

**UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y
ARTES DE CHIAPAS**

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

TESIS

Macromicetos presentes en sitios con
vegetación conservada y perturbada, Ejido
Amatitlán, Ocosingo, Chiapas

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

CÉSAR OVANDO MORALES

Director

Dr. Juan Felipe Ruan Soto

Instituto de Ciencias Biológicas. UNICACH

Asesor

M. en C. Erika Cecilia Pérez Ovando

Instituto de Ciencias Biológicas. UNICACH





UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

SECRETARÍA GENERAL

DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES

DEPARTAMENTO DE CERTIFICACIÓN ESCOLAR

AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Lugar: Tuxtla Gutiérrez, Chiapas;

Fecha: 14 de agosto de 2024

C. **César Ovando Morales**

Pasante del Programa Educativo de: Licenciatura en Biología

Realizado el análisis y revisión correspondiente a su trabajo recepcional denominado:

Macromicetos presentes en sitios con vegetación conservada y perturbada, Ejido Amatitlán,

Ocosingo, Chiapas

En la modalidad de: Tesis Profesional

Nos permitimos hacer de su conocimiento que esta Comisión Revisora considera que dicho documento reúne los requisitos y méritos necesarios para que proceda a la impresión correspondiente, y de esta manera se encuentre en condiciones de proceder con el trámite que le permita sustentar su Examen Profesional.

ATENTAMENTE

Revisores

Mtra. Ana Guadalupe Rocha Loreda

Lic. Manuel Martínez Meléndez

Dr. Juan Felipe Ruan Soto

Firmas:



Ccp. Expediente



AGRADECIMIENTOS

Quizás los agradecimientos aquí escritos no pesen tanto al estar plasmados en una hoja de papel, sin embargo, si que tienen un significado especial para mi vida personal, y están expresados de la forma más amena y cálida, pero sobre todo, de forma sincera para quienes estuvieron presentes en esta parte de mi vida.

Un agradecimiento muy especial a mis padres, Margarita, Nelly y Jesús, quienes siempre me han apoyado a lo largo de mi existencia, muchas gracias por dejarme ser y apoyarme en lo bueno y malo, incondicionalmente.

Un agradecimiento a mis hermanos, Alberto y Sergio, quienes a pesar de las cosas y peleas, acuerdos y desacuerdos, han estado ahí para ayudarme a lo largo de mi vida.

Agradecimientos para Nellita, Jesusin y Ainara, quienes me enseñaron lo que es ser tío y todos los juegos, pláticas, sobornos y aventuras vividos. Aún les queda mucha vida por delante.

A Dios por darme la vida, y la oportunidad de estudiarla también.

Un agradecimiento enorme para los maestros que formaron parte de mi formación profesional como biólogo, enseñando a sus alumnos las diversas facetas de la biología. Especialmente, agradezco a los maestros Iván de la Cruz, Christian Anabí Riley, Julio Cuevas, Felipe Rúan Soto, Roberto Hernández, Fredy Penagos, Alma Verdugo, Oscar Farrera, Javier Avendaño, Gustavo Rivera, Jesús Acua, Yasminda García, Silvia Sánchez, Marisol Castro, Carolina Orantes, Roberto Luna, David Zetina, Felipe Reyes y Laura Pinto. Los nombres no van completos, más sí mis agradecimientos sinceros.

Agradezco al laboratorio de fisiología y química vegetal que me permitió hacer mi servicio social, especialmente a la doctora Alma Rosa, a Iván de la Cruz, Christian Riley, Marisol Castro, Lorena Luna, a Claudia y demás compañeros que en alguna medida me aportaron enseñanzas valiosas.

Agradezco también al laboratorio de procesos bioculturales, en donde realicé parte de este trabajo, especialmente al Dr. Felipe Reyes, Felipe Rúan, Yazminda del Valle, a Manu, a Erika y los compañeros ahí conocidos, de quienes aprendí varias enseñanzas.

Un Agradecimiento muy especial para mi director Felipe Rúan Soto, y para Erika Pérez Ovando, quien más que mi asesora, fue mi segunda directora en este trabajo, a quienes agradezco el tiempo brindado, los comentarios y revisiones que me dieron, y sobre todo, aquellas lecciones que aprendí de ustedes, no sólo académicamente. Muchas gracias por todo, mis mentores favoritos de la micología.

Un agradecimiento sincero para mis sinodales, Ana Guadalupe Rocha y Manuel Martínez, quienes revisaron, apoyaron y dieron sus opiniones para mejorar este trabajo, muchas gracias de verdad.

Agradezco a mis amigos del PN Cañón del sumidero, el biólogo Benjamín, y el ingeniero Darinel, por el apoyo prestado para poder realizar los mapas y las observaciones realizadas para mejorar este trabajo.

Agradezco al ejido Amatitlán en Ocosingo, por permitirme realizar este trabajo, a sus cálidas personas, pero sobre todo al comisariado ejidal y a don Gualberto por abrirme las puertas del ejido y dar oportunidad de realizar las diversas actividades, muchas gracias por todo el apoyo brindado.

Agradezco a todos mis compañeros de generación, por todas las enseñanzas y momentos vividos a través de la carrera, que todo lo bueno y malo que pasamos ha dejado una huella en cada uno de nosotros. Especialmente, a mis compañeros del salón, a los picudos, a las paquis, a la banda amiba, a los aplicados, todos forman parte de la misma historia.

Finalmente, pero no menos importantes, a todas aquellas personas que formaron parte de toda esta aventura, que probablemente no mencioné, pero cuyos recuerdos aún siguen presentes, como aquellos colegas biólogos de otros salones, a los amigos de otras facultades, a aquellos profesores no nombrados, y demás personas que tuve la dicha de conocer durante la carrera. Muchas gracias.

