, ubicado en la localidad El Aserradero en el municipio de Chignahuapan, Puebla. La zona de estudio cuenta con una superficie total de 2 345 ha, de las cuales 1 700 ha son forestales que se encuentran bajo el régimen forestal de aprovechamiento con el Método de Desarrollo Silvícola y 199.91 ha con alto valor de conservación (Figura 3) (CONAFOR, 2016).

Este Ejido está certificado internacionalmente, por ello incorpora prácticas de conservación y se implementó el Manual de Mejores Prácticas de Manejo Forestal para la Conservación de la Biodiversidad, mediante el establecimiento de 40 Sitios Permanentes para la Evaluación de la Diversidad (SPED), cuyo objetivo es el monitoreo de la biodiversidad a diversos niveles e implementa modelos de crecimiento del arbolado de acuerdo con el tratamiento silvícola en turno en cada rodal.

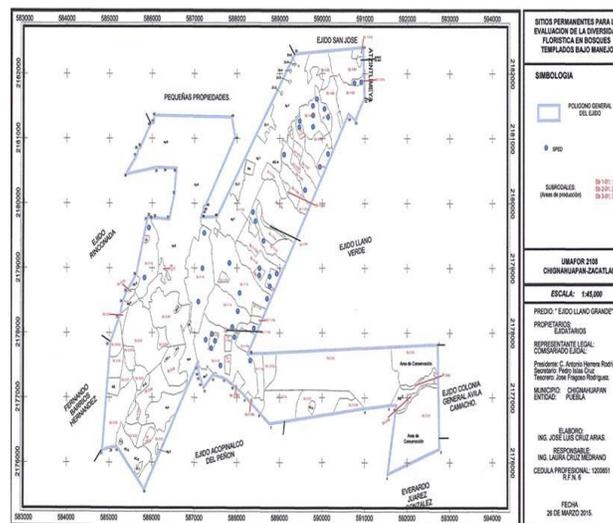


Figura 3. Plano de ubicación del Ejido de Llano Grande, Chignahuapan, Puebla (Fuente: informe de la región poniente de la UMAFOR, 2016).

5.2 Selección de tratamientos silvícolas en cada método de manejo

En ambos métodos de manejo forestal (MMOBI y MDS) se consideraron tres etapas representativas, que corresponden a una intervención reciente en el bosque, una intermedia y una tardía sin intervención.

5.2.1 Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares (MMOBI)

Con el fin de analizar los tratamientos y edades del arbolado, para poder establecer un efecto del manejo forestal en la diversidad de esporomas de HECM se establecieron tres etapas representativas de manejo.

El tipo de vegetación del sitio de estudio es de un bosque multietario de oyamel (*Abies religiosa* Kunth Schltdl. et Cham.), es decir, que dentro de un mismo rodal presentan árboles con distintas edades, el sitio cuenta con una extracción selectiva del 30 al 40% del arbolado. Dentro del sitio se seleccionó una etapa reciente que fue intervenida en el año 2014, una etapa intermedia intervenida en el año 2008 y una etapa tardía, sin intervención (Tabla 3).

Tabla 3. Ubicación de las etapas en el Ejido Minillas.

Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI)						
Manejo Forestal	Irregulares (MMOBI)					
Localidad	Ejido Minillas, Ixtacamaxtitlán					
Tipo de vegetación	Bosque de Oyamel (<i>Abies religiosa</i>)					
Etapas de intervención	Altitud (msnm)	Coordenadas Geográficas		Año de Intervención	Temperatura promedio °C	Precipitación (mm)
		Latitud	Longitud			
Reciente	3314	19°30'14.98"	97°48'23.08"	2014	15.64	615
Intermedia	3323	19°30'26.03"	97°48'32.33"	2008	13.44	613
Tardía	3370	19°29'56.89"	97°48'7.90"	----	17.84	618

5.2.2 Método de Desarrollo Silvícola (MDS)

En este método, el bosque coetáneo, está formado por árboles de la misma edad en donde se seleccionó una etapa reciente (Corta de Regeneración Total) intervenida en los años 2014-2015 en la cual se implementó una corta mataraza, presenta una asociación vegetal de pino con edad de 1-5 años, producto de una regeneración artificial. Una etapa intermedia (Corta de Liberación Final) intervenida en los años 2007-2008, donde se eliminaron los árboles padre, la asociación vegetal de este tratamiento es pino con escasos árboles de Oyamel con edad de 7-32 años y la etapa tardía (Segundo Aclareo Final), intervenida en los años 2009-2010 donde se realizó un segundo aclareo, la asociación vegetal es pino con arbolado de encino y oyamel, presenta un arbolado de 13-97 años de edad; este tratamiento se consideró como el bosque de referencia, debido a que no se ha realizado la corta de regeneración y conserva parte de la estructura vegetal original del bosque (Tabla 4).

Tabla 4. Ubicación de las etapas en el Ejido de Llano Grande.

Manejo Forestal		Método de Desarrollo Silvícola (MDS)					
Localidad		Ejido Llano Grande, Chignahuapan					
Tipo de Vegetación		Bosque de Pino (<i>Pinus patula</i>)					
Tratamiento Silvícola	Altitud (msnm)	Coordenadas Geográficas		Edad del arbolado (años)	Año De Intervención	Temperatura promedio (°C)	Precipitación (mm)
		Latitud	Longitud				
Reciente (CRT)	2804	19°41'46.6"	98° 09'40.8"	4	2014-2015	13.21	679.5
Intermedia (CLF)	2745	19°42'13.2"	98°09'05.1"	17	2017-2018	10.92	676.4
Tardía (2AF)	2841	19°42'00.6"	98°09'12.9"	77	2016-2017	12.82	682.6

5.3 Muestreo de esporomas y su identificación taxonómica

Para cada una de las tres etapas en cada método de manejo (MMOBI y MDS) se, marcaron cuatro cuadros de 20 x 20 m (Figura 4), teniendo un total de 12 cuadros por método de manejo. Con el propósito de evitar la sobreestimación de los esporomas de HECM debido al crecimiento cespitoso (crecimiento de esporomas en forma de matas o muy cercanos entre sí) o gregario de estas estructuras en algunas especies, cada cuadro fue dividido en subcuadros de 10 x 10 m (Figura 4). Los esporomas de HECM fueron recolectados dentro de éstos 4 cuadros para cada etapa, evitando recolectar más de una vez aquellos esporomas que compartieran la misma morfología dentro de un mismo cuadro (Brunner *et al.*, 1992, Schmit *et al.*, 1999, Gates *et al.*, 2011), se recolectaron preferentemente los ejemplares maduros, sin daños mecánicos o parasitados por otros hongos. Los esporomas recolectados, se envolvieron en papel encerado y se transportaron al Laboratorio de Interacciones Bióticas y Micorrizas perteneciente al Centro de investigación en Ciencias Biológicas (UATx) para su análisis. Los muestreos se llevaron a cabo durante dos años con salidas quincenales en la temporada de lluvias para ambos sitios de estudio.

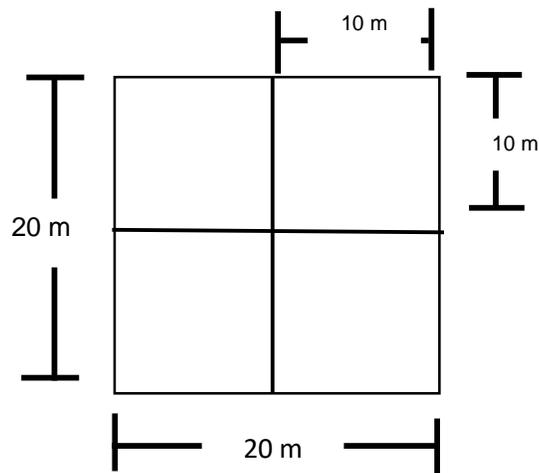


Figura 4. Diseño de muestreo de esporomas para el método de manejo MMOBI Y MDS.

En el Laboratorio se realizó la caracterización macroscópica, considerando todos los caracteres del píleo, el estípite y el himenio (Delgado *et al.*, 2005). Posteriormente, las muestras se procesaron para la herborización, que consistió en deshidratar todo el material biológico a 60 °C por 24 h en una cámara de secado (Vázquez-Mendoza, 2002).

Para la identificación taxonómica a nivel de especie se realizó la comparación de los datos macroscópicos y microscópicos, con claves y literatura especializada de Phillips (1981), Tulloss (1994), Palanzón (2001) y Mueller *et al.* (2004).

5.4 Variables ecológicas

Para el estudio se consideraron las variables edafológicas (la obtención de estas fue llevado a cabo en la UNAM y en el CIGyA-UATX) y estructurales, proporcionadas por integrantes del proyecto UNAM, también se consideraron las variables ambientales obtenidas del Servicio Meteorológico Nacional.

5.4.1 Variables estructurales

Para la medición del estrato arbóreo se consideraron los cuadros (20 x 20 m = 400 m²) ubicados en cada etapa de cada método de manejo (Figura 5), y las variables consideradas fueron la densidad de adulto que se define como el número total de individuos presentes por unidad de área, se consideraron aquellos individuos con una altura mayor a 1.3 m. El área basal que es definida como la superficie de una sección transversal del tronco del individuo a determinada altura del suelo, en donde se incluyó únicamente a los individuos mayores a 7.5 cm de diámetro normal.

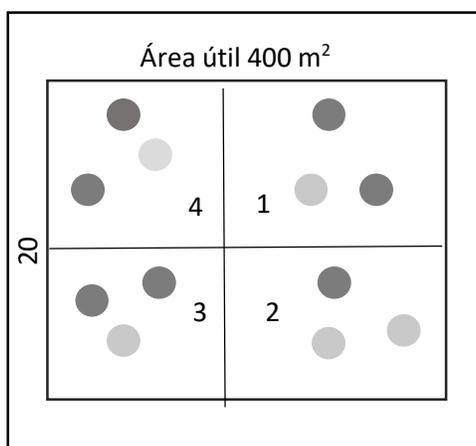


Figura 5. Medición del arbolado en el cuadro para cada método de manejo.

5.4.2 Variables edafológicas

En cuanto a las variables edafológicas para ambos tipos de manejo se determinó el pH, el carbono (método oxidación en húmedo con dicromato de potasio por Walkley & Black), el nitrógeno total (método Kjeldahl) y el fósforo disponible (método Bray y Kurtz 1) descritos en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2002), la relación C/N por la NMX-AA-67-1985 (DOF, 1992) y la relación C/P (Aryal *et al.*, 2018), llevados a cabo en la UNAM y en el CIGyA-UATx.

5.4.3 Variables ambientales

Respecto a las variables ambientales se consultó la Comisión Nacional del Agua donde se eligieron las normales climatológicas del estado de Puebla, con base en ello se seleccionaron los meses de agosto a noviembre para la precipitación y la temperatura promedio (Tabla 3 y 4). Para el método MMOBI la información se tomó de la estación meteorológica Ixtacamaxitlán y para el método MDS la información fue de la estación meteorológica Loma Alta.

5.5 Análisis de diversidad

Después de concluir la etapa de identificación de las especies de esporomas, se realizaron las curvas de acumulación de especies para determinar el esfuerzo de muestreo adecuado para tener representada la diversidad de especies. Posteriormente se calcularon los índices de equidad de Shannon-Wiener (H') y Pielou (J), el número efectivo de especies (1D), y de dominancia de Simpson. Para la diversidad beta (β) se calcularon los índices cualitativos de Jaccard y Sørensen y un índice cuantitativo de Morisita.

5.5.1 Curva de acumulación de especies HECM

Para determinar qué tan completos son los inventarios fúngicos obtenidos a partir de las colectas realizadas en cada etapa de manejo durante toda la temporada de muestreo se graficaron curvas de acumulación de especies de HECM tomando el número de colectas como unidad del esfuerzo de muestreo, además, de la riqueza de especies observadas y el estimador de la riqueza no paramétrico, basado en abundancia Chao 1 (Moreno, 2001). Este estimador obtiene el número de especies

esperadas, considera la relación entre el número de especies representadas por un individuo (singletons) y el número de especies representadas por dos individuos en las muestras (doubletons). Es un estimador del número de especies en una comunidad basado en el número de especies raras en la muestra (Moreno, 2001). Estos datos fueron obtenidos con apoyo del programa EstimateS ver. 9.1.0. (Villareal *et al.*, 2006).

5.5.2 Fenología de esporomas de HECM

La fenología en el ámbito de la micología se refiere a la producción periódica de los esporomas y cómo esta puede variar con relación a diversos factores climáticos (Garibay-Orijel *et al.*, 2009). Se realizó un análisis de la fenología de los esporomas de los HECM para cada método de manejo, se utilizaron los promedios mensuales de precipitación (enero-noviembre) obtenidos por la estación meteorológica Ixtacamaxtitlán para el método MMOBI y Loma Alta para el método MDS y los registros de las fechas en que fueron recolectados los esporomas por método de manejo, se consideró la riqueza y la abundancia total por mes del período de muestreo.

5.5.3 Diversidad alfa de HECM en las etapas de intervención por método de manejo

La diversidad alfa es la riqueza de especies en una comunidad particular a la que se considera homogénea (Whittaker, 1972), esta puede ser estimada con el número de especies, la abundancia relativa de las mismas o con índices que combinen los dos componentes (Magurran, 1988).

La diversidad se describió para cada etapa de intervención en cada método de manejo utilizando el índice de equidad de Shannon-Wiener el cual expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Una vez obtenido el valor del índice de equidad para cada etapa de cada método de manejo los valores se utilizaron para aplicar la prueba *t* de Hutchenson y determinar las diferencias en la diversidad entre etapas de intervención, también

se aplicó el número efectivo de especies 1D que evalúa la magnitud de la diferencia en la diversidad de dos o más sitios y el índice de Pielou que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, ambos índices se calcularon manualmente con Microsoft Excel 2016. Para el cálculo de los índices de diversidad Shannon-Wiener y el Índice de Dominancia de Simpson(λ) el cual manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie, se utilizó el programa Species Diversity and Richness (v. 4.1.2).

- **Índice de Shannon-Wiener (H')**:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra (Moreno, 2001).

- **t de Hutchenson**

- a) Se calculó el índice de diversidad ponderado (H_p en función de la frecuencia de cada especie:

$$H_p = \frac{(N \log N) - (\sum f_i \log f_i)}{N}$$

Donde f_i es la frecuencia (número de esporomas registrada para la especie i).

- b) Para cada muestra se calculó la varianza de índice de diversidad ponderado:

$$var = \frac{[\sum f_i \log^2 f_i - (\sum f_i \log f_i)^2]/N}{N^2}$$

c) Se calculó la diferencia de las varianzas de ambas muestras:

$$D_{var} = \sqrt{var_1 + var_2}$$

d) Se obtuvo el valor de t:

$$t = \frac{hp_1 - hp_2}{D_{var}}$$

e) Se calcularon los grados de libertad asociados con el valor de t.

$$g.l = \frac{(var_1 + var_2)^2}{(var_1^2/N_1) + (var_2^2/N_2)}$$

f) Se buscó en tablas estadísticas el valor de la distribución de t para los grados de libertad calculados (Moreno, 2001).

- **Números Efectivos de Especies (1D)**

$${}^1D = exp(H')$$

El cálculo directo se obtuvo por medio del exponencial del índice de Shannon-Wiener (Moreno, 2011).

- **Índice de Pielou**

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde $H'_{max} = \ln(S)$ (Moreno, 2001)

- **Índice de Simpson, (λ):**

$$g) \lambda = \sum p_i^2$$

Donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i , es decir. El número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra (Moreno, 2001).

5.5.4 Diversidad Beta de HECM en las etapas de intervención por método de manejo

La diversidad beta entre hábitats se refiere al grado de reemplazo de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972). A diferencia de la diversidad alfa, que puede ser fácilmente medida en función del número de especies, la medición de la diversidad beta está basada en proporciones o diferencias entre especies (Magurran, 1988). Estas proporciones se evaluaron con base a índices o coeficientes de similitud, disimilitud o distancia entre las muestras, a partir de datos cualitativos o cuantitativos.

En este estudio, para determinar la similitud de las especies de esporomas de HECM se utilizaron coeficientes cualitativos y cuantitativos, los cuales expresan el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, seleccionándose en los coeficientes cualitativos al coeficiente de similitud de Jaccard (I_j) y de Sørensen (I_s) el cual da mayor peso a las especies compartidas, también se realizó un coeficiente cualitativo donde se seleccionó el Índice de Morisita-Horn, el programa utilizado fue Multivariate Statistics MVSP 3.22 para ambos sitios de muestreo.

Coeficiente de similitud de Jaccard (I_j)

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios

Coeficiente de similitud de Sørensen (I_s)

$$I_s = \frac{2c}{a + b}$$

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

Índice de Morisita-Horn

$$I_{M-H} = \frac{2\sum(an_i x bn_j)}{(da + db)aN x bN}$$

Donde:

an_i = número de individuos de la i -ésima especie del sitio A

bn_j = número de individuos de la J -ésima especie en el sitio B

$da = \sum an_i^2 / aN^2$

$db = \sum bn_j^2 / bN^2$

5.6 Relación de la diversidad y abundancia de HECM con las variables estructurales, edáficas y ambientales

Se determinó el grado de asociación entre la diversidad, riqueza y abundancia de HECM con las variables ecológicas seleccionadas (estructurales, edafológicas y ambientales) se realizó un análisis de correlación de Pearson ($p \leq 0.05$), donde se utilizó el programa SPSS ver.21.

6 Resultados

Los resultados se presentan por método de manejo, MMOBI y MDS. En donde se muestra la composición de especies de HECM, la abundancia de HECM por etapa y posteriormente el análisis de la diversidad que incluye en primera instancia el esfuerzo de muestreo, posteriormente la fenología por etapa de intervención, después la diversidad alfa de HECM por método de manejo al igual que la diversidad beta y por último se presenta la relación de la diversidad y abundancia de HECM con las variables ecológicas (edafológicas, estructurales y ambientales).

6.1. Método Mexicano de Bosques Irregulares

6.1.1 Composición de especies de HECM

La composición de especies de HECM asociados al MMOBI es presentada por dos divisiones, Ascomycota con cuatro especies y Basidiomycota con 96 especies, siendo esta última división la más representativa en la comunidad con 18 familias, de las cuales Russulaceae, Inocybaceae y Cortinariaceae fueron las más diversas. Las especies de HECM correspondieron a 26 géneros, los más diversos fueron: *Russula* (16), *Inocybe* (14), *Cortinarius* (11), *Tricholoma* (10), *Lactarius* (7) y *Amanita* (7) (Tabla 5).

Tabla 5. Listado de géneros y especies de HECM identificados en las tres diferentes etapas del MMOBI.