Este trabajo va dedicado para todos ustedes, y a seguir para adelante, no importa lo duro o difícil que sean las cosas y situaciones, siempre hay una salida, una solución y alguien dispuesto a dar una mano de solidaridad.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE CUADROS	VI
ÍNDICE DE FIGURAS	VII
RESUMEN	VIII
I. INTRODUCCIÓN	10
II. MARCO TEÓRICO	14
2.1 Biología de hongos	14
2.2 Ecología de los hongos	18
2.2.1 Hongos parásitos	20
2.2.2 Hongos saprobios	20
2.2.3 Hongos simbiotes	22
2.3 Clasificación científica y taxonómica	25
2.4 Ecología de comunidades	29
2.5 Sucesión ecológica	30
2.6 Macromicetos y gestión forestal	32
III. ANTECEDENTES	35
IV. OBJETIVOS	39
4.1 Objetivo general	39
4.2 Objetivos específicos	39
V. ZONA DE ESTUDIO	40
5.1 Descripción geográfica	40
5.2 Fisiografía	41
5.3 Geología	41
5.4 Clima	41
5.5 Edafología	41
5.6 Hidrografía	42
5.7 Vegetación	42
5.8 Flora	43
5.9 Fauna	43
VI. MÉTODO	45
6.1 Permiso ejidal	45

6.2 Datos geográficos: zona de estudio y colocación de bandas.....	45
6.3 Recolección de esporomas	47
6.4 Identificación de especies	49
6.5. Valor de Importancia Ecológica (VIE).....	49
VII. RESULTADOS	52
7.1 Riqueza de especies	52
7.2 Análisis taxonómico	61
7.2.1 Phylum más representativos	61
7.2.2 Órdenes más representativos	61
7.2.3 Familias mejor representadas	62
7.2.4 Especies identificadas	64
7.3 Aspectos ecológicos	65
7.3.1 Sustratos de las especies	65
7.3.2 Hábitos de las especies	66
7.4 Abundancia de esporomas	67
7.5 Frecuencia espacial	70
7.6 Frecuencia temporal	70
7.7 Valor de Importancia Ecológica	71
VII. DISCUSIÓN	74
8.1 Riqueza de especies	74
8.2 Análisis taxonómico	74
8.2.1 Phylum más representativo	74
8.2.2 Órdenes más representativos	76
8.2.3 Familias mejor representadas	76
8.2.4 Géneros más representativos	79
8.2.5 Especies identificadas	81
8.3 Análisis ecológico	96
8.3.1 Condición vegetacional	96
8.3.2 Sustrato utilizado	99
8.3.3 Tipo de hábito	100

8.4 Abundancia de esporomas	103
8.5 Frecuencia espacial	106
8.6 Frecuencia temporal	110
8.7 Valor de Importancia Ecológica	111
IX. CONCLUSIONES	122
X. RECOMENDACIONES	125
XI. BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA	127
ANEXOS	
ANEXO A. Tablas de las variables frecuencia espacial, frecuencia temporal y Valor de Importancia Ecológica	163
ANEXO B. Fotografías de las especies de macromicetos del ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	179

ÍNDICE DE CUADROS

Tabla 1. Clasificación taxonómica, condición de vegetación, sustrato y hábito de las especies encontradas en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	53
Tabla 2. Densidad de esporomas por metro cuadrado en ambas condiciones de vegetación	69
Tabla 3. Frecuencia espacial de los taxones presentes en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	163
Tabla 4. Frecuencia temporal de los taxones presentes en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	168
Tabla 5. Riqueza, abundancia relativa, frecuencia espacial, frecuencia temporal relativa y el Valor de Importancia Ecológica de los taxones presentes en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	173

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Mapa de la zona de estudio y puntos de muestreo	40
Figura. 2. Porcentaje de los grupos taxonómicos colectados en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	61
Figura. 3. Órdenes más representativos colectados en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	62
Figura. 4. Familias y número de géneros identificados dentro de ellas encontrados en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	63
Figura. 5. Familias y número de especies identificadas dentro de ellas encontrados en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	64
Figura. 6. Sustratos en los que se colectaron las especies identificadas en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	65
Figura. 7. Hábitos de las especies identificadas en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	66
Figura 8. Taxones con mayor abundancia de esporomas en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	67
Figura 9. Taxones con más esporomas en vegetación perturbada, en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas	68
Figura 10. Taxones con más abundancia de esporomas en vegetación conservada, en el ejido Amatitlan, Ocosingo, Chiapas.....	69
Figura 11. Frecuencia temporal de los taxones colectados por visita en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.....	71
Figura 12. Gráfica de telaraña que muestra la interacción de las variables de estudio en las dos condiciones vegetacionales	72

RESUMEN

Como gran parte de la biodiversidad presente dentro de los ecosistemas tropicales del estado, los hongos silvestres son parte de los recursos biológicos y forestales que pueden ser aprovechados para beneficio del ser humano, gracias a su amplia riqueza de especies, teniendo diversos usos como alimenticios, medicinales o industriales. Para el apropiado aprovechamiento de estos recursos debemos utilizar los estudios ecológicos como base, en los cuales conocer la distribución y productividad de tales recursos es crucial para elaborar planes de conservación y aprovechamiento sustentables. Para este fin, los estudios de disponibilidad enfocados en macrohongos –especialmente comestibles- han expresado una valoración que permite la posibilidad de aprovechar y conservar dicho recurso natural. El presente estudio tuvo como objetivo describir la disponibilidad de macromicetos presentes en un ecosistema de selva alta con dos condiciones de vegetación, conservada y perturbada, dentro del Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas, utilizando para tal fin la riqueza de especies, así como la abundancia, frecuencia espacial y temporal de los esporomas observados. Estas variables se incorporaron en un índice de importancia ecológica modificado, ya que la disponibilidad no se puede medir con una sola variable. El muestreo se realizó en ocho bandas presentes en sitios con ambos tipos de condición vegetacional, en la temporada de lluvia de los años 2017 y 2018, con nueve visitas en total. Se registró un total de 27 especies. La abundancia fue 2 997 esporomas registrados. La frecuencia espacial fue mayor en los sitios conservados que en los perturbados, mientras que la frecuencia temporal fue heterogénea en ambas condiciones de vegetación, destacando la frecuencia temporal alta de *Schizophyllum commune* respecto a las demás especies, siendo también la especie con mayor Valor de Importancia Ecológica del estudio. La disponibilidad de los macromicetos estudiados entre ambas condiciones de vegetación muestra que solamente la abundancia de esporomas es mayor en los sitios modificados, mientras que los sitios conservados poseen mayor riqueza, frecuencia espacial y temporal. Se registra a *Schizophyllum fasciatum* como nueva especie para el estado de Chiapas.

Palabras clave: Macromicetos, Condición de vegetación, Conservada, Disponibilidad, Perturbada, Valor de Importancia Ecológica.

I. INTRODUCCIÓN

Aunque son un componente importante de la biodiversidad mundial, poco se conoce sobre la diversidad fúngica en el planeta, a pesar de que los hongos son uno de los grupos con más diversidad taxonómica (Guzmán, 1997). En las últimas décadas ha surgido un interés por conocer la biodiversidad fúngica, centrándose principalmente en conocer el número total de especies de hongos que hay en el planeta. La hipótesis con la que más se trabaja estima este total en 1.5 millones de especies de hongos (Hawksworth, 1991), sin embargo, estudios posteriores, utilizando cada vez más criterios para evaluar el número total de especies fúngicas, llevan a distintos valores, teniéndose un mínimo de 611 000 a 712 000 (Mora *et al.*, 2011; Schmit y Müller, 2007), pasando por valores de entre 1.0 y 2.7 millones (Müller y Schmit, 2007), hasta valores que van de 2.7 a 9.9 millones (Hawksworth, 2001), e incluso con una extrapolación en el número de microorganismos a nivel mundial, realizado por Locey y Lennon (2016), se obtiene un estimado de más de un billón de hongos, si éstos representan tan sólo el 1% de los microorganismos en el planeta. Actualmente, una nueva hipótesis, más trabajada y con un gran número de datos, ajusta el número total de especies fúngicas en un valor de entre 2.2 a 3.8 millones de hongos (Hawksworth y Lücking, 2017).

A diferencia de otros grupos de organismos, el número de hongos sigue elevándose década tras década (Costello y Wilson, 2011). A nivel mundial se reconocen 1 500 000 especies de hongos (Hawksworth *et al.*, 1996). México tiene una posición privilegiada al ser uno de los cuatro primeros países con mayor diversidad biológica en el mundo (Sarukán *et al.*, 2009), y dentro de éste, Chiapas destaca al ser el segundo estado con mayor biodiversidad, sólo detrás de Oaxaca (Jiménez-González, 2013). Para el caso de México, se ha estimado que el número de especies de hongos supera la cifra de 200 000 especies (Guzmán, 1998a, b). Sin embargo, hasta el momento se conocen 6 000 especies, de las cuales 3 813 son clasificadas como macromicetos (CONABIO, 2011), llegándose a estimar el número de macromicetos en el país entre 9 000 a 11 000 especies (Aguirre-Acosta *et al.*, 2014). Para el estado de Chiapas se ha estimado que existen

aproximadamente 49 000 especies de hongos, siendo citados para el estado 611 (Ruan-Soto *et al.*, 2013).

Una consecuencia del daño ocasionado al medio ambiente a nivel global, por fenómenos como el calentamiento global, la contaminación, el deterioro a la capa de ozono, entre otros, es la pérdida de la diversidad biológica de nuestro planeta (Mittermeier y Goettsch, 1992), sin embargo, esto ha servido para incrementar los esfuerzos para la conservación de ambientes naturales, y por consiguiente, los trabajos para conocer la diversidad biológica de cada uno de estos lugares aumenta paulatinamente.

Es importante considerar que un área natural es aquel lugar donde uno o más elementos naturales, o la naturaleza en su conjunto, no se encuentran alterados, ya sea por factores naturales o actividad antropogénica, que altere su equilibrio original (Fraume, 2006). Un disturbio –o perturbación-, en ecología, refiérese a un cambio sensible, con una disminución drástica de biomasa, producido en un ambiente determinado, de forma inesperada, y en el cual no es necesario que intervenga la actividad humana (Garmendia *et al.*, 2005), por lo que este evento cambia la tasa de supervivencia de una o más especies en una comunidad ecológica (Sadava *et al.*, 2008). La pérdida y modificación del hábitat es una amenaza para organismos tan distintos como lo son los helechos, las aves, los mamíferos o los hongos (Simonetti *et al.*, 1995). Una de las principales causas de pérdida de biodiversidad es la destrucción de áreas naturales, como las selvas tropicales (Wilcox y Murphy, 1985). Esto se debe principalmente a la deforestación, la cual representa una de las formas más comunes de pérdida de hábitats (Soulé, 1986), lo que ocasiona, a su vez, la rápida transformación del paisaje por actividades humanas, creándose parches de vegetación con diverso grado de modificación (Arellano y Halfter, 2003).