Orden	Familia	Especies	Etapas de sucesión
Pezizales	Morchellaceae	<i>Morchella</i> sp.1 <i>Morchella</i> sp.2	Tardía
	Helvellaceae	<i>Helvella</i> <i>crispa</i> <i>Helvella</i> <i>lacunosa</i>	Tardía
	Amanitaceae	<i>Amanita</i> <i>aff. fulva</i> <i>Amanita</i> <i>flavoconia</i> <i>Amanita</i> <i>muscaria</i> <i>Amanita</i> <i>phanterina</i> <i>Amanita</i> <i>sp.1</i> <i>Amanita</i> <i>xylinivolve</i> <i>Amanita</i> <i>velatipes</i>	Tardía
Agaricales	Clavariaceae	<i>Clavulinopsis</i> <i>sp.1</i>	Tardía
	Cortinariaceae	<i>Cortinarius</i> <i>sp.1</i>	Tardía
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.2</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.3</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.4</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.5</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.6</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.7</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.8</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.9</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.10</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.11</i>	
		<i>Cortinarius</i> <i>sp.12</i>	

	Higrophoraceae	<i>Hygrophorus sp. 1</i>	Tardía
Agaricales	Inocybaceae	<i>Inocybe fastigiata</i>	Temprana
		<i>Inocybe sp.1</i>	
		<i>Inocybe sp.2</i>	
		<i>Inocybe sp.3</i>	
		<i>Inocybe sp.4</i>	
		<i>Inocybe sp.5</i>	
		<i>Inocybe sp.6</i>	
		<i>Inocybe sp.7</i>	
		<i>Inocybe sp.8</i>	
		<i>Inocybe sp.9</i>	
		<i>Inocybe sp. 10</i>	
		<i>Inocybe sp.11</i>	
<i>Inocybe sp.12</i>			
	Hydnangiaceae	<i>Laccaria sp.1</i>	Temprana
		<i>Laccaria sp.2</i>	
		<i>Laccaria sp.3</i>	
		<i>Laccaria sp.4</i>	
		<i>Laccaria trichodermophora</i>	
		<i>Leucopaxillus sp.1</i>	
	Tricholomataceae	<i>Tricholoma sp.1</i>	Tardía
		<i>Tricholoma sp.2</i>	
		<i>Tricholoma sp.3</i>	
		<i>Tricholoma sp.4</i>	
		<i>Tricholoma sp.5</i>	
		<i>Tricholoma sp.6</i>	
		<i>Tricholoma sp.7</i>	
		<i>Tricholoma sp.8</i>	
		<i>Tricholoma sp.9</i>	
		<i>Tricholoma sp.10</i>	
	Hymenogastraceae	<i>Hebeloma sp.1</i>	Tardía
	Boletaceae	<i>Boletellus sp.1</i>	Tardía
		<i>Boletus edulis</i>	
		<i>Boletus sp.1</i>	Tardía
		<i>Boletus sp.2</i>	
Boletales	Gomphidiaceae	<i>Gomphidius sp.1</i>	Temprana
		<i>Gomphidius sp.2</i>	Tardía
	Suillaceae	<i>Suillus aff. Hirtellus</i>	Temprana
		<i>Suillelus aff.</i>	
		<i>Subvelatipes</i>	



Figura 6. Géneros más representativos encontrados en el ejido Minillas. A. *Inocybe*, B. *Cortinarius*, C. *Tricholoma*, D. *Russula* E. *Amanita*. (Fotografías tomadas por Galindo Flores GL)

6.1.2 Abundancia de HECM en las etapas del MMOBI

El número de esporomas total fue de 278, 56 para la etapa reciente, 122 para la etapa intermedia y 100 para la etapa tardía. En la tabla 6 se muestra las abundancias de esporomas para cada una de las especies de HECM en cada etapa de intervención.

Tabla 6. Abundancia de especies de HECM en las etapas de intervención del MMOBI.

Especies	Reciente	Intermedia	Tardía
<i>Amanita aff. Fulva</i>	0	0	1
<i>Amanita flavoconia</i>	0	1	0
<i>Amanita muscaria</i>	0	1	1
<i>Amanita panterina</i>	1	2	1
<i>Amanita sp. 1</i>	0	1	0
<i>Amanita velatipes</i>	0	4	0
<i>Amanita xylinvolva</i>	7	9	5
<i>Boletellus sp.1</i>	0	0	1
<i>Boletus edulis</i>	0	2	0
<i>Boletus sp. 1</i>	0	3	0
<i>Boletus sp. 2</i>	0	1	0
<i>Cantharellus aff cibarius</i>	3	4	1
<i>Cantharellus sp. 1</i>	0	1	0
<i>Chroogomphus sp.1</i>	0	2	0
<i>Clavariadelphus sp.1</i>	0	0	1
<i>Clavulina sp. 1</i>	0	1	0
<i>Clavulinopsis sp. 1</i>	1	0	0
<i>Cortinarius sp. 1</i>	1	0	0
<i>Cortinarius sp. 2</i>	0	0	1
<i>Cortinarius sp. 3</i>	1	0	1
<i>Cortinarius sp. 4</i>	0	1	1
<i>Cortinarius sp. 5</i>	0	0	3
<i>Cortinarius sp. 6</i>	0	1	1
<i>Cortinarius sp. 7</i>	0	1	0
<i>Cortinarius sp. 8</i>	1	0	0
<i>Cortinarius sp. 9</i>	0	1	0
<i>Cortinarius sp. 10</i>	0	2	0
<i>Cortinarius sp. 11</i>	0	0	1
<i>Gomphidius sp. 1</i>	0	0	1
<i>Gomphidius sp. 2</i>	0	1	0
<i>Hebeloma sp. 1</i>	0	0	2
<i>Helvella crispa</i>	0	2	6

<i>Helvella lacunosa</i>	2	3	5
<i>Hydnum aff albidum</i>	1	2	0
<i>Hydnum aff repandum</i>	1	2	1
<i>Hygrophorus sp.1</i>	0	0	1
<i>Inocybe fastigiata</i>	0	0	1
<i>Inocybe sp. 1</i>	1	1	0
<i>Inocybe sp. 2</i>	0	2	0
<i>Inocybe sp. 3</i>	1	0	0
<i>Inocybe sp. 4</i>	1	0	0
<i>Inocybe sp. 5</i>	1	6	0
<i>Inocybe sp. 6</i>	2	2	0
<i>Inocybe sp. 7</i>	0	0	1
<i>Inocybe sp. 8</i>	0	3	0
<i>Inocybe sp. 9</i>	1	1	0
<i>Inocybe sp. 10</i>	0	3	1
<i>Inocybe sp. 11</i>	0	2	0
<i>Inocybe sp. 12</i>	2	1	3
<i>Laccaria sp.1</i>	1	1	0
<i>Laccaria sp. 2</i>	0	0	2
<i>Laccaria sp.3</i>	0	1	0
<i>Laccaria sp.4</i>	0	0	1
<i>Laccaria trichodermophora</i>	0	0	2
<i>Lactarius aff. Luculentus</i>	0	1	0
<i>Lactarius aff. yazooensis</i>	0	1	0
<i>Lactarius deliciousus</i>	3	1	2
<i>Lactarius mexicanus</i>	0	0	1
<i>Lactarius salmonicolor</i>	6	0	2
<i>Lactarius sp. 1</i>	0	1	0
<i>Lactarius sp. 2</i>	1	3	0
<i>Leucopaxilus sp. 1</i>	0	0	1
<i>Morchella sp. 1</i>	0	0	1
<i>Morchella sp. 2</i>	0	1	2
<i>Ramaria sp.1</i>	0	0	5
<i>Ramaria sp.2</i>	2	0	0
<i>Ramaria sp.3</i>	0	0	1
<i>Ramaria sp.4</i>	0	0	1
<i>Ramaria sp.5</i>	1	0	1
<i>Ramaria sp.6</i>	0	0	1
<i>Russula aff. acrifolia</i>	0	1	0
<i>Russula aff. Puellarineae</i>	0	1	0
<i>Russula americana</i>	11	1	3
<i>Russula brevipes</i>	0	2	1
<i>Russula murrillii</i>	0	0	1

<i>Russula</i> sp. 1	0	3	2
<i>Russula</i> sp. 2	0	1	1
<i>Russula</i> sp. 3	2	0	1
<i>Russula</i> sp. 4	1	1	1
<i>Russula</i> sp. 5	0	1	0
<i>Russula</i> sp. 6	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 7	0	2	0
<i>Russula</i> sp. 8	0	0	1
<i>Russula</i> sp. 9	0	1	0
<i>Suillelus aff subvelatipes</i>	0	8	0
<i>Suillus aff hirtellus</i>	0	0	2
<i>Tricholoma</i> sp. 1	0	9	1
<i>Tricholoma</i> sp. 2	0	2	0
<i>Tricholoma</i> sp. 3	0	1	0
<i>Tricholoma</i> sp. 4	0	1	0
<i>Tricholoma</i> sp. 5	0	1	0
<i>Tricholoma</i> sp. 6	0	2	0
<i>Tricholoma</i> sp. 7	0	3	1
<i>Tricholoma</i> sp. 8	0	1	0
<i>Tricholoma</i> sp. 9	0	0	1
<i>Tricholoma</i> sp.10	0	1	0
<i>Turbinellus aff. kaukfmarii</i>	0	0	1
<i>Turbinellus floccosus</i>	0	0	16
<i>Tylopilus</i> sp.1	0	0	1
<i>Xerocomus</i> sp.1	0	0	1
Total	56	122	100

Los géneros de HECM más abundantes, para la etapa de intervención reciente fueron *Russula* (14), *Lactarius* (10) y *Amanita* (8), en la etapa intermedia fueron *Inocybe* (21), *Tricholoma* (21), *Amanita* (18) y *Russula* (14), por último, para la etapa tardía fueron *Turbinellus* (17), *Russula* (12), *Amanita* (8) (Figura 7).

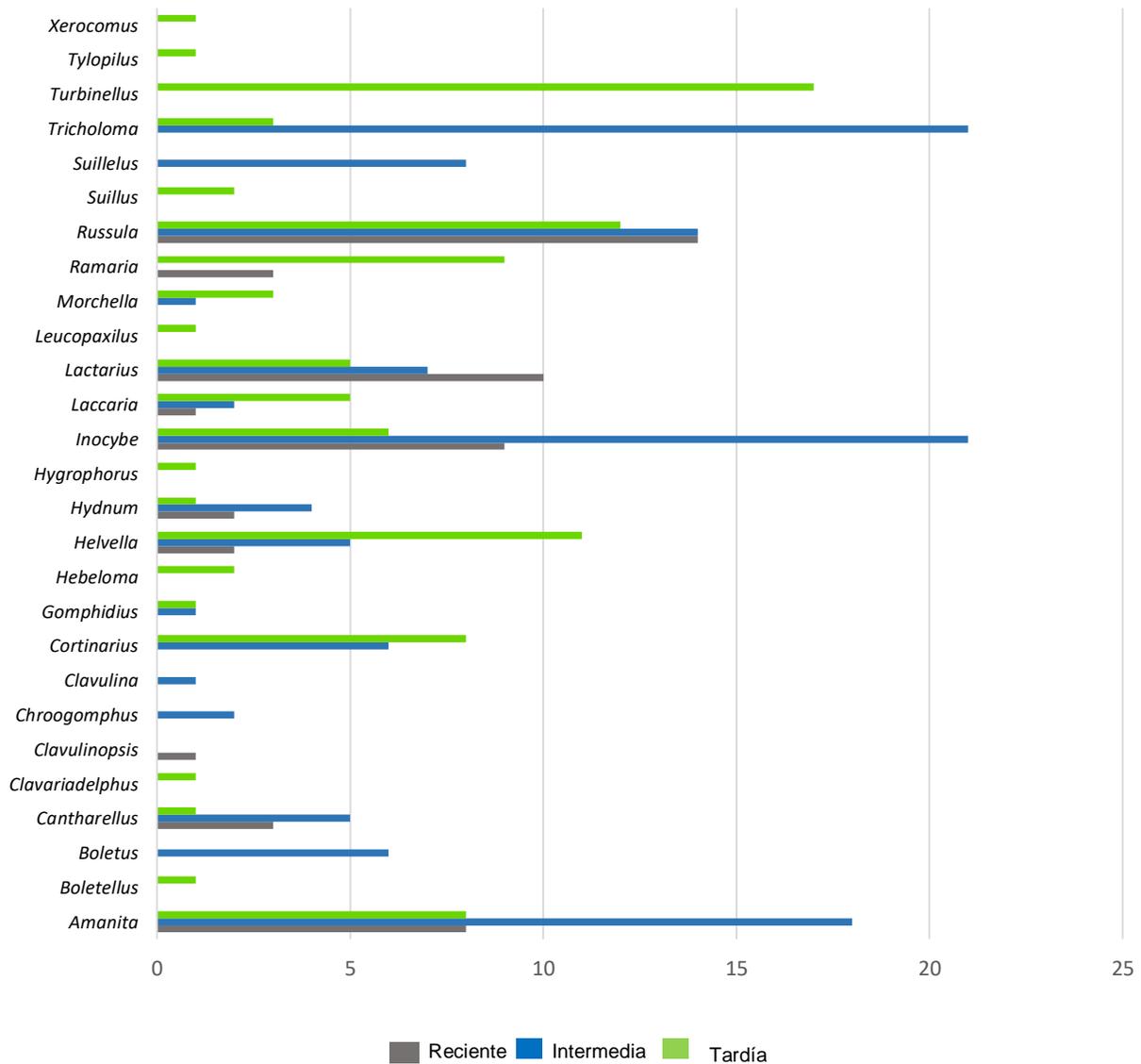


Figura 7. Abundancia de esporomas de HECM por género.

Los géneros que presentaron mayor número de especies para la etapa de intervención reciente fueron *Inocybe* (7), *Russula* (3), *Cortinarius* (3) y *Lactarius* (3), para la etapa intermedia fueron *Russula* (10), *Tricholoma* (9), *Inocybe* (9) y *Amanita* (6) y para la etapa tardía fueron *Russula* (9), *Cortinarius* (6), *Ramaria*(5), *Inocybe* (4) y *Amanita*(4) (Figura 8).

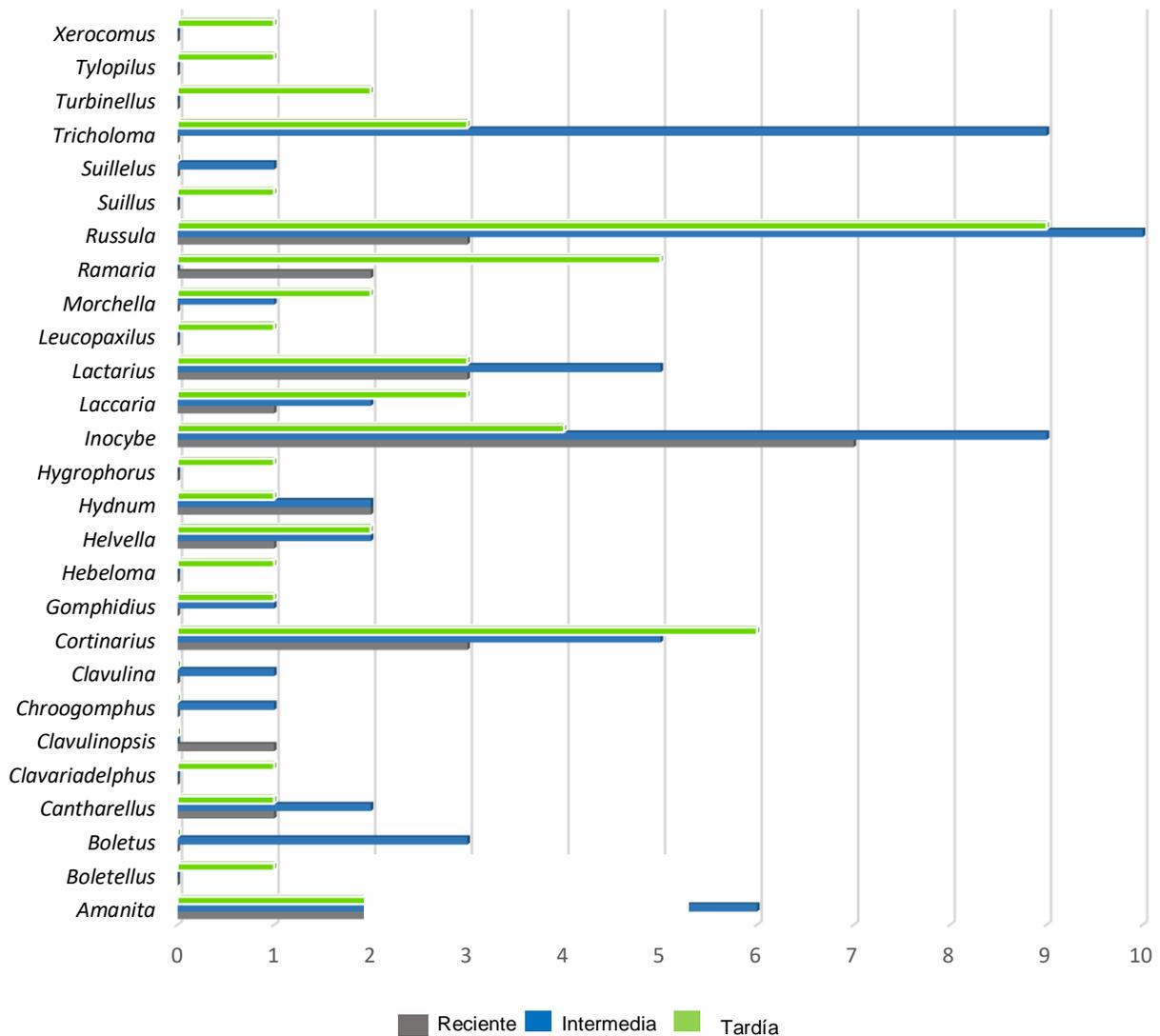


Figura 8. Riqueza de especies por género.

6.1.3 Curvas de acumulación de especies (esfuerzo del muestreo)

La curva de acumulación de especies es indicativa del esfuerzo del muestreo efectuado, en la Figura 9 se muestra la curva de acumulación de especies de HECM total en donde la curva no es asintótica, debido a ello la curva trazada con el estimador de riqueza esperada Chao 1 finaliza por encima de la curva trazada con los valores observados, el intervalo de eficiencia de muestreo es del 67% (Tabla 7).

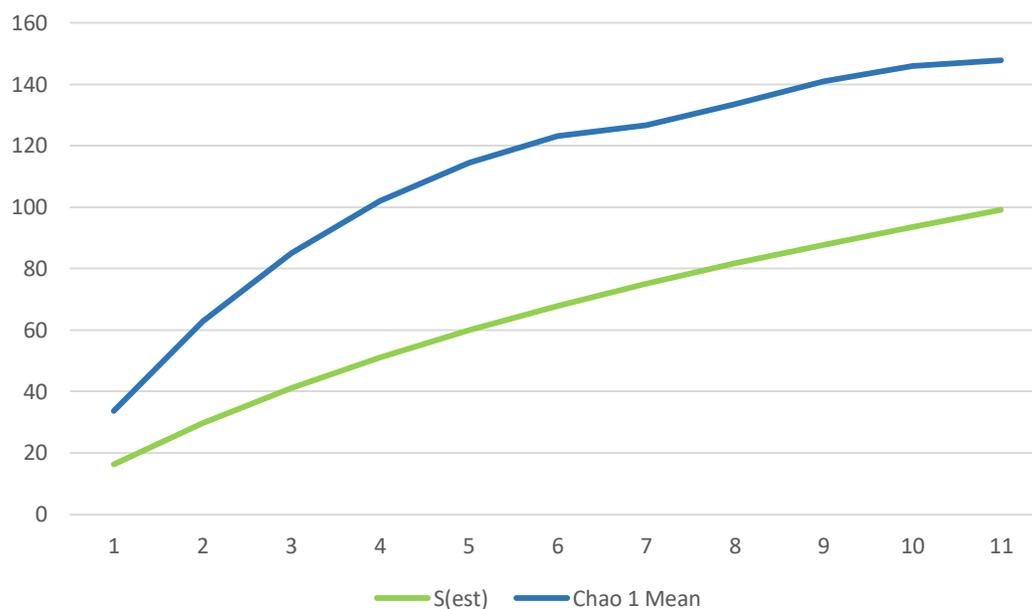


Figura 9. Curvas de acumulación de las especies de HECM de las tres etapas de manejo.