En México, los estudios ecológicos de los hongos son escasos, desconociéndose la potencialidad de las poblaciones silvestres y sus posibilidades de uso sustentable, a pesar de su diversidad biológica, ecológica y cultural (Villarreal, 1995). Los pocos trabajos sobre ecología de hongos están centrados a grupos específicos, como los de García-Jiménez y Garza-Ocañas (2001),

Valenzuela *et al.*, (2006) y Montañaño *et al.*, (2006) o hacia especies particulares, como los de Villanueva-Jiménez *et al.*, (2006), Bandala *et al.*, (2008) y Valenzuela (2011). Por otro lado, existen trabajos de ecología de hongos relacionados específicamente a hongos micorrízicos, pudiendo mencionarse los trabajos de Mendoza (2004), Quiñónez-Martínez *et al.*, (2005), Quiñónez-Martínez *et al.*, (2008) y Valdés *et al.*, (2009). También existen trabajos enfocados en su importancia económica, como el de Garibay-Origel *et al.*, (2009) y Torres-Gómez (2012). Aun cuando se ha descrito la micobiota de muchas zonas de México, especialmente la región centro, poco se sabe de las regiones tropicales (García-Jiménez y Garza-Ocañas, 2001). Este grupo de organismos son poco conocidos, por lo que es importante realizar inventarios y estudios ecológicos de la micobiota para incrementar el conocimiento tanto de su diversidad como de sus requerimientos ecológicos (Díaz-Moreno *et al.*, 2005), lo que permitirá generar información valiosa sobre conservación de la biodiversidad, como la selección de sitios para conservación y restauración, y decisiones sobre especies para evaluación de los impactos de las actividades antropogénicas sobre la biodiversidad (Newton *et al.*, 2003).

Debido a la notable falta de estudios micológicos, se hace necesario conocer la diversidad fúngica e incrementar el conocimiento sobre los hongos que existen en nuestro estado, principalmente la relación de éstos con el mantenimiento de los ecosistemas y como indicadores de la condición existente en el mismo. Por lo tanto, se requieren estudios en los distintos tipos de vegetación y sus relaciones con la diversidad de las especies fúngicas, así como la comparación en condiciones de perturbación.

El presente trabajo tiene como finalidad profundizar más sobre el conocimiento de hongos macroscópicos que se encuentran en el estado de Chiapas, centrándose específicamente en la comparación de dos condiciones de vegetación, una perturbada y una conservada, y la presencia de macromicetos en cada condición de vegetación, para conocer cuál de ellas presenta mayor valor de importancia ecológica. De esta forma, se generarán elementos para comprender a la comunidad fúngica en ambientes degradados, lo que permitirá evaluar el

impacto que tiene la pérdida de hábitat sobre la biodiversidad fúngica, permitiendo que se elaboren estrategias que conlleven a un manejo y aprovechamiento de este recurso natural.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Biología de hongos

Los hongos forman un grupo complejo de organismos especial y diversificado, con una distribución cosmopólita -incluyendo espacio geográfico y biomas- (Guzmán, 2007). Estos organismos constituyen un grupo con formas más variables y piliformes entre los seres vivos (Valenzuela *et al.*, 2006), y forman uno de los cinco reinos de la naturaleza, el cual es denominado el Reino Fungi (Mendoza, 2004). Los hongos se encuentran en todos los biomas y sobre los más variados sustratos, incluyendo entre éstos a los mismos hongos. La existencia de estos organismos ha sido registrada en áreas desérticas y tropicales, en zonas templadas, e incluso en ambientes acuáticos (Tovar y Valenzuela, 2006).

Estos organismos son tan diversos que proporcionar un diagnóstico diferencial preciso se vuelve difícil, pero en su mayoría pueden describirse como organismos filamentosos con crecimiento apical, eucariotas, sin clorofila, heterótrofos, con nutrición por absorción, con reproducción asexual y sexual, generando como producto final esporas, y con pared celular constituida principalmente por quitina o celulosa (Herrera y Ulloa, 1990), por lo que su composición química los hace más semejantes a los animales que a los vegetales, además de que usan glucógeno como sustancia de reserva en lugar de almidón. Su nutrición es por absorción, en toda la superficie celular del substrato en que viven, debido a que no sintetizan sus alimentos, como ocurre con los vegetales. Basándonos en su nutrición, los hongos se dividen en tres grandes grupos:

- Saprófitos, es decir, que se alimentan de materia orgánica muerta,
- Parásitos, los cuales se alimentan de materia orgánica viva, y
- Simbiontes, subsistiendo mediante una relación de mutua ayuda con otros organismos (Arnolds, 1988).

En contraste con las plantas, los hongos no pueden producir sus propios alimentos, por lo que son organismos heterótrofos adaptados en su fisiología y morfología a un modo de vida donde sus requerimientos nutricionales son

absorbidos como materiales solubles de los sustratos donde crecen (Harley, 1971). En este proceso intervienen mecanismos enzimáticos específicos que transforman los restos orgánicos de plantas y animales en sustancias químicas simples (Dowding, 1981). Este modo de nutrición es característico de la mayoría de los hongos de vida libre o saprótrofos, sin embargo existen algunas especies simbiotes antagonistas, que parasitan organismos vivos y mutualistas que mantienen una estrecha relación que beneficia a las plantas y algunos animales del bosque (Swift, 1982).

Estructuralmente, en su gran mayoría, los hongos –exceptuando las levaduras– están formados por filamentos, llamados hifas, los cuales constituyen sus células metabólicamente activas, con potencial de crecimiento y diferenciación (Chacón *et al.*, 1995), y en la fase de reproducción sexual o asexual muestran hifas diferenciadas (Hickman, 1965). El ciclo de vida de estos organismos inicia con la germinación de las esporas, las cuales generalmente se dispersan por el viento. La germinación depende de un sustrato adecuado y de condiciones ambientales favorables como la acumulación de agua, misma que produce un hinchamiento de la espora y la emisión de un tubo germinal que desarrolla células filamentosas o hifas. Éstas tienen un crecimiento radial a partir de la ramificación del tubo germinal que emerge de la espora madre, formando una colonia circular, donde existe la unión de los filamentos en forma de masa algodonosa, generalmente de color blanco, al que se denomina micelio (Waid, 1968; Chacón *et al.*, 1995). Precisamente es éste el cuerpo o talo del hongo, el cual se desarrolla sobre el sustrato en el que vive y degrada para alimentarse (Sánchez, 1994), absorbiendo y acumulando los nutrimentos necesarios para su crecimiento y el posterior desarrollo de las estructuras reproductoras (Cooke, 1979). La masa de hifas o micelio desarrolla en determinada parte de su vida el cuerpo fructífero del hongo, en donde se forman las esporas y se diseminan para perpetuar la especie fúngica (Chacón *et al.*, 1995).

La reproducción es la formación de nuevos individuos que poseen todas las características típicas de la especie. Como se mencionó antes, se conocen dos tipos de reproducción: la asexual y la sexual. En el primero, no se realiza con la

unión de núcleos, de células sexuales ni de órganos sexuales, mientras que la segunda se caracteriza por la unión de dos núcleos (Alexopoulos y Mims, 1985). Para su multiplicación, los hongos producen esporas y forman estructuras especiales, siendo los más conocidos y visibles a simple vista los “cuerpos fructíferos”. Sin embargo, existen múltiples estructuras microscópicas con las que pueden reproducirse de forma sexual, asexual y parasexual. Por lo tanto, una forma de clasificar a los hongos es la forma en que éstos producen sus esporas y el tipo de cuerpo fructífero que desarrollan (Tovar y Valenzuela, 2006).

La reproducción asexual es más importante para la propagación de la especie, debido a que permite la reproducción de numerosos individuos, y sobre todo, porque el ciclo asexual se repite varias veces al año, mientras que la fase sexual de muchos hongos se produce solo una vez al año o una vez cada cinco o diez años (Alexopoulos y Mims, 1985; Lodge *et al.*, 2004). La reproducción sexual, por otra parte, tiene lugar mediante la unión de dos núcleos compatibles. Este proceso presenta típicamente tres fases distintas: plasmogamia, que encierra dos núcleos haploides en una célula; cariogamia, que constituye la fusión de los dos núcleos, formando un núcleo diploide, y meiosis, que reduce el número de cromosomas en los núcleos hasta el estado haploide (Alexopoulos y Mims, 1985).

La fructificación de los hongos superiores –esto es, iniciación del primordio y su morfogénesis-, constituye uno de los eventos reproductivos sexuales esenciales para la multiplicación de las especies y su dispersión a nuevos sustratos, o la resistencia temporal a condiciones adversas (Hawker, 1966). Este proceso depende de la transición de un ambiente “A”, favorable para el desarrollo del micelio y la acumulación de reservas en la época de crecimiento, y un ambiente “B” que favorece la formación de los primordios y el desarrollo de las estructuras reproductoras. Dicha fluctuación parece estar regida por una sucesión climática anual (Delmas, 1987b). El potencial reproductivo de los hongos está limitado por su constitución genética –factores endógenos-, sin embargo, la expresión de este potencial es controlado por la luz, temperatura, humedad, composición y concentración de los nutrimentos del sustrato entre otros –factores exógenos- (Lilly y Barnett, 1951).

Con base en el tamaño de sus estructuras reproductoras, el tiempo de vida del micelio y el tipo de sustrato utilizado, los hongos se dividen en dos grupos básicos: los microhongos, cuyas estructuras reproductoras son “microscópicas”, presentan un micelio de vida corta y utilizan sustratos sencillos como los azúcares simples, y por otro lado están los macrohongos, que generalmente forman estructuras reproductoras “macroscópicas”, con micelio perenne y se alimentan de sustratos complejos como la lignina y los compuestos húmicos (Widden, 1981). Para el segundo caso, sólo los basidiomicetos y ascomicetos son representativos, por lo que los demás hongos se encuentran como micromicetos (Hawksworth *et al.*, 1995).

La anterior división está basada en un principio fundamental práctico, en el que varía el tamaño límite que separa los macromicetos del resto, de acuerdo a los autores. De esta manera, Arnolds (1981) sugiere que los macromicetos son aquellos hongos con carpóforos mayores de 1 mm, mientras que Villeneuve *et al.*, (1991) considera esta separación a partir de 1 cm. Existen otras especies de menor tamaño al establecido que se consideran macromicetes, debido a que su masiva fructificación los hace reconocibles (Sarrionandia-Areitio, 2006).

Se sabe que los hongos son particularmente activos en la parte más superficial del suelo -10 cm-, y a medida que aumenta la profundidad, su actividad disminuye. Para que la reproducción y el desarrollo de un hongo se lleve a cabo adecuadamente y de forma regular, se necesitan condiciones abióticas óptimas como temperatura -25 a 35°C-, humedad relativa alta -70%- y pH ácido -de 5.5 a 6.5- (Marcano, 1998; Pazos, 2007).