Tabla 7. Valores de la curva de acumulación de especies total para las etapas de intervención.

	Curva de acumulación total
S_{obs}	99
Chao 1 (S_{est})	148
Nivel de intervalo de eficiencia del muestreo (%)	67

Nota: S_{obs} (riqueza observada), S_{est} (riqueza estimada)

En el caso de las curvas de acumulación de especies, para cada etapa de intervención no son asintóticas y la curva trazada con el estimador de riqueza esperada Chao 1 finaliza por encima de la curva trazada con los valores observados (Figura 10). La eficiencia del muestreo, para la etapa de intervención reciente fue de 52%, para la etapa intermedia 63% y para la etapa tardía (sin intervención) fue de 38% (Tabla 8).

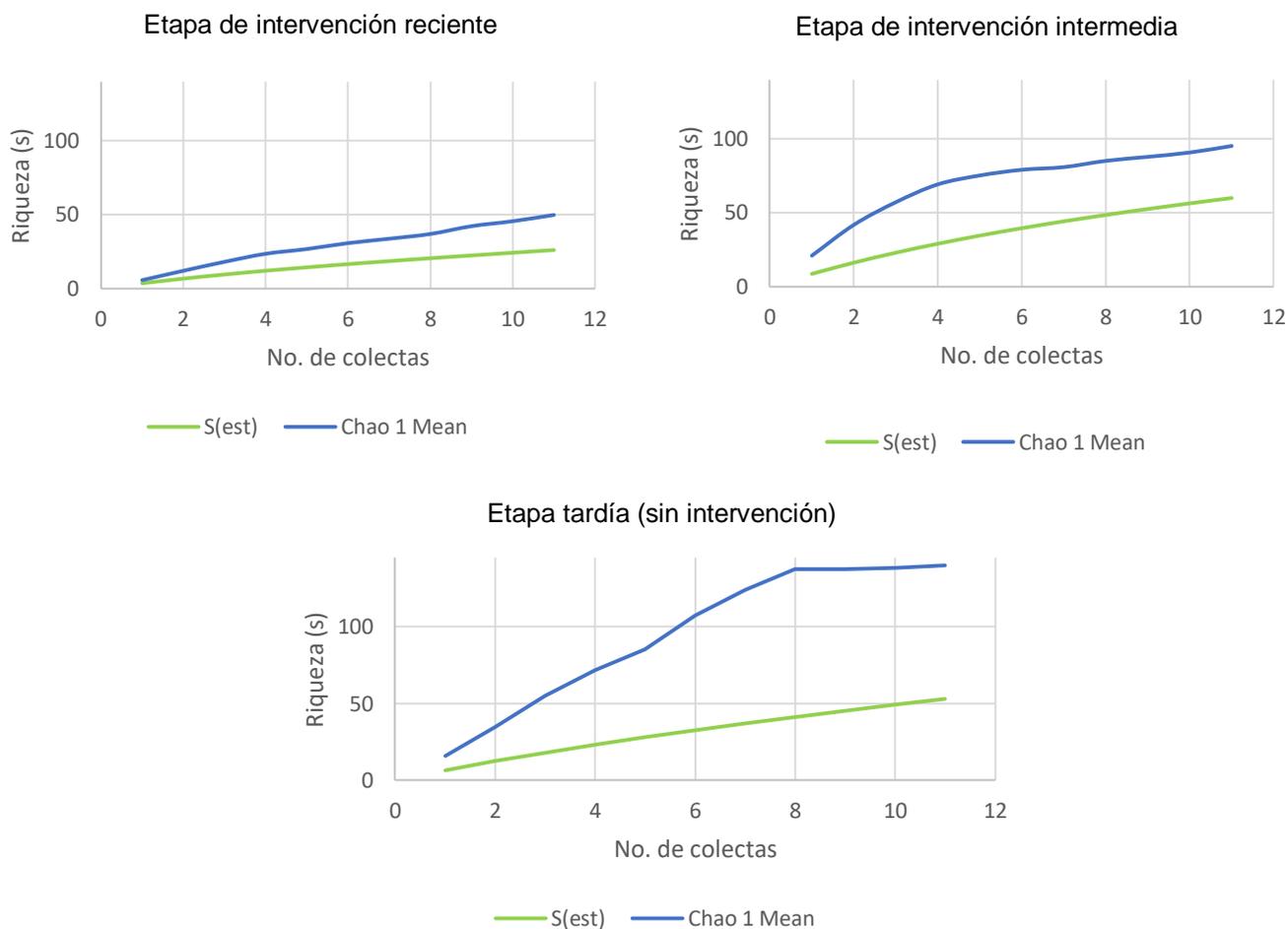


Figura 10. Curvas de acumulación de las especies de HECM por etapa de intervención.

Tabla 8. Valores de las curvas de acumulación de especies para las etapas de intervención del MMOBI

	Reciente	Intermedia	Tardía
S _{obs}	26	60	53
Chao 1 (S _{est})	50	95	140
Nivel de intervalo de eficiencia del muestreo (%)	52	63	38

Nota: S_{obs} (riqueza observada), S_{est} (riqueza estimada)

6.1.4. Fenología de HECM para el MMOBI

La riqueza y abundancia de esporomas de HECM y el promedio mensual de precipitación para cada una de las tres etapas de intervención: reciente, intermedia y tardía. En la etapa reciente la mayor abundancia y riqueza en época de lluvia en el mes de agosto (Figura 11), en la etapa intermedia se muestra mayor riqueza y abundancia en el mes de octubre (Figura 12). Por último, para la etapa tardía la mayor riqueza y abundancia para el mes de agosto (Figura 13).

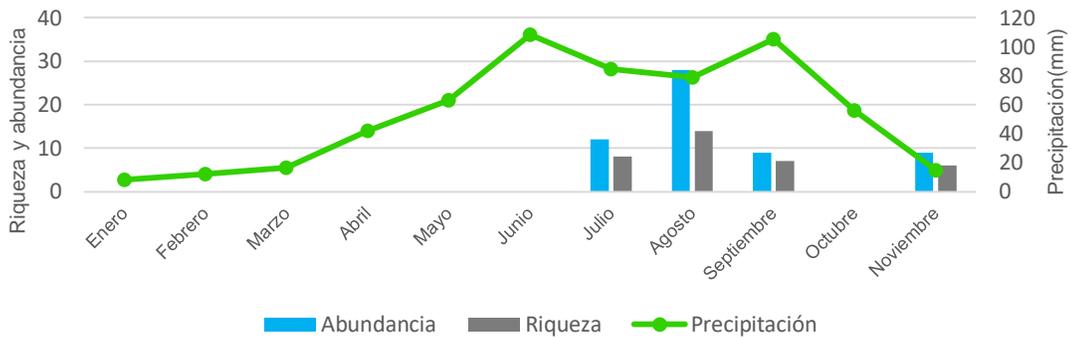


Figura 11. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa reciente.

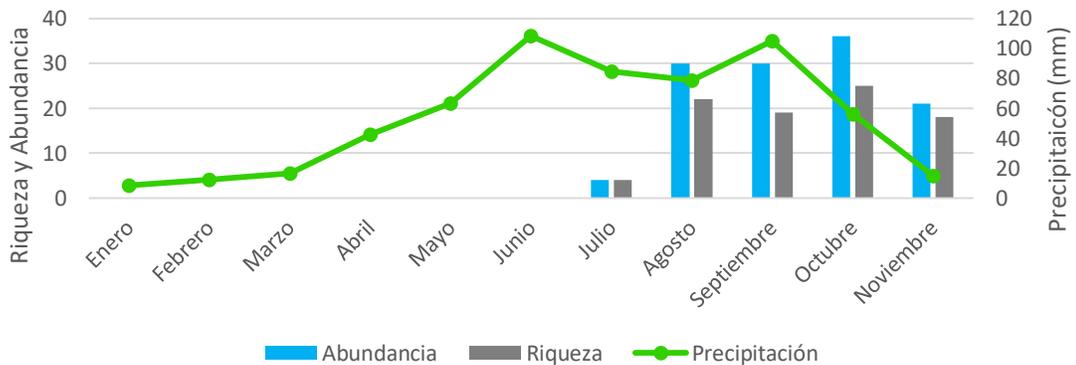


Figura 12. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa intermedia.

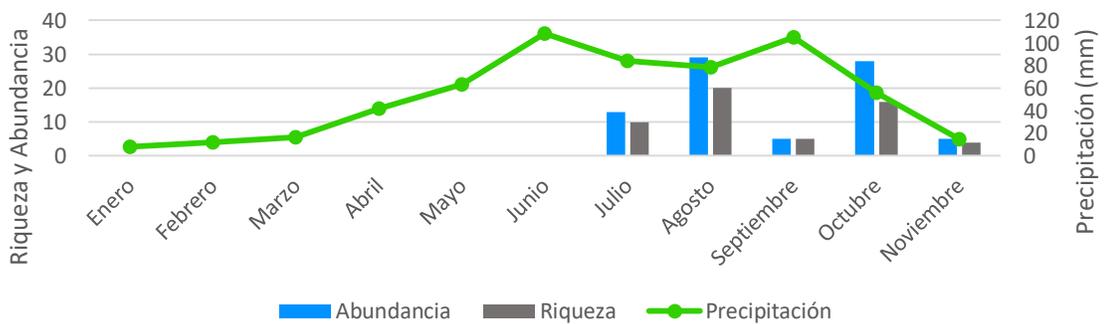


Figura 13. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa.

6.1.5 Diversidad alfa de HECM en las etapas de intervención para el MMOBI

La diversidad presenta un patrón similar en los índices de diversidad realizados, en los índices de Shannon-Wiener, de números efectivos de especies 1D y el índice de Pielou. El valor mayor se observa en la etapa intermedia, seguido de la etapa tardía y por último la etapa reciente. De forma inversa se observa que el valor menor del índice de Simpson es para la etapa de intervención intermedia, seguido de la etapa tardía y por último la etapa reciente (Tabla 9).

De acuerdo con el sistema de clasificación que propone Ramírez-González (2006) para los valores obtenidos con el índice de Shannon-Wiener, los obtenidos en este trabajo corresponden a una diversidad muy alta para las tres etapas de intervención.

Tabla 9. Índices de diversidad y de dominancia para HECM en las diferentes etapas de intervención.

Etapas de intervención	No. de especies	Índice de Shannon-Wiener H'	1D	Índice de Pielou	Condición H' Ramírez-González,2006)	Índice de Simpson
Reciente	26	2.878	17.78	0.88	Muy alta	0.08
Intermedia	60	3.816	45.42	0.93	Muy alta	0.03
Tardía	54	3.603	36.70	0.90	Muy alta	0.05

1D : números efectivos de especies

Al comparar la diversidad alfa entre las etapas de intervención para el MMOBI mediante la prueba estadística t de Hutchenson ($p \leq 0.05$) se observó que la diversidad alfa de las etapas reciente-intermedia y reciente-tardía son estadísticamente diferentes, lo que indica que la etapa reciente es diferente estadísticamente, con respecto a las otras dos (Tabla 10).

Tabla 10. Valores obtenidos en la prueba de t de Hutchenson aplicada a los índices de diversidad de Shannon-Wiener por etapa de intervención del MMOBI.

Etapas a comparar	T	$T_{0.05(1)}$
Reciente-Intermedia	T= 6.61*	1.99
Intermedia-Tardía	T= 1.74	1.97
Reciente-Tardía	T= 4.59*	1.98

*Valores estadísticamente significativos ($p \leq 0.05$).

6.1.6 Diversidad beta de HECM entre las etapas de intervención del MMOBI

En general, los coeficientes de similitud de los HECM son bajos entre las diferentes etapas de intervención, tanto para los coeficientes de similitud de Jaccard y Sørensen y para el coeficiente de similitud de Morisita; por lo que, el recambio de especies es alto entre las diferentes etapas de intervención (Tabla 11).

Tabla 11. Coeficientes de similitud para los HECM en el MMOBI.

Etapas de intervención	Coeficiente de similitud de Jaccard	Coeficientes de similitud de Sørensen	Coeficiente de similitud de Morisita-Horn
Reciente-Intermedia	0.229	0.372	0.311
Intermedia- Tardía	0.213	0.351	0.253
Reciente-Tardía	0.194	0.325	0.309

En los dendrogramas de similitud se observan dos grupos (reciente-intermedia y tardía), en donde la etapa de intervención reciente e intermedia forman el primer grupo ($J=0.229$, $S=0.372$ y $M=0.311$) y el segundo grupo lo conforma la etapa de intervención tardía ($J=0.203$, $S=0.338$ y $M=0.281$), presentando valores de similitud baja (Figura 14, 15 y 16).

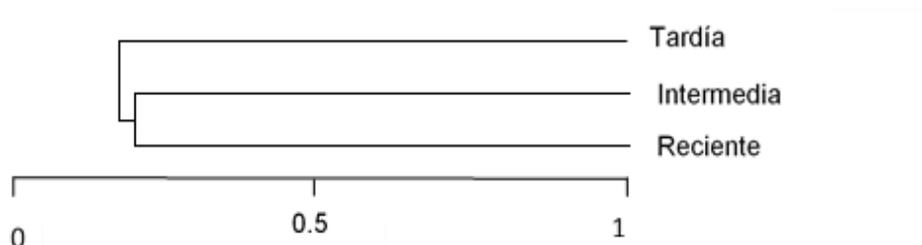


Figura 14. Dendrograma del Coeficiente de Jaccard para HECM en las etapas del MMOBI.

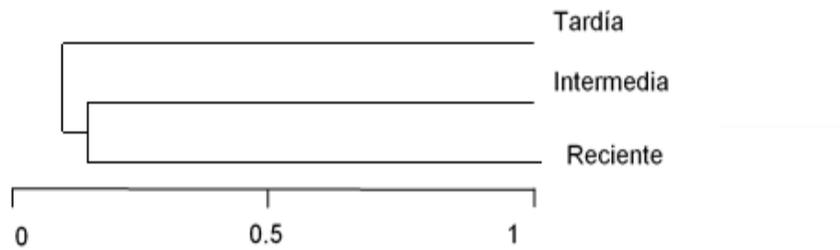


Figura 15. Dendrograma del Coeficiente de Sørensen para HECM en las etapas del MMOBI.

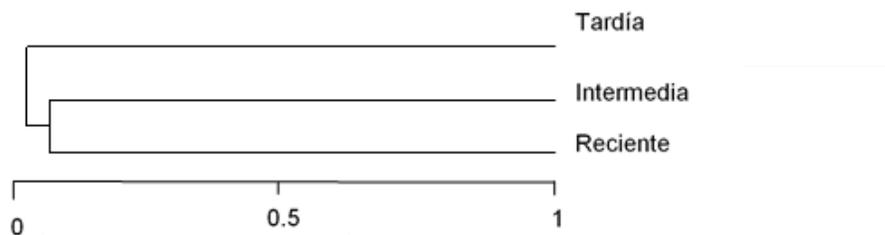


Figura 16. Dendrograma del coeficiente de Morisita para HECM en las etapas del MMOBI.

De las 100 especies totales encontradas, el 69% son especies exclusivas, 22% se comparten en dos etapas y el 9% se comparte en tres etapas de intervención, donde la etapa intermedia presenta el mayor número de especies exclusivas (33 especies) y el mayor número de especies compartidas se presenta entre la etapa tardía con la etapa intermedia (11 especies) (Figura 17 y Tabla 12).

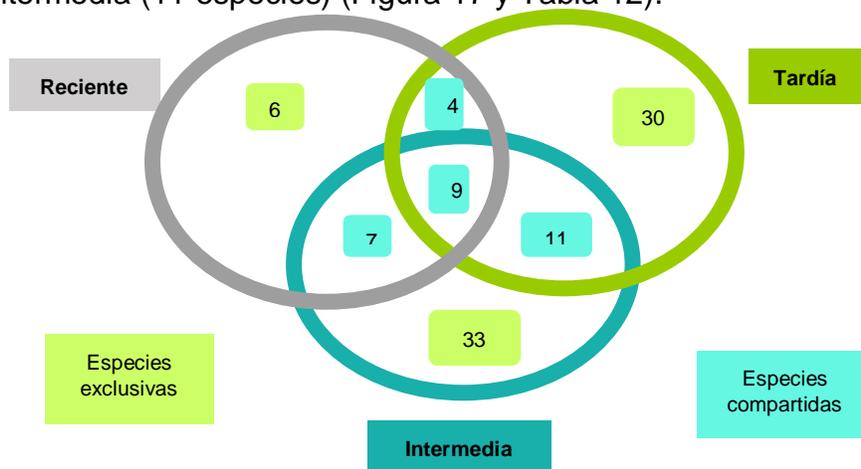


Figura 17. Diagrama de Venn donde se muestran especies compartidas y exclusivas en las diferentes etapas de intervención del MMOBI.

Tabla 12. Especies de HECM compartidas en las diferentes etapas de intervención.

Especies	Reciente	Intermedia	Tardía
<i>Amanita muscaria</i>			
<i>Amanita panterina</i>			
<i>Amanita xylinvolva</i>			
<i>Cantharellus aff cibarius</i>			
<i>Cortinarius sp. 3</i>			
<i>Cortinarius sp. 4</i>			
<i>Cortinarius sp. 6</i>			
<i>Helvella crispa</i>			
<i>Helvella lacunosa</i>			
<i>Hydnum aff albidum</i>			
<i>Hydnum aff repandum</i>			
<i>Inocybe sp. 1</i>			
<i>Inocybe sp. 10</i>			
<i>Inocybe sp. 12</i>			
<i>Inocybe sp. 5</i>			
<i>Inocybe sp. 6</i>			
<i>Inocybe sp. 9</i>			
<i>Laccaria sp.1</i>			
<i>Lactarius deliciosus</i>			
<i>Lactarius salmonicolor</i>			
<i>Lactarius sp. 2</i>			
<i>Morchella sp. 2</i>			
<i>Russula americana</i>			
<i>Russula brevipes</i>			
<i>Russula sp. 1</i>			
<i>Russula sp. 2</i>			
<i>Russula sp. 3</i>			
<i>Russula sp. 4</i>			
<i>Tricholoma sp. 1</i>			
<i>Tricholoma sp. 7</i>			
<i>Ramaria sp.5</i>			

Nota: En color gris especies compartidas entre dos etapas de intervención, en color azul especies compartidas entre tres etapas de intervención.