2.2 Ecología de los hongos

Los hongos desempeñan funciones de suma importancia relacionadas con el reciclaje de la materia orgánica en los ecosistemas (Trappe y Luoma, 1992; Martínez, 2008; Montoya *et al.*, 2010), cumplen funciones relevantes en bosques y otros ecosistemas, ya que proveen a los árboles de nutrimentos y agua –cuando son micorrízicos-, y al descomponer la materia orgánica hacen disponibles los nutrimentos inmovilizados en ella –cuando son saprobios- (Dighton, 2003).

Forman parte de los organismos que habitan los bosques, en donde cumplen una importante función ecológica dentro del subsistema de degradación, y junto a los demás organismos de este subsistema, son considerados como uno de los principales determinantes biológicos de la calidad del sitio forestal (Harvey *et al.*, 1979), siendo capaces de desdoblar materiales orgánicos tan complejos como la celulosa, hemicelulosa y lignina, componentes más importantes de la hojarasca, que constituye de 50 a 80% de la materia seca (Valenzuela *et al.*, 2001). Los hongos son un componente de la biodiversidad microbiana y un elemento estructural y funcional de los ecosistemas forestales (Hawksworth y Mound, 1991), además constituyen un recurso potencial para el descubrimiento de nuevos procesos y productos biotecnológicos (Nisbet y Fox, 1991).

Los hongos son organismos importantes en los ecosistemas terrestres, ya que contribuyen en la degradación de la materia orgánica, participan de manera importante en los ciclos biogeoquímicos, como alimento de colémbolos o como hábitat de otros organismos (Swift, 1982; Hedger, 1985; Hawksworth y Colwell, 1992), afectando la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas, especialmente a través de la relación micorrícica, lo cual a su vez influye en la productividad del ecosistema (Chapin *et al.*, 2002). Los hongos saprótrofos, que degradan moléculas complejas –como la lignina y la celulosa- y contribuyen a la biodisponibilidad de nutrientes, también pueden quedar afectados e influir en la productividad de las plantas (Moore *et al.*, 2003).

El impacto de los grupos de hongos en los procesos biogeoquímicos que se desarrollan en los ecosistemas forestales, dependen de sus características biológicas tan peculiares que les permiten ser eficientes catalizadores que pueden

acelerar o restringir los ciclos de los nutrientes (Remacle, 1981). Los procesos bioquímicos donde los hongos actúan como catalizadores son muy diversos, e incluyen la mineralización-inmovilización, la óxido-reducción, la volatilización-fijación, y la precipitación-solubilización (Alexander, 1971). Estas actividades incluyen los ciclos de diversos elementos, destacando el carbono, además de otros elementos minerales como el nitrógeno, el fósforo, el azufre y el boro no metálicos, el potasio, el calcio, el manganeso y metales pesados como el hierro, manganeso, cobre, zinc y molibdeno (Assmann, 1970).

De forma paralela, en el suelo se producen notables variaciones, tanto en el nivel de nutrientes en las raíces (Strullu, 1991), como en la temperatura (Ballard, 2000), la capacidad de retención de agua y la porosidad (Jones *et al.*, 2003). Todos estos cambios tienen influencia notable sobre los organismos del suelo, provocando variaciones en la abundancia y diversidad fúngica (Wästerlund e Ingelög, 1981; Amaranthus y Perry, 1994) y en todos los procesos ecológicos en los que se ven implicados. Los entramados miceliarios que se extienden por los horizontes superficiales del suelo mejoran las condiciones estructurales de éste y por ende su productividad (Molina y Amaranthus, 1991). Además, la estabilidad y resistencia de un ecosistema ante cualquier perturbación podría aumentar manteniendo una diversidad fúngica alta. Las distintas especies realizan un gran número de funciones ecológicas que, en su conjunto, mejorarían la capacidad de recuperación de dicho ecosistema (Sarrionandia-Areitia, 2006).

Los hongos, tanto degradadores como micorrícicos, tienen un comportamiento similar a los imaginarios “diablillos” del físico James Clerk Maxwell, pues transfieren información de los restos orgánicos de las plantas mediante la degradación, a un sistema de mayor orden, facilitando la producción de fotoasimilados por las plantas (Perry y Choquette, 1987). Esto es de gran relevancia, ya que la distribución de los fotoasimilados ayuda a mantener una gran diversidad de comunidades de organismos del suelo, mismos que estabilizan los ecosistemas durante las fluctuaciones ambientales, o en periodos de estrés ambiental, manteniendo positivamente la fotosíntesis neta y reduciendo los niveles de entropía del sistema (Perry *et al.*, 1989).

Basándonos en sus características tróficas, los hongos se clasifican en tres niveles tróficos: saprobios, simbioses y parásitos (Martínez, 2008; Marmolejo, 2000; Montoya *et al.*, 2010).

2.2.1 Hongos parásitos

Los hongos parásitos juegan un papel importante en el ecosistema, afectando a la competencia entre especies vegetales y actuando, en general, como factores equilibradores de ecosistemas. De esta forma, pueden abrir huecos en el bosque, creando microhábitats y favoreciendo el establecimiento de otras especies, provocando cambios en el tamaño y distribución de la población vegetal y aumentando la diversidad (Dickman, 1992).

Los hongos pertenecientes a este tipo pueden vivir en diferentes huéspedes, provocándoles daños que pueden ser de menores a muy graves, llegando incluso a matar al hospedero. Cuando provocan enfermedades se les refiere como hongos patógenos (Ágreda *et al.*, 2010).