6.1.7 Relación de la diversidad y abundancia de HECM con las variables ecológicas (edafológicas, estructurales y ambientales)

En la tabla 13 se muestran los valores promedio obtenidos en cada una de las variables edafológicas, estructurales y ambientales para el método MMOBI, en las tres etapas de intervención.

Tabla 13. Valores promedio de las variables ecológicas para el método MMOBI.

	Variables	Reciente	Intermedia	Tardía
Edafológicas	pH	5.89	4.9	6.59
	Carbono (mg/g)	136.41	150.2	86.88
	Nitrógeno total (mg/g)	6.29	6.30	4.81
	Fósforo disponible (mg/g)	0.95	0.81	0.97
	Relación C/N	21.69	23.86	18.21
	Relación C/P	144.37	185.37	89.18
Estructurales	Área basal (m ² /ha)	29.7	40.12	42.46
	Densidad de adultos (individuos/ha ²)	225	850	550
Ambientales	Precipitación (mm)	615.5	613.0	618.0
	Temperatura (°C)	15.64	13.44	17.84

En las tablas (14, 15 y 16) se muestran los valores obtenidos en los análisis de correlación de Pearson, los cuales sirven para determinar si hay correlación entre la diversidad, riqueza y abundancia HECM con las variables ecológicas. Con respecto a los parámetros edafológicos, se presentó una correlación negativa significativa entre el fósforo y la diversidad, riqueza y abundancia (Tabla 14), En cuanto a las correlaciones con las variables estructurales, se muestra una correlación positiva significativa entre la diversidad, riqueza y abundancia con respecto al área basal y la densidad de adultos (Tabla 15). Por último, en cuanto a las correlaciones con las variables ambientales no se muestra una correlación significativa (Tabla 16).

Tabla 14. Correlaciones edafológicas para el método MMOBI.

	pH	C	N	P	C/N	C/P
H'	-0.32	-0.09	-0.29	-0.59*	0.09	0.14
R	-0.26	-0.15	-0.34	-0.54*	0.03	0.08
A	-0.42	0.02	-0.18	-0.68*	0.20	0.25

*Correlación significativa nivel 0.05 donde H' (diversidad), R (Riqueza) y A (Abundancia).

Tabla 15. Correlaciones estructurales para el método MMOBI

	Área basal	Densidad de adultos
H'	0.92*	0.96*
R	0.94*	0.94*
A	0.87*	0.99*

*Correlación significativa nivel 0.05 donde H' (diversidad), R (Riqueza) y A (Abundancia).

Tabla 16. Correlaciones ambientales para el método MMOBI

	Temperatura	Precipitación
H'	-0.22	-0.22
R	-0.17	-0.17
A	-0.33	-0.33

*Correlación significativa nivel 0.05 donde H' (diversidad), R (Riqueza) y A (Abundancia).

7.2. Método Desarrollo Silvícola

7.2.1 Composición de especies de HECM

La composición de especies de HECM asociado al MDS es presentada por dos divisiones Ascomycota con una especie y Basidiomycota con 43 especies, siendo esta división la más representativa en la comunidad con ocho familias. Las familias más diversas fueron Inocybaceae y Russulaceae. Las especies de HECM correspondieron a 11 géneros, donde los más diversos fueron: *Inocybe* (15), *Russula* (9), *Lactarius* (6) y *Amanita* (5) (Tabla 17).

Tabla 17. Listado de géneros y especies de HECM identificados en las diferentes etapas del MDS.

Orden	Familia	Especies	Etapas de sucesión
Pezizales	Helvellaceae	<i>Helvella crispa</i>	Tardía
	Amanitaceae	<i>Amanita aff. Fulva</i> <i>Amanita basii</i> <i>Amanita flavorubens</i>	Tardía
Agaricales	Inocybaceae	<i>Inocybe aff. dulcamara</i> <i>Inocybe aff. fastigiata</i> <i>Inocybe sp.1</i> <i>Inocybe sp.2</i> <i>Inocybe sp.3</i> <i>Inocybe sp.4</i> <i>Inocybe sp.5</i> <i>Inocybe sp.6</i> <i>Inocybe sp.7</i> <i>Inocybe sp.8</i> <i>Inocybe sp.9</i> <i>Inocybe sp.10</i> <i>Inocybe sp.11</i> <i>Inocybe sp.12</i> <i>Inocybe sp.13</i>	Temprana
	Hydnangiaceae	<i>Laccaria sp.1</i>	Temprana
	Tricholomataceae	<i>Tricholoma sp.1</i> <i>Tricholoma sp.2</i>	Tardía

	<i>Lactarius</i> aff. <i>smithii</i>	
	<i>Lactarius</i> aff.	
	<i>lacteolutencens</i>	Tardía
	<i>Lactarius scrobiculatus</i>	
	<i>Lactarius</i> sp.1	
	<i>Lactarius</i> sp.2	
	<i>Lactarius</i> sp.3	
Russulaceae		
	<i>Russula</i> sp.1	
	<i>Russula</i> sp.2	
	<i>Russula</i> sp.3	
	<i>Russula</i> sp.4	
	<i>Russula</i> sp.5	
	<i>Russula</i> sp.6	
	<i>Russula</i> sp.7	Tardía
	<i>Russula</i> sp.8	
Boletaceae	<i>Xerocomus</i> aff.	
	<i>truncatus</i>	
	<i>Austroboletus</i> sp.1	
Gyroporaceae	<i>Gyroporus</i> aff.	
	<i>castaneus</i>	
Gomphaceae	<i>Ramaria</i> sp.1	
	<i>Ramaria</i> sp.2	
	<i>Ramaria</i> sp.3	



Figura 18. Géneros más representativos del Ejido Llano Grande. A. *Inocybe* B. *Russula* C. *Lactarius* D. *Amanita*. (Fotografías tomadas por Galindo Flores GL).

7.2.2 Abundancia de HECM en las etapas del MDS

El número total de esporomas fue de 80, nueve para la etapa reciente, 31 para la etapa intermedia y 40 para la etapa tardía, en la tabla 18 se reporta las abundancias de las especies de HECM para cada etapa de intervención.

Tabla 18. Abundancia de especies de HECM entre las etapas del MDS.

Espece	Reciente (CRT)	Intermedia (CLF)	Tardía (2AF)
<i>Ramaria</i> sp.1	0	1	0
<i>Ramaria</i> sp.2	0	2	0
<i>Ramaria</i> sp. 3	1	2	0
<i>Inocybe</i> sp. 1	0	1	0
<i>Inocybe</i> sp. 2	0	7	0
<i>Inocybe</i> sp 3	1	0	1
<i>Inocybe</i> sp. 4	0	1	0
<i>Inocybe</i> sp. 5	1	3	0
<i>Inocybe</i> sp. 6	1	1	0
<i>Inocybe</i> sp. 7	1	1	0
<i>Inocybe</i> sp. 8	0	1	0
<i>Inocybe</i> sp.9	0	1	0
<i>Inocybe</i> sp. 10	1	0	1
<i>Inocybe</i> sp. 11	0	0	1
<i>Inocybe</i> sp. 12	0	0	1
<i>Inocybe</i> sp. 13	0	0	1
<i>Inocybe</i> aff <i>dulcamara</i>	1	0	0
<i>Inocybe</i> aff. <i>fastigiata</i>	0	1	1
<i>Lactarius scrobiculatus</i>	0	0	4
<i>Lactarius</i> aff <i>smithii</i>	0	0	1
<i>Lactarius</i> sp. 1	0	1	0
<i>Lactarius</i> sp. 2	0	1	0
<i>Lactarius</i> sp.3	0	1	1
<i>Lactarius</i> aff. <i>lacteolutescens</i>	0	0	1
<i>Laccaria</i> sp. 1	0	1	2
<i>Xerocomus</i> aff. <i>truncatus</i>	0	0	1
<i>Amanita</i> aff. <i>fulva</i>	1	0	1
<i>Amanita basii</i>	0	0	1
<i>Amanita</i> aff. <i>xilinivolve</i>	0	0	3
<i>Amanita flavorubens</i>	0	0	1
<i>Amanita rubescens</i>	0	0	1

<i>Helvella crispa</i>	0	1	0
<i>Russula</i> sp.1	0	0	3
<i>Russula</i> sp. 2	0	1	5
<i>Russula</i> sp. 3	0	1	2
<i>Russula</i> sp.4	0	0	1
<i>Russula</i> sp.5	0	0	1
<i>Russula</i> sp.6	0	0	2
<i>Russula</i> sp.8	0	1	0
<i>Russula aurantiolutea</i>	0	1	0
<i>Gyroporus aff castaneus</i>	0	0	1
<i>Astroboletus</i> sp.1	0	0	1
<i>Tricholoma</i> sp.1	1	0	0
<i>Tricholoma</i> sp.2	0	0	1
Total	9	31	40

En cuanto a los géneros de HECM más abundantes para la etapa de intervención reciente (CRT) fueron *Inocybe* (6), en la etapa intermedia (CLF) *Inocybe* (17), *Ramaria* (5) y *Russula* (4) por último para la etapa tardía (2AF) fue *Russula* (14), *Amanita* (7) e *Inocybe* (6) (Figura 19).

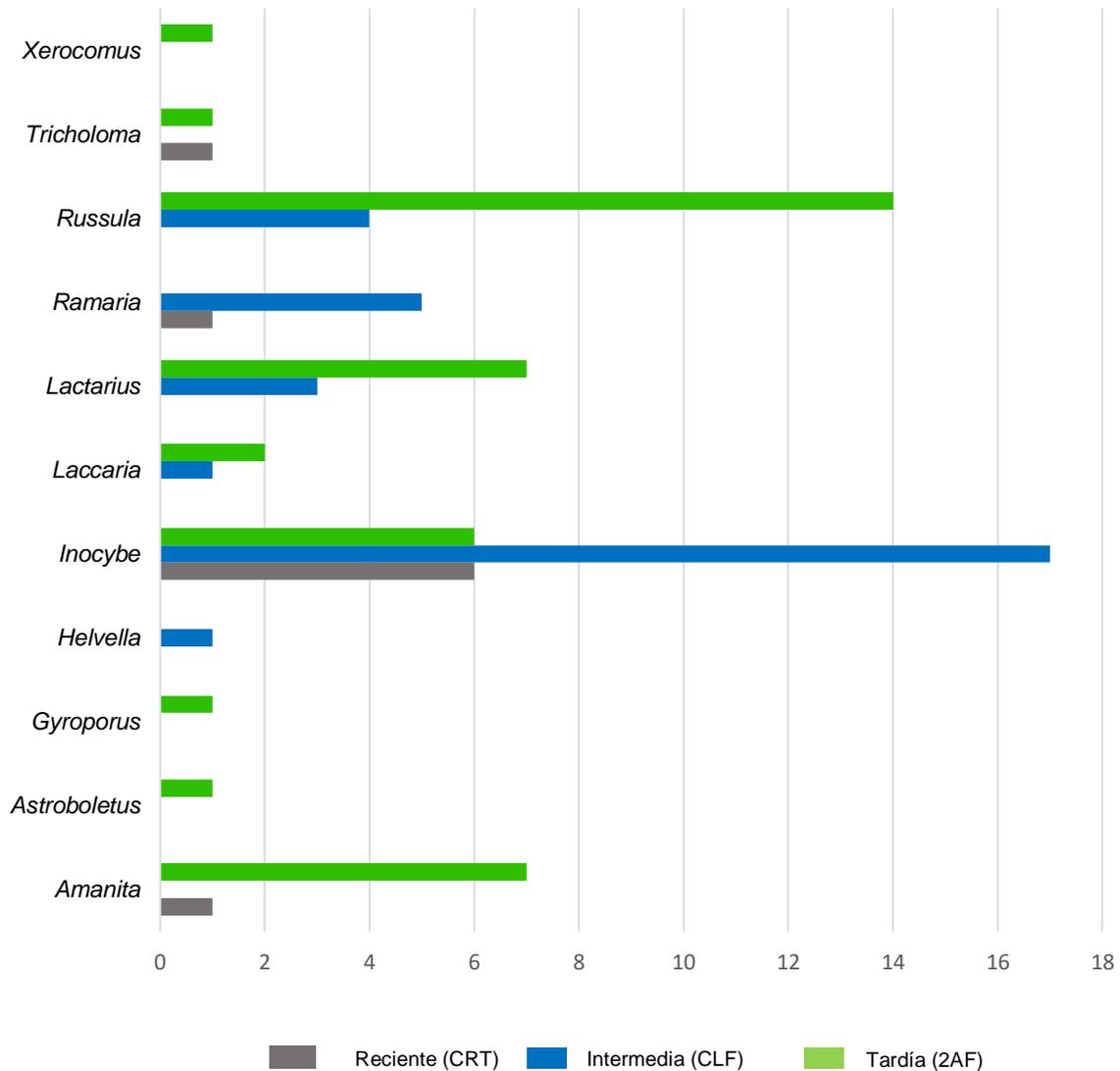


Figura 19. Abundancia de esporomas de HECM por género.

Los géneros que presentaron número mayor de especies para la etapa de intervención reciente (CRT) fueron *Inocybe* (6), en la etapa intermedia (CLF) *Inocybe* (9), *Russula* (4) y en la etapa tardía fue *Inocybe* (6), *Russula* (6), *Amanita* (5) y *Lactarius* (4) (Figura 20).

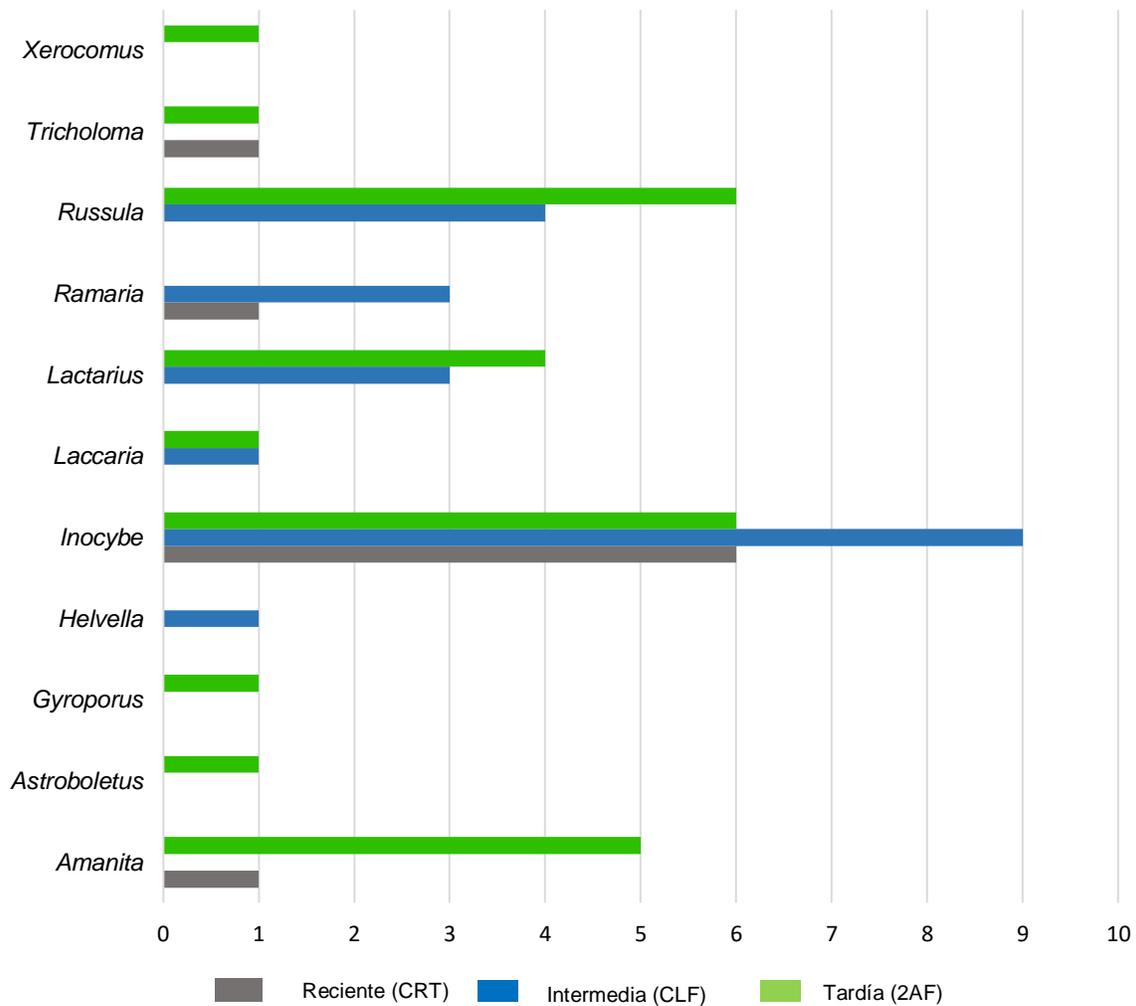


Figura 20. Riqueza de especies por género.

7.2.3. Curvas de acumulación de especies (esfuerzo de muestreo)

Las curvas de acumulación de especies son indicativas del esfuerzo del muestreo efectuado, en la figura 21 se muestra la curva de acumulación de especies de HECM total en donde la curva no es asintótica, debido a ello la curva trazada con el estimador de riqueza esperada Chao 1 finaliza por encima de la curva trazada con los valores observados, el intervalo de eficiencia del muestreo es del 29% (Tabla 19).

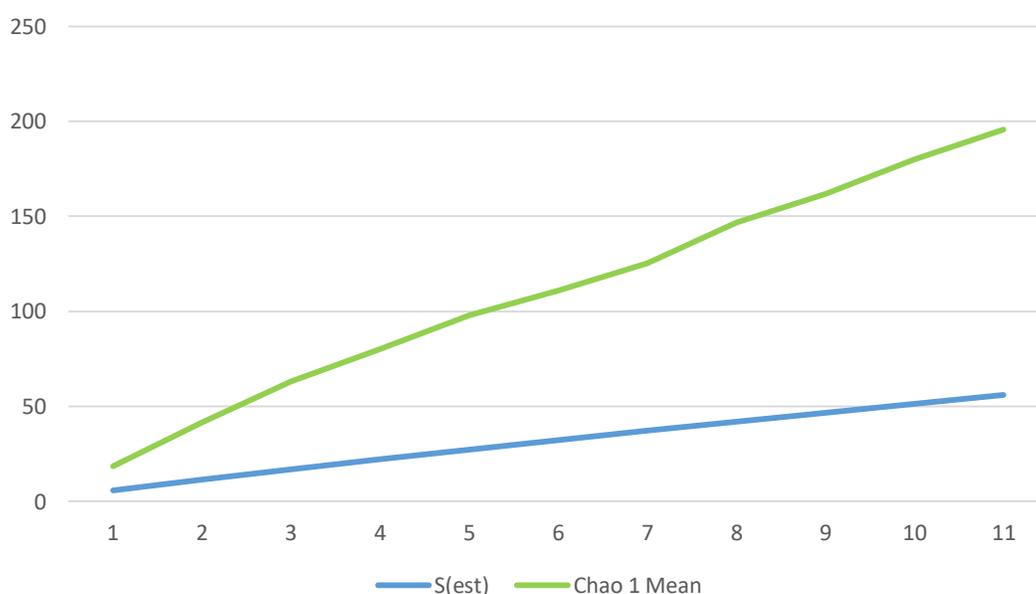


Figura 21. Curva de acumulación de las especies de HECM de las tres etapas de manejo.

Tabla 19. Valores de la curva de acumulación de especies total para las etapas de intervención del MDS

	Curva de acumulación total
S_{obs}	56
Chao 1 (S_{est})	196
Nivel de intervalo de eficiencia del muestreo (%)	29

Nota: S_{obs} (riqueza observada), S_{est} (riqueza estimada)

En el caso de las curvas de acumulación de especies particulares para cada etapa de intervención también se observa que no son asintóticas y la curva trazada con el estimador de riqueza esperada Chao 1 finaliza por encima de la curva trazada con los valores observados (Figura 22), respecto a la eficiencia del muestreo (Tabla 20) para la etapa de intervención reciente fue de 22%, para la etapa intermedia 37% y para la etapa tardía (sin intervención) fue de 38%.

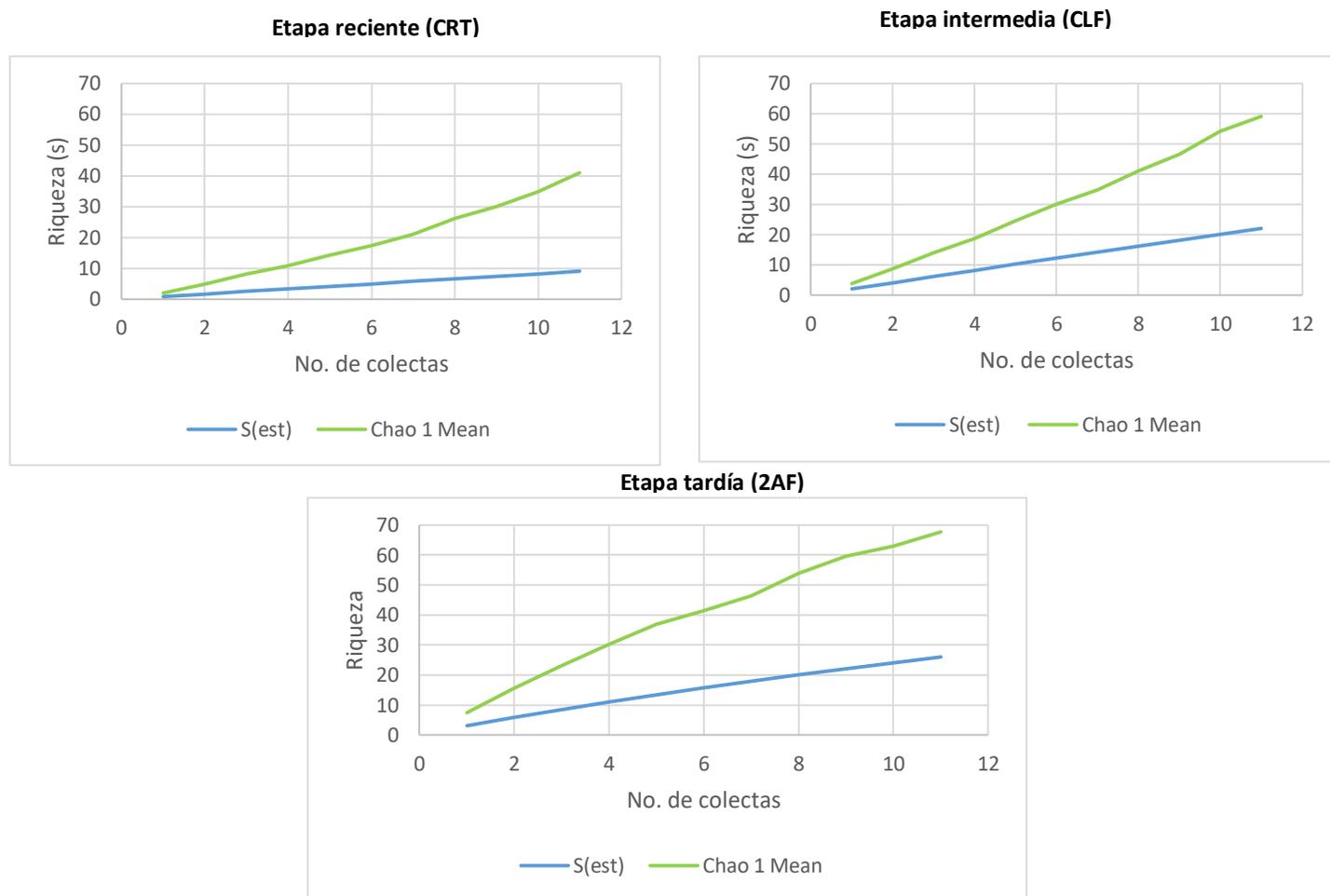


Figura 22. Curvas de acumulación de las especies de HECM por etapa de intervención.

Tabla 20. Valores de las curvas de acumulación de especies para las etapas de intervención del MMOBI

	Reciente (CRT)	Intermedia (CLF)	Tardía (2AF)
S _{obs}	9	22	26
Chao 1 (S _{est})	41	59	68
Nivel de intervalo de eficiencia del muestreo (%)	22	37	38

Nota: S_{obs} (riqueza observada), S_{est} (riqueza estimada)

7.2.4 Fenología de HECM para el método MDS

En las siguientes gráficas (Figura 23, 24 y 25) se muestra la riqueza y la abundancia de esporomas de HECM y el promedio mensual de precipitación para cada una de las tres etapas de intervención, reciente (CRT), intermedia (CLF) y tardía (2AF). En la etapa reciente (CRT) se incrementó la riqueza y la abundancia en el mes de agosto, en la etapa intermedia (CLF) se muestra mayor riqueza y abundancia en los meses de agosto y noviembre y en la tardía (2AF) en el mes de agosto.

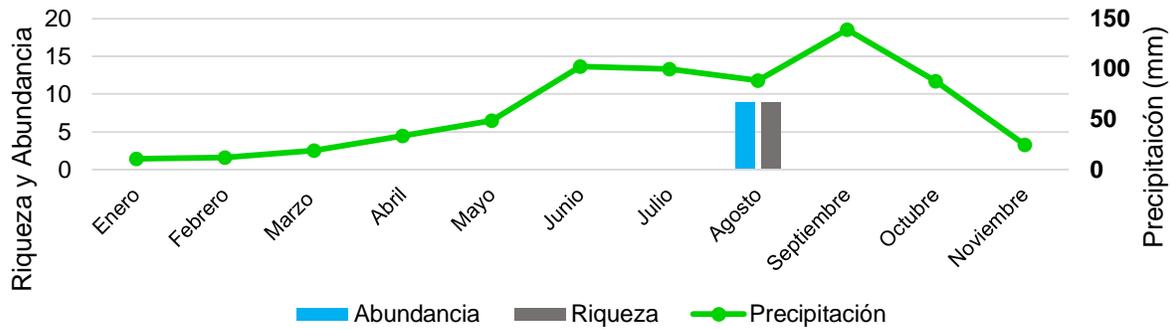


Figura 23. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa reciente (CRT).

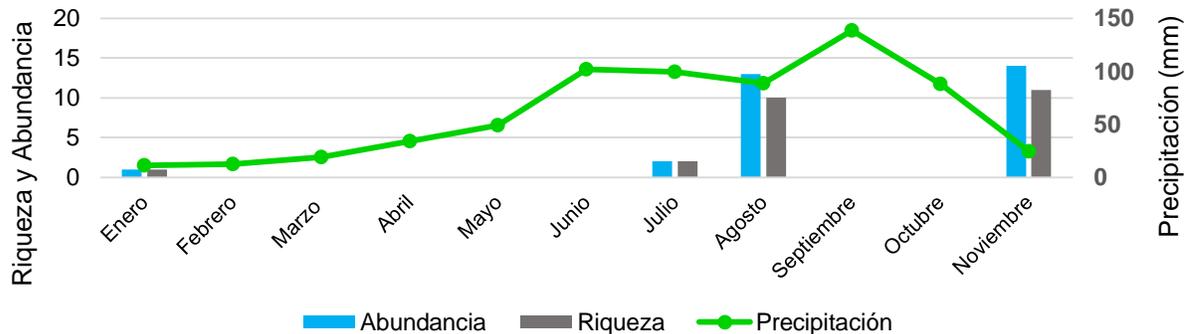


Figura 24. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa intermedia (CLF).

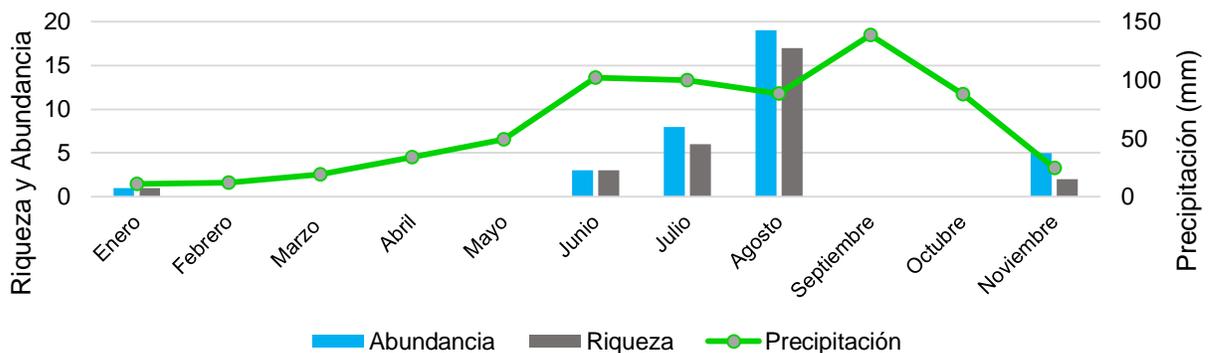


Figura 25. Fenología de los esporomas de HECM en la etapa tardía (2AF).

7.2.5 Diversidad alfa de HECM en las etapas de intervención para el MDS

De acuerdo a los índices de diversidad de Shannon-Wiener y de números efectivos de especies 1D , se observan los valores mayores para la etapa tardía y seguida de la etapa reciente. Para el caso del índice de Pielou se presentaron valores altos, siendo homogéneos entre las tres etapas de intervención. En cuanto al índice de Simpson, se observa que el menor valor se obtuvo en la etapa tardía, siguiendo la etapa intermedia y por último la etapa reciente (Tabla 21).

De acuerdo con el sistema de clasificación que propone Ramírez-González (2006) para los valores obtenidos con el índice de Shannon-Wiener, los obtenidos en este trabajo corresponden a una diversidad alta para las etapas de intervención Reciente e Intermedia y muy alta para la intervención Tardía.

Tabla 21. Índices de diversidad de Shannon-Wiener y de dominancia de Simpson para HECM en las diferentes etapas del MDS.

Etapa de intervención	No. de especies	Índice de Shannon-Wiener H'	1D	Índice de Pielou	Condición H' (Ramírez-González,2006)	Índice de Simpson
Reciente (CRT)	9	2.197	8.998	1	Alta	0.1
Intermedia (CLF)	21	2.799	16.428	0.92	Alta	0.09
Tardía (2AF)	26	3.080	21.758	0.95	Muy alta	0.06

1D : números efectivos de especies

Al comparar la diversidad alfa por etapa de intervención para el MDS mediante la prueba estadística t de Hutchenson ($p \leq 0.05$) se observó que la diversidad alfa de las etapas reciente (CRT) – intermedia (CLF) y reciente (CRT) - tardía (2AF) son estadísticamente diferentes, lo que indica que la etapa reciente es diferente estadísticamente con respecto a las otras dos (Tabla 22).

Tabla 22. Valores con diferencias significativas para la prueba de t de Hutchenson aplicada a los índices de diversidad de Shannon-Wiener por etapa de intervención para el MDS.

Tratamientos a comparar	T
Reciente (CRT) –Intermedia (CLF)	4.22*
Intermedia (CLF)- Tardía (2AF)	1.62
Reciente (CRT)-Tardía (2AF)	8.85*

*Valores estadísticamente significativos ($p \leq 0.05$).

7.2.6 Diversidad beta de HECM entre las etapas de intervención para el MDS

En general los coeficientes de similitud de los HECM son bajos entre las diferentes etapas de intervención, de acuerdo a los coeficientes de Jaccard, Sørensen y Morisita; por lo que el recambio de especies es alto (Tabla 23)

Tabla 23. Coeficientes de similitud en las etapas del MMOBI.

Etapas de intervención	Coeficiente de similitud de Jaccard	Coeficientes de similitud de Sørensen	Coeficiente de similitud de Morisita-Horn
Reciente (CRT)-Intermedia (CLF)	0.154	0.267	0.254
Intermedia(CLF)- Tardía (2AF)	0.119	0.213	0.124
Reciente(CRT)-Tardía (2AF)	0.094	0.171	0.100

Con relación a los dendrogramas (Figura 26, 27 y 28) se observan dos grupos por etapa de intervención reciente (CRT) e Intermedia (CLF) (J 0.154, S 0.267 y M 0.124) y un segundo grupo formado por la etapa tardía sin intervención (2AF) (J 0.106, S 0.192 y M 0.112), sin embargo, de manera general la similitud es baja, entre etapas de intervención.

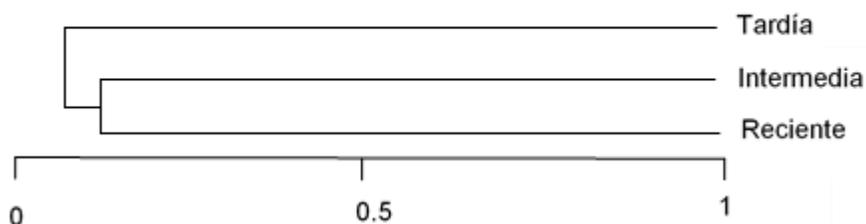


Figura 26. Dendrograma de Coeficiente de Jaccard para HECM en las etapas del MDS.

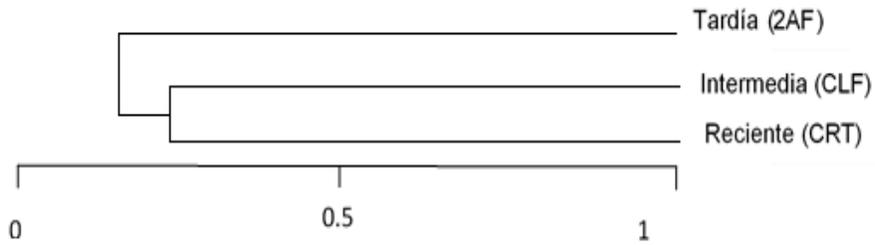


Figura 27. Dendrograma de Coeficiente de Sørensen para HECM en las etapas del MDS.

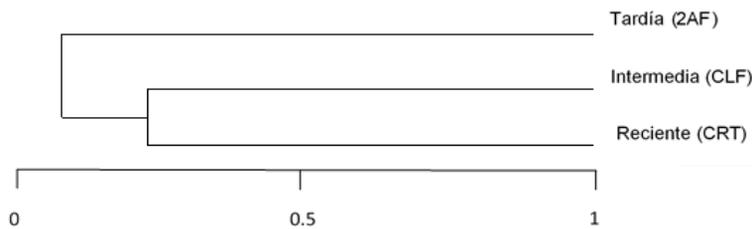


Figura 28. Dendrograma de Coeficiente de Morisita para HECM en las etapas del MDS

De las 44 especies totales el 73% de las especies son exclusivas y únicamente el 27% se comparten entre dos etapas, en este caso no existen especies compartidas entre las tres etapas de intervención (Figura 29 y Tabla 24).

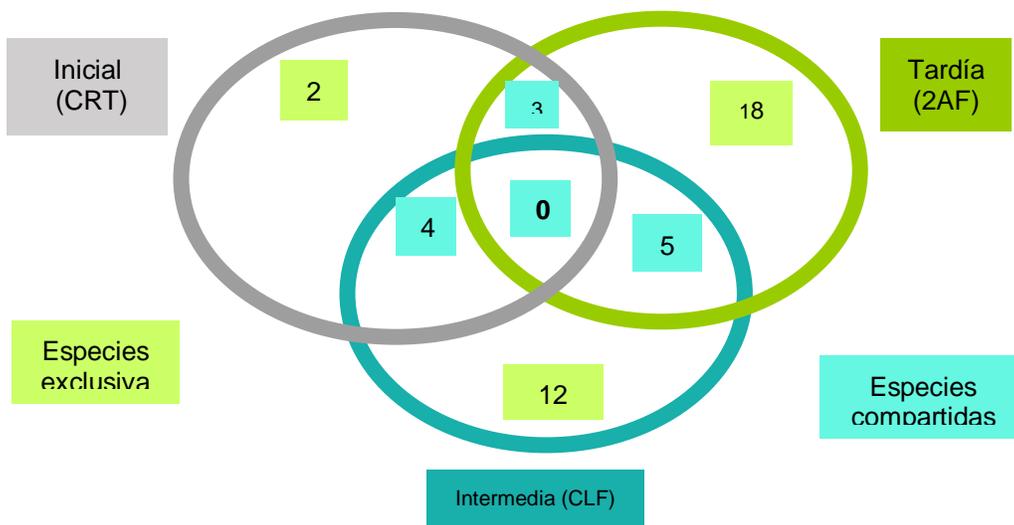


Figura 29. Diagrama de Venn donde se muestran especies compartidas y especies exclusivas en las diferentes etapas de intervención del MDS.

Tabla 24. Especies de HECM compartidas en las diferentes etapas de intervención.

Especie	Reciente (CRT)	Intermedia (CLF)	Tardía (2AF)
<i>Ramaria</i> sp. 3			
<i>Inocybe</i> sp. 3			
<i>Inocybe</i> sp. 5			
<i>Inocybe</i> sp. 6			
<i>Inocybe</i> sp. 7			
<i>Inocybe</i> sp. 10			
<i>Inocybe</i> aff. <i>fastigiata</i>			
<i>Lactarius</i> sp.3			
<i>Laccaria</i> sp. 1			
<i>Amanita</i> aff. <i>fulva</i>			
<i>Russula</i> sp. 2			
<i>Russula</i> sp. 3			

Nota: color gris especies compartidas en dos etapas de intervención.

7.2.7 Relación de la diversidad y abundancia de HECM con las variables ecológicas (edafológicas, estructurales y ambientales)

En la tabla 25 se muestran los valores promedio obtenidos en cada una de las variables edafológicas, estructurales y ambientales para el método MDS, en las tres etapas de intervención.