Los hongos parásitos se dividen en dos: necróticos y biotróficos. Los primeros viven a expensas de plantas a las que matan. Algunos utilizan toxinas, otros emplean sus hifas para destruir el sistema de transporte de nutrientes y agua de los vegetales. Una vez que consiguen matar al huésped, actúa como un saprobio degradándolo como a cualquier sustrato. Por otro lado, los biotrofos viven a expensas de un huésped vivo. Poseen un tipo de hifas que penetran en las células de la planta invirtiendo el sentido del transporte, de tal manera que los nutrientes de la planta se desvían hacia el hongo. De este modo, la planta no muere, pero sus procesos vitales se ven perjudicados en cierto grado (Guillen *et al.*, 2004; Laessle y Lincoff, 2002).

2.2.1 Hongos saprobios

Este tipo de hongos basan su nutrición en sustancias producidas por la degradación de la materia orgánica. Este proceso genera la volatilización de carbono, oxígeno e hidrógeno, y la liberación de nitrógeno, fósforo, potasio, azufre, entre otros. Por dicha razón juegan un papel de suma importancia en el ecosistema (Martínez, 2008; Canseco-Zorrilla, 2011). Los hongos, en conjunto con las bacterias, están involucrados en el reciclaje de la materia orgánica (Valenzuela

et al., 2001; Ágreda *et al.*, 2010). Para llevar a cabo esta actividad los hongos han desarrollado una serie de complejos enzimáticos, pudiendo ser capaces de degradar fuentes de carbono complejas como la celulosa, la lignina, el almidón, y transformarlas en moléculas sencillas y nutritivas como aminoácidos y azúcares (Herrera y Ulloa, 1990; Ágreda *et al.*, 2010).

Las enzimas que este tipo de hongos producen presentan distinto grado de efectividad en la degradación, la cual está relacionada al tipo de sustrato. Mientras algunos hongos aprovechan por igual toda la materia orgánica, hay otros que son más específicos respecto al sustrato (Martínez, 2008). Por esta razón es posible encontrar en los ecosistemas naturales hongos lignícolas -crecen sobre madera-, terrícolas -crecen sobre la tierra-, humícolas -crecen sobre restos vegetales-, fimícolas o coprófilos -crecen en excretas de animales-, prácticolas -en prados-, folícolas -crecen en las hojas-, cortícolas -en la corteza de los árboles-, pirófilos -terrenos previamente quemados-, entre otros (García *et al.*, 1998; Montoya *et al.*, 2010).

Como degradadores, los hongos son los principales agentes de la descomposición de restos orgánicos y del reciclaje de nutrientes en los bosques (Lindeberg, 1981). Se ha estimado que el 95% del metabolismo heterotrófico es generado por los organismos degradadores, dentro de los cuales los hongos contribuyen con el 90% del total (Reichle *et al.*, 1973). La descomposición es un proceso largo, dependiente de factores como el tamaño del sustrato a usar, el clima, humedad del sustrato, contenido de sustancias tóxicas, etc. Los grandes troncos pueden requerir más de 300 años, mientras que las pequeñas ramas entre 2 y 20 años (Rayner y Boddy, 1988). Los hongos saprobios no sólo mineralizan las sustancias orgánicas, sino que también retienen gran cantidad de nutrientes en el micelio, que se van liberando gradualmente, lo que facilita su uso posterior por parte de las plantas (Boddy y Watkinson, 1995).

La proporción de saprobios que producen carpóforos respecto del total de macromicetos es generalmente baja, aunque esto depende de la cantidad de restos que se acumulen en el bosque (Vogt *et al.*, 1992). Dada la cantidad de biomasa vegetal que cada año se produce y se capta en el suelo, podemos

imaginar que sin la actividad de los hongos saprobios, dicha biomasa se acumularía y colapsaría el funcionamiento del ecosistema (Martínez, 2008).

2.2.3 Hongos simbiotes

Los hongos micorrícicos establecen relaciones simbióticas mutualistas con las plantas, formando las micorrizas, término usado por primera vez por Frank (1885), para definir la asociación simbiótica entre las hifas de un hongo y las raíces de una planta. Con lo que respecta a los hongos ectomicorrícicos, estos son muy abundantes en el suelo de los ecosistemas forestales, donde forman extensas redes de cordones miceliares y rizomorfos, que funcionan absorbiendo nutrientes que pueden ser compartidos entre plantas de una o varias especies de diferentes grupos taxonómicos (Garza *et al.*, 2002). Los hongos micorrícicos forman parte de un grupo de organismos subterráneos que permiten a las plantas tener acceso a nutrientes limitantes, por lo que tienen gran influencia en los ecosistemas (Smith y Read, 1997).

Price (1991) sugiere que las asociaciones micorrícicas son derivados estables de interacciones antagonistas ancestrales, entre plantas y hongos parásitos. Registros fósiles de hace 400 millones de años apuntan a que las micorrizas facilitaron la colonización del medio terrestre por las plantas (Malloch *et al.*, 1980).

Harley y Smith (1983) proponen una clasificación de las micorrizas, basadas principalmente en las características morfológicas de la infección y en los taxones de los simbiotes, distinguiendo seis tipos: ectomicorrizas, arbusculares o vesículo-arbusculares, arbutoides, monotropoides, ericoides y orquidoides.

Se estima que entre el 85% (Hawksworth *et al.*, 1995) y el 95% (Trappe, 1977) de las especies de plantas vasculares actualmente conocidas en el mundo, pertenecen a familias característicamente micorrícicas, aunque sólo del 3 al 5% de dichas plantas establecen relaciones de tipo ectomicorrícico (Trappe, 1987). A pesar de esto, su importancia en el mundo forestal es enorme, pues se trata diversas familias como Pinaceae, Fagaceae, Betulaceae, Salicaceae, etc. Además, es posible percibir una graduación en la dependencia de la planta

respecto a su simbiote fúngico, existiendo géneros obligadamente ectomicorrícicos como *Pinus*, *Fagus*, *Larix* o *Picea* (Álvarez, 1991).