Tabla 25. Promedio de las variables ecológicas para el MDS

	Variab les	Reciente	Intermedia	Tardía
	pH	5.56	5.44	5.66
Edafológicas	Carbono (mg/g)	111.92	118.92	96.04
	Nitrógeno total (mg/g)	5.42	6.24	5.59
	Fósforo disponible (mg/g)	1.18	1.24	2.21
	Relación C/N	20.66	19.07	17.18
	Relación C/P	95.84	96.27	45.27
Estructurales	Área basal (m ² /ha)	0	0.51	0.49
	Densidad de adultos (individuos/ha ⁻²)	0	725	775
Ambientales	Precipitación (mm)	679.5	676.4	682.6
	Temperatura (°C)	13.21	10.92	12.82

En la tabla 26 se muestra los valores obtenidos en los análisis de correlación de Pearson, en cuanto a las variables edafológicas, se observa una correlación positiva significativa entre el fósforo con la diversidad, riqueza y abundancia de HECM y una correlación negativa significativa de la proporción C/N y C/P con la diversidad, riqueza y abundancia. Por otro lado, en la tabla 27 se muestra una correlación significativa positiva en cuanto al área basal y la densidad de adultos respecto a la diversidad, riqueza y abundancia y en la tabla 28 en cuanto a las variables de temperatura y precipitación no se encontró una correlación significativa con respecto a la diversidad, riqueza y abundancia.

Tabla 26. Correlaciones edafológicas para el MDS.

	pH	C	N	P	C/N	C/P
H'	0.26	-0.51	0.39	0.78*	-0.97*	-0.74*
R	0.24	-0.49	0.42	0.76*	-0.96*	-0.72*
A	0.23	-0.49	0.42	0.76*	-0.96*	-0.72*

*Correlación significativa nivel 0.05 donde H' (diversidad), R (Riqueza) y A (Abundancia).

Tabla 27. Correlaciones estructurales para el método MDS

	Área basal	Densidad de adultos
H'	0.94*	0.97*
R	0.95*	0.97*
A	0.95*	0.97*

*Correlación significativa nivel 0.05 donde H' (diversidad), R (Riqueza) y A (Abundancia).

Tabla 28. Correlaciones ambientales para el MDS

	Temperatura	Precipitación
H'	-0.36	0.31
R	-0.38	0.29
A	-0.39	0.28

*Correlación significativa nivel 0.05 donde H' (diversidad), R (Riqueza) y A (Abundancia).

8. Discusión

8.1 Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares

8.1.1 Especies encontradas en el MMOBI

En el presente estudio se identificaron 278 ejemplares correspondientes a 100 especies, 26 en la etapa reciente, 60 en la etapa intermedia y 54 en la etapa tardía las cuales corresponden con los géneros de HECM similar a otros estudios realizados en bosques bajo manejo forestal, tales como *Cortinarius*, *Russula*, *Tricholoma*, *Inocybe*, *Lactarius* citados por Cabo (2012) en un tipo de vegetación de *Pinus pinaster* en España; *Amanita*, *Hebeloma* y *Suillus* reportados por Martínez-Peña (2008) en un bosque de *Pinus sylvestris* y otros géneros de HECM como *Boletus*, *Cantharellus*, *Chroogomphus*, *Hydnum*, *Lacaria* y *Xerocomus*, reportados por Valdés *et al.* (2003) en un tipo de vegetación de *Pinus oaxacana*. Sin embargo, no se encontraron géneros como *Helvella*, *Morchella*, *Leucopaxilus*, *Turbinellus*, *Tylopilus* y *Ramaria* reportados en este estudio.

Por otro lado, existen cambios en la comunidad de HECM con relación a la edad del hospedero, proceso denominado sucesión fúngica. En este sentido, en el trabajo se presentaron especies de HECM asociadas con las primeras etapas de desarrollo del árbol, desde los juveniles y posteriormente son remplazados con HECM que forman asociación con árboles adultos. En este estudio, de los 16 géneros reportados los más abundantes para la etapa de manejo forestal reciente fueron *Russula*, *Lactarius* y *Amanita*, para la etapa de manejo forestal intermedia fueron *Tricholoma*, *Amanita* y *Russula* y para la etapa de manejo forestal tardía fueron *Turbinellus*, *Russula* y *Amanita*, todos ellos corresponden a HECM de etapas sucesionales tardías. Los HECM correspondientes a etapas sucesionales tardías presentan mayor demanda de carbono y crecimiento micelial lento, generalmente producen esporomas de mayor tamaño y tienen requerimientos específicos en cuanto a las propiedades del suelo, estos HECM tienen mayor dependencia por el hospedero para obtener la fuente de carbono y presentan una red micorrízica común lo que les permite mayor absorción de agua y traslocación de nutrimentos entre

hospederos a través de su micelio (Terdesoo *et al.*, 2020; Kalucha-Jagodzinsky (2017)

Para la etapa intermedia de manejo, el género *Inocybe* fue el más abundante, este corresponde a la etapa sucesional temprana, es decir, son especies pioneras con estrategias (r), debido a que combinan una demanda de carbohidratos baja, con un crecimiento micelial rápido, una generación de esporomas de pequeño tamaño, adaptación a los suelos con poca materia orgánica, a su vez estos HECM proporcionan mayor porcentaje de sobrevivencia en las plántulas y mejoran su crecimiento. Además, son menos dependientes del hospedero lo que permite que puedan obtener otro tipo de carbohidratos adicionales de la materia orgánica. (Terdesoo *et al.*, 2020; Kalucha-Jagodzinsky (2017)).

8.1.2 Esfuerzo de Muestreo

La curva de acumulación de especies de HECM (Figura 9) de este estudio es similar a los que han reportado en bosques sin manejo forestal, Argüelles-Moyao (2013) reporta un 59% en una vegetación de *Abies religiosa*, García-Guzmán (2014) un 63% en un tipo de vegetación constituida por diversas especies de *Quercus* y Campos-López (2015) que obtuvo el 66% de eficiencia de muestreo en bosque de *Quercus*. Y difieren con el estudio de Portillo Díaz (2020) en una vegetación de *Pinus hartwegii* donde se obtuvo el 80% de eficiencia de muestreo.

En este caso, el hecho que no se llegue a la asíntota no es indicativo que los resultados se consideren desfavorables, ya que este resultado puede tener más relación con efectos del manejo forestal al eliminar cierto porcentaje de los hospederos y la modificación del suelo por la extracción (Jones *et al.*, 2003). Por otro lado, Teerdesoo *et al.* (2006) mencionan que es común que en estudios en ecosistemas templados se alcance la mitad de las especies de la comunidad de HECM, esto se debe a que existen muchas especies raras que continúan por debajo del límite de detección. Aunado a lo anterior, los resultados tienen relación con aspectos de la biología de los HECM, como es la variabilidad de especies en el tiempo de fructificación, que en ocasiones no es anual, por lo que se requiere el

seguimiento durante varios años como lo menciona Fernández-Toirán (2006) donde ciertos HECM presentan fructificación irregular, encontrando casos excepcionales pudiendo tener lugar cada 10 años o más.

8.1.3 Fenología de HECM

Respecto a la fenología se observa un incremento de la abundancia y riqueza de esporomas en las tres etapas durante el mes de agosto (Figura 11, 12 y 13), este resultado concuerda con Laganá *et al.* (2002) quienes mencionan que dicho aumento coincide con el inicio de la precipitación durante el año. En general se observa que en la etapa intermedia de manejo forestal los valores de riqueza y abundancia en relación con la precipitación se mantienen homogéneos y altos durante los meses de agosto a noviembre (período de lluvias, Figura 12). Estos resultados son diferentes a los encontrados por Cabo (2012) en un bosque de *Pinus pinaster* bajo manejo forestal, en dicho trabajo se encontró que el mes de octubre existe mayor abundancia para los HECM. En las etapas tardía e inicial analizadas en este trabajo, la riqueza y abundancia fueron más heterogéneas, puesto que en los meses de septiembre y octubre no se presentaron esporomas de HECM (Figura 13 y 14), esto puede deberse al método de manejo, ya que en la etapa intermedia existe mayor densidad del arbolado, lo que propicia un microclima favorable para la presencia de los esporomas, como lo menciona Aiartzaguena *et al.* (2016).

8.1.4 Diversidad alfa de HECM (Diversidad en cada etapa de manejo)

Existe una estrecha relación entre los HECM con las plantas hospederas, lo anterior debido a que las especies fúngicas cumplen un papel fundamental en la supervivencia y desarrollo de los hospederos, ya que se incrementa el acceso a agua y nutrientes a través de esta asociación mutualista con sus hospederos. En este sentido, autores como Bueé *et al.* (2011) y Kernagan (2005) señalan que las alteraciones como la sustitución de especies arbóreas en los ecosistemas forestales o la extracción del arbolado afectan la diversidad en la comunidad de HECM.

En cuanto a la diversidad alfa para el método MMOBI, los índices de Shannon-Wiener, de números efectivos de especies y el índice de Pielou presentan un patrón similar, con valores altos (Tabla 8). Esto se debe a dos características particulares del método, a que es bosque multietano y a la extracción del 30-40% del arbolado.

Respecto a la primera característica del método la cual permite preservar un bosque con árboles juveniles y adultos, propicia que diferentes especies de HECM se asocien a plántulas y otras especies de HECM se asocien a árboles adultos en un mismo rodal, motivo por el cual se mantiene una diversidad alta entre etapas con intervención. Esto concuerda con Durall *et al.* (2006), que mencionan que existe un efecto de la edad de los hospederos en la comunidad fúngica. Asimismo, las diferentes edades de hospederos constituyen la fuente de energía para las especies fúngicas y a su vez forman redes comunes que conectan a varios hospederos para el intercambio de nutrimentos (Simard *et al.*, 2012).

Si bien existe una influencia de la extracción del arbolado que propicia variaciones en la diversidad, esta es parecida entre etapas de intervención y con valores altos, lo que puede deberse a la extracción selectiva del arbolado considerando del 30 al 40%. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Richard *et al.* (2004), quienes mencionan que existe una relación entre densidad de árboles hospederos con la riqueza de HECM. Simultáneamente si se preserva la diversidad es benéfico para el rodal bajo manejo, debido a que el micelio de los HECM puede ayudar a la rápida regeneración por la captura y absorción de nutrimentos en pequeñas áreas abiertas dentro del bosque (Tedesoo *et al.*, 2006).

Por otro lado, la etapa intermedia tuvo el mayor valor de los índices de diversidad ($H' = 3.8$, ${}^1D = 45.42$), esto puede deberse a que esta etapa presentó el mayor número de árboles adultos (Tabla 12), lo cual es importante para el mantenimiento de la diversidad de los HECM. En este caso los árboles adultos incrementan su actividad fotosintética, lo que aumenta las reservas de carbohidratos disponibles. Además, estudios como el de Cabo (2012) muestra que la presencia del arbolado adulto incrementa la capacidad para mantener una temperatura y humedad adecuadas, lo que favorece el crecimiento fúngico y su fructificación.

En un ecosistema forestal con características de extracción como lo es el método MMOBI, es importante evaluar el índice de Simpson por el grado de dominancia de una especie en un sitio. En este caso, la etapa reciente de manejo forestal presentó el mayor valor del Índice de Simpson (Tabla 18), las especies de los géneros *Russula*, *Lactarius* y *Amanita* fueron las dominantes al presentar alta abundancia en comparación a los demás géneros. En este contexto, las especies de géneros con abundancia baja al estar sometidos a perturbaciones disminuyen la probabilidad de que sobrevivan. También se encontró que conforme el bosque se deja de intervenir, la dominancia disminuye, y es en la etapa tardía donde se presentan varias especies con abundancia similar (equitatividad) de los géneros *Amanita*, *Cortinarius*, *Inocybe*, *Laccaria*, *Lactarius*, *Morchella* y *Ramaria*, esto es indicativo que mientras se tenga un mayor número de especies pueden cumplir la misma función biológica y por ello aumente la probabilidad de que se mantenga la estabilidad en el ecosistema forestal (Terdesoo, 2020).

En cuanto a la etapa reciente se encontraron diferencias estadísticamente significativas de acuerdo con la t de Hutchenson (Tabla 9) con respecto a las dos etapas (intermedia y tardía), lo que indica que la diversidad es diferente. En la etapa reciente se obtuvo el menor valor, lo que puede ser un indicativo del descenso en la diversidad de HECM debido a que el método de manejo no deja de ser intensivo, este mismo patrón lo encontraron Martínez-Peña (2008) y Valdés *et al.* (2003), quienes reportan un decremento de la diversidad en rodales intervenidos de manera

reciente; sin embargo, la diversidad de HECM presenta cierto grado de resiliencia conforme se deja de intervenir el rodal.

8.1.5 Diversidad beta de HECM (Recambio de especies)

Con la diversidad beta (recambio de especies entre etapas de manejo), los índices de similitud fueron bajos (Tabla 11), debido a ello el recambio de especies es alto y sólo el 22% se comparten en dos etapas y el 9% en tres etapas (Tabla 11). Un ejemplo de ello es el género *Inocybe*, lo que es indicativo que pese a tener el mismo hospedero (*Abies religiosa*) y ser un rodal multietano en las tres etapas seleccionadas, la composición de especies es diferente. Lo anterior puede deberse a que, si bien, el hospedero es una parte fundamental de la simbiosis de los HECM, también lo son los gradientes abióticos (Tabla 14 y 15) sobre el que se encuentra el hospedero y serán benéficos para la especie fúngica lo que puede influir en las diferencias en la composición de la comunidad de HECM. Esto concuerda por lo reportado por Natel y Neumann (1992) quienes realizaron un estudio en diferentes gradientes de una vegetación de *Betula papyrifera* donde encontraron que existe una alta composición fúngica en vegetación similar y lo atribuye a los factores abióticos, entre ellos la disponibilidad de agua y al mayor porcentaje de materia orgánica (75.50%), no obstante, el porcentaje de materia orgánica es mayor que el encontrado en este estudio (21.47%). También Kujawa y Kujawa (2008) reportan una baja similitud al usar el índice de Sørensen en una vegetación de *Pinus sylvestris* y diferencias en la composición de especies en árboles con edad similar y sugieren que el cambio está relacionado con los cambios producidos en el hábitat.

En otros trabajos también se reporta una baja similitud entre comunidades de HECM, como lo es el de Guarneros (2017) que estudió los HECM asociados a las raíces de los árboles del método MDS en un tipo de vegetación de *Pinus patula*, donde reporta una similitud baja entre tratamientos silvícolas y una tasa de recambio de especies de HECM alta, éste lo vincula con las acciones antropogénicas como lo es el aprovechamiento forestal. Sin embargo, los resultados encontrados en el presente trabajo contrastan con lo reportado por Campos (2015) quien cita

porcentajes de similitud altos entre dos condiciones topográficas (barranca y planicie) y lo atribuye a la comunidad vegetal formada por el género *Quercus*.

8.1.6 Variables ecológicas

Una de las finalidades de los estudios ecológicos en comunidades fúngicas es encontrar patrones que puedan explicar la diferencia observada en la riqueza y abundancia de las especies en relación a una serie de variables que puedan incidir en estas comunidades, en este sentido se ha documentado que las variables químicas y físicas del suelo pueden ser un factor limitante para la diversidad de HECM (Baar y Braak, 1996; Terdesoo, 2014). El fósforo es generalmente un elemento limitante en el suelo para las plantas, debido a ello han desarrollado estrategias como lo son las asociaciones simbióticas con los HECM para capturar y facilitar la movilización de dicho elemento. En este estudio, se encontró una correlación negativa entre el fósforo y la diversidad, riqueza y abundancia, esto se debe a la diferente capacidad de los HECM para traslocarlo o bien hacerlo disponible; sin embargo en el caso de este sitio, los HECM no poseen una maquinaria enzimática para mediar una mayor adquisición de fósforo (Cairney, 2011), estos resultados contrastan con lo encontrado por Argüelles-Moyao (2013) quien no encontró una correlación significativa entre el fósforo y la diversidad de micorrizas. También contrastan con lo reportado por Guarneros (2017) no tuvo una relación significativa entre las variables edafológicas y la diversidad de raíces micorrizadas, no obstante Campos (2015) reporta una relación de la diversidad de esporomas de HECM con las variables edafológicas como lo es la materia orgánica.

Las interacciones planta-suelo son un componente fundamental en el funcionamiento y estabilidad en los sistemas forestales. Con el método MMOBI se conserva el 60% del arbolado en las etapas con intervención y los árboles presentan la capacidad de modificar las propiedades del suelo. Perales (2012) y Arres *et al.*, (2012) mencionan que los restos vegetales (ramas y follaje) son importantes debido a que influye sobre la calidad de la materia orgánica.

En cuanto a las variables estructurales, se tiene registro que los hospederos son imprescindibles para la riqueza y composición fúngica, esto se debe a que es una asociación mutualista obligada y a que las plantas constituyen los hábitats y fuentes de energía para la mayoría de las especies que siempre presentan un grado de especificidad por el hospedero, de acuerdo a Kernaghan (2005). En este aspecto, en el presente estudio se encontró una correlación positiva con la densidad de adultos y el área basal para las tres etapas de intervención con la riqueza, diversidad y abundancia (Tabla 15), este resultado concuerda con lo encontrado con Terdesoo (2014), el cual reporta que la densidad del arbolado adulto tiene una fuerte influencia para la riqueza de los HECM y de manera adicional en este estudio se encontró una correlación positiva con la abundancia y la composición de especies.

También Terdesoo (2014) ha documentado que las variables ambientales suelen tener baja influencia en la comunidad de HECM, lo que concuerda con los resultados obtenidos en este estudio para la precipitación y temperatura promedio, ya que no presentaron una correlación significativa entre las diferentes etapas (Tabla 16). Estos resultados concuerdan con Salerni *et al.* (2002) quienes analizaron el efecto de la temperatura en la fructificación de hongos macroscópicos en bosques de encino y no encontraron una correlación positiva, pero en el caso de la precipitación se encontró una correlación positiva con la diversidad de especies, mencionan que estos resultados son debido a que las especies de HECM requieren la precipitación para que se mantenga la humedad del suelo necesaria para la fructificación, por otro lado reporta que la temperatura ambiental se encuentra negativamente correlacionada con la riqueza de esporomas.

8.2 Método de Desarrollo Silvícola (MDS)

8.2.1 Especies encontradas en el MDS

En el caso del MDS se registraron 80 ejemplares correspondientes a 44 especies de HECM, nueve en la etapa reciente (CRT), 21 en la etapa intermedia (CLF) y 26 en la etapa tardía (2AF), las especies corresponden a los géneros de HECM citados en otros estudios, como *Russula*, *Tricholoma*, *Inocybe* y *Lactarius* reportados por Cabo (2012) en una tipo de vegetación de *Pinus pinaster*, *Amanita* reportada por Martínez-Peña (2008) en un bosque de *Pinus sylvestris*, *Lacaria* y *Xerocomus* reportados por Valdés (2003) en un bosque de *Pinus oaxacana*. Sin embargo, no se encontraron géneros como *Helvella*, *Gyroporus* y *Astroboletus*.

Algunas especies de HECM producen estructuras visibles (esporomas) encontrados en la parte epigea que se presentan durante el período de lluvias; sin embargo, existen especies de HECM asociadas a las raíces de los árboles que no producen estructuras reproductivas durante su ciclo de vida (Schmit y Lodge, 2005). Este estudio se enfocó a hongos epigeos, se encontraron 44 especies, el mayor número se presentó en la etapa tardía (2AF) y el menor en la etapa Inicial (CRT) (Tabla 17). Guarneros (2017) en su trabajo reporta 67 especies de HECM asociados a las raíces de los árboles del MDS en la misma localidad de este estudio (Chignahupan, Puebla), la etapa donde se presentó mayor número de especies fue la tardía (2AF) y la de menor número fue la etapa inicial (CRT), lo que indica que el manejo forestal tiene un efecto para los HECM tanto en la parte epigea como en las raíces micorrizadas de árboles en las etapas con intervención. Estos resultados concuerdan con lo encontrado en este estudio respecto al mayor número de especies presentes en la etapa tardía y el menor en la intermedia; sin embargo, en número de especies reportadas por Guarneros (2017) es mayor que el número de especies reportadas en este estudio.

Existen cambios en la composición de las especies de la comunidad de HECM con respecto al hospedero, en este sentido en el estudio se presentaron especies de HECM asociadas con las primeras etapas de desarrollo desde los juveniles que posteriormente son remplazados con otros HECM que forman relación con los

árboles adultos. De los 11 géneros reportados el género *Inocybe* fue el más abundante en las etapas con intervención reciente e intermedia, este género corresponde a etapas sucesionales tempranas respecto a la edad del arbolado, debido a ello requiere menor cantidad de carbono para un crecimiento micelial rápido, una generación de esporomas de pequeño tamaño y se adapta a suelos con poca materia orgánica, proporciona un mayor porcentaje de sobrevivencia en las plántulas lo que mejora su crecimiento. Asimismo, son menos dependientes del hospedero, lo que permite que puedan obtener la fuente de carbono no solo de los exudados de las raíces del árbol hospedante en forma de sacarosa, sino también de la descomposición de la materia orgánica del suelo como lo es la quitina y la lignina (Terdesoo *et al.*, 2020).

Por otro lado, en la etapa de intervención intermedia también se presentaron géneros como *Ramaria* y *Russula* y para la etapa de intervención tardía *Russula* y *Amanita* que corresponden a etapas sucesionales tardías, debido a ello presentan mayor demanda de carbono y crecimiento micelial lento, presentan esporomas de mayor tamaño y tienen requerimientos específicos del suelo (materia orgánica), estos HECM tienen mayor dependencia por el hospedero para obtener la fuente de carbono y presentan una red micorrízica común lo que incrementa la absorción de agua y traslocación de nutrimentos entre hospederos a través del micelio de los HECM (Terdesoo *et al.*, 2020). De acuerdo al estudio realizado por Guarneros (2017) con los hongos asociados a las raíces micorrizadas en el MDS, los géneros más representativos corresponden a géneros como *Inocybe* y *Russula*, lo que concuerda con este estudio.

8.2.2 Esfuerzo de muestreo

Respecto a las curva de acumulación de especies de HECM se presentó el 29% de porcentaje de esfuerzo de muestreo, debido a ello no se alcanza la asíntota (Tabla 19), este patrón concuerda con algunos estudios realizados en bosque sin manejo forestal como lo realizado por Argüelles-Moyao (2013) quien reporta un 59% en una vegetación de *Abies religiosa*, Guzmán (2014) reporta un 63% en un bosque con diversas especies de *Quercus* y Campos-López (2015) obtuvo el 66% de eficiencia del muestreo en una vegetación de *Quercus* en el estado de Tlaxcala, y difiere con el estudio de Portillo Díaz (2020) en un tipo de vegetación de *Pinus hartwegi* donde se obtuvo un 80% de eficiencia del muestreo.

En este caso, el hecho que no se llegue a la asíntota se atribuye por una parte al método de manejo el cual en la etapa reciente (CRT) presenta una eliminación del arbolado, lo que provoca cambios en el suelo como lo son fluctuaciones en la temperatura y disminución de la humedad, así como la porosidad debido al desplazamiento de los árboles talados (Jones *et al.*, 2003), estos cambios tienen un efecto en la fructificación de los HECM al no poder asociarse con su hospedero. Por otra parte, también se atribuye a la biología de los HECM, como es la estacionalidad de especies en el tiempo de fructificación, que puede ser anual, según Salguero (2007) y también se pueden encontrar casos excepcionales al fructificar después de 10 años o más, como lo reporta Fernández-Toirán (2006).

8.2.3 Fenología de HECM

Respecto a la fenología, los valores de riqueza y abundancia más altos de HECM se presentan en el mes de agosto (Figura 23, 24 y 25) lo que concuerda con Laganá *et al.* (2002) quienes mencionan que dicho aumento coincide con el inicio de la precipitación en el año. En el caso de la etapa reciente (CRT) (Figura 23) sólo durante el mes de agosto se lograron recolectar esporomas de HECM, respecto a la etapa intermedia (CLF) los valores tienden a ser heterogéneos en los meses de julio, agosto y noviembre (Figura 24).

Para la etapa tardía (CLF) (Figura 25) se mantiene los valores de riqueza y abundancia constantes durante los meses de agosto, septiembre y noviembre a diferencia de la etapa reciente e intermedia. Lo que contrasta con los encontrados por Cabo (2012) quien reporta el mes de octubre como el de mayor abundancia para los HECM en una vegetación de *Pinus pinaster* bajo manejo forestal. Lo anterior puede deberse al efecto del método de manejo, donde en la etapa sin intervención se mantiene la estructura original del bosque lo que favorece la fructificación de esporomas de HECM (Airtzagüena *et al.*, 2016) debido a que propicia un microclima favorable.

8.2.4 Diversidad alfa de HECM (diversidad en cada etapa de manejo)

Existe una estrecha relación entre los HECM con las plantas hospederas, lo anterior debido a que las especies fúngicas cumplen un papel fundamental en la supervivencia y desarrollo de los hospederos, ya que se incrementa el acceso al agua y nutrientes a través de esta asociación mutualista con sus hospederos, en este sentido autores como Kernagan (2005) y Bueé *et al.* (2011) señalan que las alteraciones en las comunidades de especies hospederas como lo es la sustitución de especies arbóreas en los ecosistemas forestales o la extracción del arbolado afectan notablemente la diversidad en la comunidad de HECM.

En cuanto a los índices de diversidad presentados (Tabla 18), el índice de Pielou mide la diversidad máxima esperada; sin embargo, este índice adquiere valores

máximos si son igualmente abundantes, con base en lo anterior en este estudio se observa que la diversidad se mantiene homogénea y con valores altos. Al aplicar otros índices, como lo son los números efectivos de especies se tiene la ventaja de que se puede evaluar directamente la magnitud de cambio entre comunidades (García-Morales *et al.*, 2011) y para este estudio entre etapas de manejo (reciente, intermedia y tardía) en donde se observa una disminución de la diversidad en la etapa reciente (CRT): Estos resultados concuerdan con el índice de Shannon-Wiener que asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra, para este estudio también se observa una disminución de la diversidad en la etapa reciente (CRT) y en el caso de la *t* de Hutchenson se observan diferencias estadísticas en esta etapa (CRT) respecto a las demás etapas de intervención.

Martínez-Peña (2008) y Cabo (2012) estudiaron el efecto de las comunidades fúngicas y la productividad en bosques bajo manejo forestal y señalan un decremento de la diversidad de HECM al aplicar una corta de regeneración, como lo es en la etapa reciente (CRT) del método en el cual se aplica la corta matarraza del arbolado adulto para establecer una nueva generación.

De manera puntual, dentro del trabajo de Guarneros (2017), el efecto de este manejo en la diversidad de HECM asociados a las raíces también presenta una disminución de la diversidad en la CRT y un aumento conforme el arbolado cambia a otra etapa de intervención. En el método MDS en la etapa de CRT se modifica de manera negativa la diversidad de HECM epigeos y en la diversidad de HECM asociados a las raíces al eliminar el hospedero, lo que evita que se complete el ciclo de desarrollo y fructificación de los HECM, se condiciona la presencia ciertas especies fúngicas. Sin embargo, se observa un aumento de la diversidad conforme el arbolado va desarrollándose y cambiando de etapa de intervención, lo que da pauta a que éstas comunidades fúngicas posean el potencial de tolerancia después de la CRT al restablecer las condiciones del arbolado y también debido a que ciertas especies (9) mostraron capacidad de resiliencia inclusive en condiciones adversas (Cabo, 2012).

Si bien se observa una disminución de la diversidad en la etapa reciente (CRT) esta se comienza a restablecer conforme las condiciones del arbolado en donde en la etapa intermedia (CLF) al presentarse mayor número de hospederos se permitió nuevamente la presencia de redes miceliares activas (Valdés *et al.*, 2003).

8.2.5 Diversidad beta de HECM (recambio de especies)

De manera general, los coeficientes de similitud fueron bajos entre las diferentes etapas de intervención (Tabla 20), por lo que existe un alto recambio de especies entre las etapas, esto se debe a que el hospedero es una parte fundamental de la simbiosis de los HECM. Sin embargo, solo una parte de los factores abióticos como el suelo, nutrimentos y la humedad sobre los que se encuentra el hospedero será benéfica para la especie fúngica y esto tendrá diferencias en la composición de la comunidad. Los resultados anteriores concuerdan con Guarneros (2017) quien estudió las raíces micorrizadas del sitio y también reporta una similitud baja entre etapas de intervención (CRT, CLF y 2AF) y una tasa de recambio alta en donde lo vincula a acciones antropogénicas como lo es el aprovechamiento forestal. Sin embargo, los resultados encontrados contrastan con lo encontrado por Campos (2015) quien reporta porcentajes de similitud de Sørensen altos (70%) entre sitios de barranca y planicie y lo atribuye a la comunidad vegetal presente.

De las 44 especies totales el mayor porcentaje (73%) corresponde a especies exclusivas, es decir, presentes en una sola etapa de intervención, presentando el mayor número de especies (18) en la etapa tardía, esto es indicativo que las especies fúngicas son susceptibles al manejo forestal (Figura 29). En lo que respecta a la etapa tardía, la cual conserva la estructura original del bosque y en este caso las raíces de los hospederos (adultos) tienen la capacidad de proporcionar altas concentraciones de carbohidratos (30% de sacarosa) donde los HECM hidrolizan a glucosa y fructuosa (Strullu, 1991; Hobbie, 2006), lo que favorece que mayor número de especies se encuentren en esta etapa. Por otro lado, únicamente el 27% de las especies se comparten entre dos etapas y en este método no existe

una especie que se comparta entre las etapas con intervención lo que denota un efecto negativo del método de manejo.

Es importante mencionar las especies pertenecientes al género *Inocybe* como las más abundantes en las etapas con y sin intervención, conformado por especies pioneras, debido a ello puede desarrollarse en condiciones adversas como lo es la etapa reciente (CRT), ya que tienen la capacidad de ser un HECM facultativo, por lo que puede estar en asociación simbiótica y también tiene la capacidad de ser saprobio, produce enzimas líticas extracelulares para metabolizar el carbono del suelo de la materia orgánica, como lo menciona Talbot (2008). Debido a ello, especies del género *Inocybe* podrían favorecer la colonización en áreas abiertas, como lo es la CRT etapa (reciente), del sitio bajo estudio. Nara (2009) menciona que el género *Inocybe* es uno de los más importantes para la recuperación forestal en el manejo del bosque

8.2.6 Variables ecológicas

Los HECM son vitales para la adquisición de nutrientes, de manera general las raíces de las plantas absorben pequeñas cantidades de fósforo, en este caso las hifas de los hongos pueden mejorar el acceso a este nutrimento por las raíces debido a ello se benefician los árboles forestales como lo menciona Itoo y Reshi (2013). En este contexto, los HECM mejoran la absorción del fósforo en el suelo y con ello se promueve la eficiencia de este elemento, en este método se muestra una correlación positiva entre el fósforo con la riqueza, abundancia y diversidad de HECM (Tabla 26), esto concuerda con el estudio de Smith *et al.* (2000) donde ciertas especies de HECM presentan variación en la estrategia de búsqueda de nutrimentos como el fósforo lo que podría tener un efecto en el aumento de la diversidad de HECM.

Por otro lado, en estudios edafológicos se ha reportado una correlación significativa en la acidez del suelo (Zamora, 2018) y la relación C/N (Correa, 2011; Avolio, 2012) con la abundancia de HECM. En este estudio se encontró una correlación negativa

entre la proporción C/N con la riqueza, diversidad y abundancia de HECM (Tabla 26), en donde la relación C/N=19 hace que el carbono este limitado en relación con el nitrógeno, debido a ello los organismos que traslocan nitrógeno como en el caso de los HECM puedan desarrollarse bajo esta proporción al tener más variedades de fuentes de nitrógeno incluyendo amonio, nitrato, aminoácidos y proteínas, como lo menciona Avolio (2012). Debido a ello, bajas proporciones de C/N pueden ser un factor que se relacione con la diversidad, riqueza y abundancia de HECM, estos resultados difieren de lo encontrado por Martínez-Peña *et al.* (2012) donde el porcentaje de C/N presenta una correlación positiva con respecto a la abundancia de HECM, donde las altas relaciones de C/N podrían ser un factor positivo para ciertas especies de HECM como lo puede ser *Boletus edulis*. También se encontró una correlación negativa entre el C/P con la diversidad, riqueza y abundancia de HECM (Tabla 26), esto puede deberse a la baja capacidad de movilización del micelio de los HECM en esta relación (C/P), debido a que estos elementos están restringidos a las partes más jóvenes del micelio, por ello la absorción es limitada a medida que crece el micelio a través del suelo, también puede existir poca capacidad para hacer disponible estos elementos lo que varían de acuerdo a la maquinaria enzimática de los HECM (Cairney, 2011).

En cuanto a las variables estructurales, diversos trabajos muestran la importante relación de los HECM con su hospedero, debido a que estos constituyen la principal fuente de energía para las especies fúngicas asociadas (Ferris *et al.*, 2000, Kernaghan, 2005 y Terdesoo *et al.*, 2014). En este estudio se encontró una correlación positiva del área basal con la riqueza, abundancia y diversidad de HECM (Tabla 23), esta misma relación se observa en parcelas sometidas a corta de regeneración como en el estudio de Bonet *et al.* (2012) donde encontraron una relación significativa entre el área basal del rodal con la abundancia de *Lactarius deliciosus*, también se encontró una correlación positiva entre la densidad de adultos (Tabla 23) con la riqueza, abundancia y diversidad de HECM, este resultado concuerda con lo encontrado por Terdesoo (2014) el cual reporta que la densidad del arbolado adulto tiene una fuerte influencia para la riqueza de los HECM y de

manera adicional en este estudio se encontró una correlación positiva con la abundancia y diversidad de especies.

Respecto a la influencia de las variables ambientales, los resultados de este trabajo concuerdan con lo encontrado por Salerni *et al.* (2002), donde señalaron que no hubo una relación de la precipitación y temperatura con la diversidad de esporomas. Lo anterior contrasta con lo encontrado con Gómez-Hernández (2011) quien reporta que la temperatura ambiental se encuentra negativamente correlacionada con la riqueza de esporomas

9. Conclusiones

- En el método MMOBI se encontraron 100 especies en total, los géneros más representativos fueron *Russula*, *Inocybe*, *Cortinarius*, *Tricholoma*, *Lactarius* y *Amanita*. La diversidad de HECM se mantuvo estable entre las etapas con intervención debido a la extracción selectiva y al ser un bosque multietano.
- La tasa de recambio es alta, esto se debe a que la composición de especies es diferente entre las etapas de manejo.
- La diversidad, riqueza y abundancia de HECM estuvo relacionada positivamente con el área basal y la densidad de adultos y se vio afectada por el fósforo.
- Respecto al método MDS se encontraron 44 especies en total, los géneros más representativos fueron *Inocybe*, *Russula*, *Lactarius* y *Amanita*, en este método al eliminar la masa forestal existente para el establecimiento de una nueva tiene un efecto negativo en la diversidad de esporomas de HECM debido a la estrecha relación entre la diversidad de HECM y su hospedero; sin embargo, las especies de HECM presenta cierta resiliencia conforme se empieza a restablecer las condiciones del arbolado como es el caso del género *Inocybe*.
- La tasa de recambio de especies de HECM entre etapas de manejo fue alto, lo cual es indicativo que la composición de especies entre cada etapa de manejo fue diferente.
- Se encontró una relación positiva entre el área basal y la densidad de adultos con la diversidad, riqueza y abundancia de HECM. El fósforo y la relación C/N y C/P tuvieron un efecto negativo sobre estos factores.

El método MDS tiene un efecto negativo mayor principalmente en la etapa Inicial (CRT) sobre la riqueza y diversidad de HECM en comparación con el método MMOBI.

- Si bien la gestión forestal se concentra en las especies maderables, es importante incluir la planeación de un manejo forestal que tienda a ser sostenible incluyendo los grupos funcionales del suelo como los HECM lo cual garantiza la conservación del ecosistema forestal y favorece la continuidad del recurso forestal a futuro.

10. Perspectivas

1. Evaluar la diversidad de HECM asociada a las raíces del arbolado a través de su caracterización morfológica y molecular en el método de manejo MMOBI.
2. Evaluar el impacto de los tratamientos restantes en el MDS en el Ejido Llano Grande los cuales son primer aclareo, tercer aclareo y corta de liberación inicial.
3. De las especies de HECM que se registraron para cada tipo de manejo seleccionar a aquellas que sean potenciales para la elaboración de inóculos fúngicos que sean utilizados en la producción de plántula con fines de reforestación de las zonas estudiadas.
4. Analizar el efecto de la inoculación en plántulas a nivel vivero de los HECM encontrados.

11. Recomendaciones

- Implementar la corta de regeneración con árboles padres de pie que además de representar un recurso genético importante se asegura la permanencia de los esporomas de HECM y se preservan las redes miceliares.
- Dentro del listado de especies de HECM existen algunas como las del género *Inocybe* que pueden ser útiles para producir inóculos e inocular plántula dirigida a la reforestación, lo cual aumentará la supervivencia, disminuirá los costos de producción y evitará el uso de fertilizantes químicos que afecten el suelo y la microbiota.

12. Literatura citada

- Aiartzaguena, L., Picón, R., Sarrionandia, E., y Salcedo, I. 2016. Patrones fenológicos de fructificación de los macromicetos del País Vasco. *Zizak*.9-21.
- Argüelles-Moyao, A. 2013. Efecto del suelo del bosque de *Abies religiosa* en la comunidad de hongos ectomicorrízicos en el Zarco, San Pedro Atlapulco, Estado de Mexico. Tesis de Maestría en Ciencias. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Arres, M., Márquez R. y E. Ramírez G. 2012 Algunas modificaciones físicas y químicas del suelo al establecer una plantación de *Pinus cembroides* subsp. *Orizabensis*. *Forestal Veracruzana*, 14, 29-34.
- Aryal D.R, Morales R.D., Casanova-Lugol, F. y Villanueva-López G. 2018. Relación carbono:fósforo en suelos mexicanos una revisión.492-496
- Avolio, M., Müller, T., Mpangara, A., Fitz, M., Becker, B., Pauck, A. y Wipf, D. 2012. Regulation of genes involved in nitrogen utilization on different C/N ratios and nitrogen sources in the model ectomycorrhizal fungus *Hebeloma cylindrosporum*. *Mycorrhiza*, 22(7). 515-524.
- Baar, J. y Braak C.J.F. 1996. Ectomycorrhizal sporocarp occurrence as affected by manipulation of litter and humus layers in Scots pine stands of different age. *Applied Soil Ecology*. 4. 61-73.
- Bonet, J. A., Miguel, S., Aragón, J.M., Pukkala, T., y Palahí, M. 2012. Immediate effect of thinning on the yield of *Lactarius* group *deliciosus* in *Pinus pinaster* forest in Northeastern Spain. *Forest Ecology and Management*. 265, 211-217.

- Brunner, I., Brunner F. y Laursen G. A. 1992. Characterization and comparison of macrofungal communities in an *Alnus tenuifolia* and an *Alnus crispa* forest in Alaska. Canadian Journal of Botany. 70: 1247-1258.
- Buée, M., Maurice J. P., Zeller B., Andrianarisoa S., Ranger J., Courtecuisse R., Marcais B. y Le Tacon F. 2011. Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand. Fungal Ecology. 4(1), 22-31.
- Cabo, T. A. 2012. Influencia de la edad de la masa en la fructificación de hongos silvestres comestibles en un bosque de *Pinus pinaster* Ait. de Soria. Tesis de Doctorado en Recursos Forestales. Universidad de Valladolid, Campus de Palencia, España.
- Cairney, J. W. (2011). Ectomycorrhizal fungi: the symbiotic route to the root for phosphorus in forest soils. Plant and Soil, 344(1), 51-71.
- Campos-López, A. 2015. Diversidad de esporomas de hongos ectomicorizógenos asociados con *Quercus* spp. en un bosque templado de Ixtacuixtla, Tlaxcala. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Autónoma de Tlaxcala.
- CONAFOR. 2009. Conservación de la biodiversidad en el Ejido Minillas. México.
- CONAFOR. 2016. Conservación de biodiversidad en el Ejido Llano Grande. México.
- Correa, A., Hampp, R., Magel, E., y Martins-Loucao, M. A. 2011. Carbon allocation in ectomycorrhizal plants at limited and optimal N supply: an attempt at unraveling conflicting theories. Mycorrhiza, 21(1), 35-51.
- Deacon, J. W. 1992 .Mycorrhizal functioning: An integrative plant-fungal process. Interactions of Ectomycorrhizal Fungi. 1249
- Delgado, A., Villegas, M. y Cifuentes, J. 2005. Glosario ilustrado de los caracteres macroscópicos en Basidiomicetes con himenio laminar. Las prensas de Ciencias. UNAM. México

- Durall, D.M., Gamiet, S., Simard, S. W., Kudrna, L. y Sakakibara, S.M. 2006. Effects of clearcut logging and tree species composition on the diversity and community composition of epigeous fruit bodies formed by ectomycorrhizal fungi. *Botany*. 84(6), 966-980.
- FAO. 2004. Estado y tendencias de la ordenación forestal en 17 países de América Latina. Documento de Trabajo FM/26. Roma
- FAO. 2012. El estado de los bosques. Ed. Fiat Panis. Roma. 1-64.
- 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
- Ferris, R., Peace, A.J. y Newton, A.C., 2000. Macrofungal communities of lowland Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten.) plantations in England: relationships with factors and factors and stand structure. *For. Ecol. Manag.* 131(3), 255-267.
- Frank, B. 1885. Über die auf Wurzeisymbiosen beruhende Ernährung gewisser Bäume durch unterirdische Pilze. *Ber Deutsch Bot Ges* 3: 128-145.
- Galicia, L. y Zarco, A. E. 2014. Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in Mexico: a review, *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystems Services & Management*. (10)4, 275-288
- García-Guzmán, M. O. 2014. Estudio de la diversidad genética de comunidades de hongos ectomicorrízicos asociados a encinos en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

- García-Morales, R., Moreno, C. E. y Bello-Gutiérrez, J. 2011. Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: el número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *Therya*. 2(3), 205-215.
- Garibay-Orijel R., Martínez-Ramos M. y Cifuentes J. 2009. Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino-encino de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 80:521-534.
- Gates, G. M., Mohammed C, Ratkowsky D. A., Wardlaw T. y Davidson N. J. 2011. Diversity and ecology of epigeous ectomycorrhizal macrofungal assemblages in a native wet eucalypt forest in Tasmania, Australia. *Fungal Ecology*. 4: 290-298.
- Gomez-Hernandez, M., & Williams-Linera, G. 2011. Diversity of macromycetes determined by tree species, vegetation structure, and microenvironment in tropical cloud forests in Veracruz, Mexico. *Botany*. 89(3), 203-216.
- Guarneros, 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, Tlaxcala, México.
- Guillen, G., Asensio, S., Pérez, M., y Benavente, V. 2004. Iniciación a la micología. En: *Revista de Educación del CPR de Toledo*. 6: 98-132.
- Guzmán, G. 1998. Inventorying the fungi of Mexico. *Biodiversity and Conservation*. 7: 369-384.
- Hawksworth, D. L. 2001. The magnitude of fungal diversity: The 1.5 million species estimates revisited. *Mycological Research*. 105: 1422-1432.
- Heijden, M. G., Martin, 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.

- Hernández-Salas, J. 2014. Ordenación forestal. Curso regional: regulación, manejo y salud forestal. Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, Universidad Autónoma de Chihuahua. México.
- Hobbie, E. A. 2006. La asignación de carbono a los hongos ectomicorrízicos se correlaciona con la asignación subterránea en estudios de cultura. *Ecología*. 87, 563–569
- Honrubia, M. 2009. Las micorrizas: una relación planta-hongo que dura más de 400 millones de años. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 66, 133-144.
- Ito, Z. A. y Reshi, Z. A. (2013). The multifunctional role of ectomycorrhizal associations in forest ecosystem processes. *The botanical Review*, 79(3). 371-400.
- Jones, M. D., Durall, D. M. y Cairney, J. W. 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist*. 157(3), 399-422.
- Kałużka, I. L., y Jagodziński, A. M. 2017. Ectomycorrhizal Fungi: a major player in early succession. In *Mycorrhiza-Function, Diversity, State of the Art*. Springer. 187-229.
- Kernaghan, G. 2005. Mycorrhizal diversity: cause and effect?. *Pedobiologia*, 49(6), 511-520.
- Kirk, P. M, Cannon, P.F., Minter, D. N. y Stalpers, J. A. 2008. *Dictionary of the fungi*, 10th Edition, CBS. Países Bajos.
- Kong-Luz, A. 2003. Clasificación de los hongos ectomicorrizógenos. En: A. Estrada, Torres, G. Santiago-Martínez (eds). *Avances en el Estudio de la Ectomicorriza en el Estado de Tlaxcala*, México. UAT, SIZA, Fundación Produce Tlaxcala. 11-25.
- Kujawa, A., y Kujawa, K. 2008. Effect of young midfield shelterbelts development on species richness of macrofungi communities and their functional structure. *Polish Journal of Ecology*. 56(1), 45.

- Laganà, A., Angiolini, C., Loppi, E., Salerni, E., Perini, C., Barluzzi, C. y Dominicus, V. 2002. Periodicity, fluctuations and sucesions of macrofungi in fir forests (*Abies alba* Miller) in Tuscany, Italy. *For. Ecol. Mang.*, 169: 187-202.
- Lodge D. G. y Wentworth T.R. 1990. Negative associations among VA-mycorrhizal fungi and some ectomycorrhizal fungi inhabiting the same root system. *Oikos*. 57, 347-356.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey.
- Martínez- Peña, F. 2008. Producción de carpóforos de macromicetes epigeos en masas ordenadas de *Pinus sylvestris*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- McGuire, K. L., Henkel, T. W., Granzow de la Cerda, I., Villa, G., Edmund, F. y Andrew, C. 2008. Dual mycorrhiza colonization of forest-dominating tropical trees and the mycorrhizal status of non-dominant tree and liana species. *Mycorrhiza* 18:217-222.
- Montoya, S., Gallegos, J., Sucerquía, A., Peláez, B., Betancourt, O., y Arias, D. 2010. Macromicetos observados en bosques del departamento de Caldas: su influencia en el equilibrio y la conservación de la biodiversidad. *Boletín Científico. Museo de Historia Natural*. 14(2), 57-73.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA. (1).
- Mueller, G. M, Bills, G. y Foster, M. 2004. Biodiversity of fungi. Inventory and Monitoring Methods, Elsevier Academic Press. California. E.U.A.
- Müller, G. M., J. P. Schmit, P. R. Leacock, B. Buyck, J. Cifuentes, D. E. Desjardin, R. E. Halling, K. Hjortstam, T. Iturriaga, K. H. Larsson, D. J. Lodge, T. W. May, D. Minter, M. Rajchenberg, S. A. Redhead, L. Ryvarden, J. M. Trappe, R. Watling y Q. Wu. 2007. Global diversity and distribution of macrofungi. *Biodiversity and Conservation* 16:37-48.

- Nara, K. 2009. Spores of ectomycorrhizal fungi: ecological strategies for germination and dormancy. *New Phytologist*. 181 (2), 245-248.
- Natell, P., y Neumann, P. 1992. Ecology of ectomycorrhizal-basidiomycete communities on a local vegetation gradient. *Ecology*. 73(1), 99-117.
- Neri-Luna, C. y Villarreal-Ruiz, L. 2012. Simbiosis micorrízica: Un análisis de su relevante función ecosistémica y en la provisión de servicios ambientales. En: Huerta-Martínez, F.M. y Castro-Félix, L.P. *Interacciones ecológicas*. Universidad de Guadalajara. Jalisco, México. 37-61.
- NMX-AA-67-1985. Protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales- determinación de la relación carbono/nitrógeno.2
- NOM-021-SEMARNAT-2000. Norma Oficial Mexicana, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. 85.
- Palazón, F. 2001. *Setas para todos, guía práctica de identificación*. Pirineo. 654
- Parladé, J. Martínez-Peña, F. y Pera, J. 2017. Effects of forest management and unmanaged forests: metanalysis of species richness in Europe. *Conservation biology*. 24 (1), 101-112.
- Pazos, A. 2007. Los hongos en el ecosistema. *Agrupación Micológica A Zarrota*. 2(6), 1-18.
- Perales, C. A., Pérez-Ramos, I. M., Moreno, B. I., Núñez, M. T. D., García, L. V. y Aparicio, L. G. 2012. Interacciones árbol-suelo y funcionamiento del bosque mediterráneo: síntesis del proyecto INTERBOS. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (35), 81-89.
- Pérez-Moreno, J. y Read, J. D. 2004. Los hongos ectomicorrízicos, Lazos vivientes que conectan y nutren a los árboles en la Naturaleza. *INTERCIENCIA*. 29(5), 1-9.

- Phillips, R. 1981. Mushrooms and other fungi of Great Britain & Europe, Pan Books. Inglaterra.
- Portillo-Díaz, C. I. 2020. Efecto de algunas variables macroecológicas en la diversidad de esporomas de hongos ectomicorizógenos asociados a *Pinus hartwegii* Lindl. En el Parque Nacional la Malinche. Tesis maestría. Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta. UATx.
- Ramírez-González, A. 2006. Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá Colombia. 22.
- Read D. J. 1991. Mycorrhizas in ecosystems. *Experientia*. 47:376-391.
- Richard F., Monreau P.A., Selosse M.A. y Gardes M. 2004. Diversity and fruiting patterns of ectomycorrhizal and saprobic fungi in an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex* L. *Canadian Journal of Botany*. 82, 1711-1729.
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*. 14,3-21.
- Salamanca, R. C. 1999. Las micorrizas como estrategia de mejoramiento de nutrición de pasturas y especies frutales en el departamento de Guaviare. Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria. Villacencio, Meta, Colombia. 3-24.
- Salemi E., Laganà A., Perini C., Loppi S. y De Dominicis V. 2002. Effects of temperature and rainfall on fruiting of macrofungi in oak forests of the Mediterranean area. *Journal of Plant Sciences*. 50, 189-198.
- Schmit, J. P., Murphy, J. F. y Mueller, G. M. 1999. Macrofungal diversity of a temperate oak forest: a test of species richness estimators. *Canadian Journal of Botany*. 77, 1014-1027.

- Schmit J. P. y Longe D. J. 2005. Classical methods and modern analysis for studying fungal diversity. En: *The Fungal Community: its organization and role in the ecosystem*. Dighton J., White J. F. y Oudemans P. (Eds.). Taylor y Francis. 193-214.
- Simard, S. W., Beiler, K. J., Bingham, M. A., Deslippe, J. R., Philip, L. J., y Teste, F. P. 2012. Mycorrhizal networks: mechanisms, ecology and modelling. *Fungal Biology Reviews*. 26(1), 39-60.
- Smith, S.E. y Read, D. J. 1997. *Mycorrhizal simbiosis*, 2 edition, Academic Pressm London, UK. 161-276.
- Smith, F.A., Jakobsen, I., y Smith, S.E. 2000. Spatial differences in acquisition of soil phosphate between two arbuscular mycorrhizal fungi in symbiosis with *Medicago truncatulada*. *New phytologist*. 147 (2), 357-366.
- Strullu, D. 1991. *Les mycorrhizes des arbres et plantes cultivées*. Technique et Documentation, Lavoisier, París.
- Talbot, J.M., Allison, S.D., y Treseder, K.K. (2008). Decomposers in disguise: mycorrhizal fungi as regulators of soil C dynamics in ecosystems under global change. *Functional ecology*. 22(6), 955-963.
- Tedersoo, L., Suvi, T., Larsson, E., y Kõljalg, U. 2006. Diversity and community structure of ectomycorrhizal fungi in a wooded meadow. *Mycological Research*. 110(6), 734-748.
- Tedersoo, L., Bahram, M., Põlme, S., Kõljalg, U., Yorou, N. S., Wijesundera, R., y Smith, M. E. 2014. Global diversity and geography of soil fungi. *Science*, 346.
- Tedersoo, L., Antl, T., Větrovský, T., Abarenkov, K., Pergl, J., y Kohout, P. 2020. Early successional ectomycorrhizal fungi are more likely to naturalize outside their native range than other ectomycorrhizal fungi. *New Phytologist*. 227(5), 1289-1293.

- Tullos R.E. 1994. Type studies in *Amanita* section *Vaginatae*, some taxa described in this century, with notes on description of spores and refractive hyphae in *Amanita*. *Mycotaxon*. 52(1),305-396.
- UMAFOR.2016. Establecimiento de una red de Sitios Permanentes para la Evaluación de la diversidad florística en bosques templados bajo manejo en región oriente y poniente en el estado de Puebla. 21.
- Valdés, M., Córdova, J., Gómez, M., y Fierros, A. M. 2003. Understory vegetation and ectomycorrhizal sporocarp diversity response to pine regeneration methods in Oaxaca, Mexico. *Western Journal of Applied Forestry*. 18(2), 101-108.
- Valenzuela, R. 2011. Revisión de las especies con Himenóforo poroide de la Familia Hymenóforo poroide de la familia Hymenochaetaceae (Aphyllophorales, Hymenomycetes) en México. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México. D.F.
- Vázquez-Mendoza, S. 2002. Estudio Fungístico de los Macromicetos de la Sierra Norte del Estado de Puebla. Tesis de Licenciatura. Instituto Politécnico Nacional. México. 67
- Villanueva-Jiménez, E., Villegas-Ríos, M., Cifuentes-Blanco, J. y León-Avendaño, H. 2006. Diversidad del género *Amanita* en dos áreas con diferente condición silvícola en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77(1), 17-22.
- Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña A. M. 2006. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Segunda edición. Bogotá, Colombia.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. 21: 213-251.

Zamora-Martínez, M. 1999. Distribución conocida y potencial de 48 especies de hongos silvestres comestibles en la región central del país. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No.J064.México, D.F.

Zamora-Morales, B., Nieto de Pascual Pola, M. y García-Campusano, F. 2018. Condiciones edáficas, abundancia y riqueza de hongos ectomicorrizógenos comestibles. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 9(48),226-251.

13. Anexo

Constancias



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA
Secretaría de Investigación y Posgrado
Centro de Investigación en Ciencias Biológicas



Otorgan la presente **Constancia**

A: Vázquez Sánchez Y., Galindo-Flores G.L., Santiago-Martínez M.G., y Navarro Noya Y.

Por su participación con la ponencia:

Impacto del manejo forestal sobre la diversidad esporomas de hongos ectomicorrizógenos (Basidiomycetes) en bosques templados del centro de México

Durante el **2° Congreso de Biodiversidad en la UAT** en la Universidad Autónoma de Tlaxcala en Tlaxcala, Tlax. del 3 al 5 de diciembre del 2018.

Dr. Carlos Lara Rodríguez
Presidente del Comité Organizador



Centro Interdisciplinario de Investigación
para el Desarrollo Integral Regional
CIIDIR-IPN Unidad Sinaloa



Instituto Politécnico Nacional
"La Técnica al Servicio de la Patria"



**LA SOCIEDAD MEXICANA DE LA SIMBIOSIS MICORRÍZICA A.C.
Y EL CIIDIR-IPN UNIDAD SINALOA**

otorgan la presente

Constancia

A: Galindo Flores GL, Santiago Martínez MG, Vázquez Sánchez Y, Nava Gutiérrez Y, Navarro Noya Y.

por su participación con el **CARTEL**

Evaluación del impacto del manejo forestal sobre la diversidad esporomas de hongos ectomicorrizógenos
(Basidiomycetes) en bosques templados del centro de México

IX Simposio Nacional y VI Reunión Iberoamericana de la Simbiosis Micorrízica
Mazatlán, Sinaloa, 23 al 27 de septiembre del 2018





CERTIFICATE OF ATTENDANCE

We hereby certify that

YARELI VAZQUEZ SANCHEZ

has attended the International Conference on Mycorrhiza ICOM10, Mycorrhizae for a Sustainable World held at the International Congress Center of Yucatan in Mérida, Yucatan, Mexico June 30 - July 5, 2019.

Dr. Javier Álvarez-Sánchez
Chair

Dr. Mayra Gavito Pardo
Co-chair



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA
Secretaría de Investigación y Posgrado
Centro de Investigación en Ciencias Biológicas



Otorgan la presente **Constancia**

A: Yareli Vázquez Sánchez, Gema Lilia Galindo Flores, María Guadalupe Santiago-Martínez MG y Yendi Navarro Noya.

Por su participación con el cartel:

Impacto del manejo forestal sobre la diversidad de esporomas de hongos ectomicorrizógenos (Basidiomycetes) en bosques templados del centro de México.

Durante el **3er. Congreso de Biodiversidad en la UATX** en la Universidad Autónoma de Tlaxcala en Tlaxcala, Tlax. del 2 al 4 de diciembre del 2019.



Dr. Carlos Lara Rodríguez
Presidente del Comité Organizador