Por otra parte, los hongos formadores de ectomicorrizas (HEM) se encuentran principalmente entre las clases Basidiomycetes (*Amanita*, *Boletus*, *Lactarius*, *Hebeloma*, etc.) y Ascomycetes (*Elaphomyces*, *Tuber*, *Balsamia*, etc.) (Trappe, 1962). Los hongos ectomicorrícicos favorecen principalmente la captación de fósforo, nitrógeno y agua (Read, 1992; Walker *et al.*, 2005). Las hifas del hongo absorben agua y nutrientes del suelo, y los transportan al manto donde se metabolizan y almacenan. Posteriormente, el sistema de hifas de la red de Hartig transfiere dichos nutrientes a la planta hospedante a cambio de carbohidratos.

Las ectomicorrizas intervienen directamente en las relaciones de competencia que se establecen entre las plantas por la captación de nutrientes y agua. Por un lado, son capaces de movilizar y traslocar al vegetal elementos nutritivos que de otra forma le serían inaccesibles, y por otro, a través de los cordones miceliares y los rizomorfos de las micorrizas se puede producir una transferencia de elementos minerales entre árboles vecinos (Brownlee *et al.*, 1983). Esta conexión subterránea a través de un simbiote fúngico actuaría como un factor equilibrador del ecosistema. Diferentes especies de hongos ectomicorrícicos muestran preferencias por distintas condiciones edáficas relacionadas con la humedad, profundidad, presencia de hojarasca, y naturaleza del sustrato (Buscardo *et al.*, 2009).

Los hongos ectomicorrizógenos (HEM) son un grupo clave en la regulación de los nutrimentos entre el suelo y las plantas en la mayoría de los ecosistemas terrestres. El papel de los HEM es mejorar la absorción de elementos esenciales (Walker *et al.*, 2005), protección contra patógenos, y brinda a la planta más tolerancia al estrés ambiental, determinando en gran medida la conservación y el mantenimiento ecológico de las comunidades forestales (Pennanen *et al.*, 2005). Existe relación entre la recuperación de ecosistemas con disturbios y la comunidad de HEM. Hay investigaciones que muestran una total reducción de esa parte de la riqueza fúngica y cambios en la composición de especies después de

un aclareo o tala (Wiensczyk *et al.*, 2002), así como una correlación positiva en la mortalidad de HEM, que incrementa por acción del fuego y la eliminación de los árboles (Smith *et al.*, 2005), aunque se sugiere que la capa orgánica permanece inalterable, por lo que la composición de HEM no es substancialmente alterada por incendios de baja intensidad (Dahlberg *et al.*, 2001). Contrastando con esto, los incendios naturales de alta intensidad o prescritos consumen gran parte de la materia orgánica edáfica, lo que afecta a la porción mineral y altera significativamente la comunidad de HEM (Wiensczyk *et al.*, 2002).

Las micorrizas vesículo-arbusculares (VAM) son las más frecuentes, ampliamente distribuidas y muy ubicuistas. Son especialmente comunes entre las plantas de cultivo, herbáceas, arbustos, especies tropicales y algunos árboles de la zona templada. Los hongos formadores de este tipo de micorrizas pertenecen al orden Glomales y no produce cambios en la estructura externa de la raíz. Las hifas del hongo penetran en el córtex, formando vesículas y estructuras arbusculares intracelulares muy características (Hawksworth *et al.*, 1995).

Las micorrizas ericoides aparecen en plantas del orden Ericales, asociadas principalmente a la división Ascomycota. Se caracterizan por la existencia de hifas intracelulares en forma de tirabuzón. Son muy efectivas en la absorción del nitrógeno y aumentan la tolerancia de las plantas a la toxicidad por metales pesados (Raven *et al.*, 1986).

Las micorrizas monotropoides son características de la familia Monotropaceae. Éstas son plantas aclorofílicas, dependiendo exclusivamente de los hongos, principalmente la clase Basidiomycetes, para el suministro de carbohidratos, procedentes de otras plantas autótrofas del entorno, con las que éstos establecen asociaciones o bien de su propia actividad saprobia (Cooke, 1977).

2.3 Clasificación científica y taxonomía

De manera natural, los seres humanos reconocemos y tratamos de ordenar los elementos que nos rodean. Tradicionalmente, los organismos han sido clasificados por sus características más notorias como su capacidad motora, su actividad o morfología. Por esta pauta, por un lapso considerable de la historia de la humanidad, los seres vivos se agrupaban en dos grandes grupos o reinos: el animal y el vegetal (Franco-Molano *et al.*, 2005). A través de la historia han surgido diversas propuestas para ubicar y clasificar a los hongos como grupo biológico.

Desde la antigüedad, los organismos pertenecientes al reino Fungi han sido asociados como parte del reino vegetal, esto asociado sobre todo a sus características morfológicas similares, tal como lo hacen constar los sistemas de clasificación de Aristóteles, Linnaeus –naturalista sueco, cuyo trabajo, *Systema naturae* (1767) inició la taxonomía moderna y cuyo sistema de nomenclatura binomial propuesto aún sigue vigente- o Ernst Haeckel (1869). Posteriormente, Copeland (1938) los ubicó dentro del reino Protocista, en un sistema de cuatro reinos. También destaca el trabajo de Pier Antonio Micheli, quien con su trabajo *Nova plantarum genera* (1729) es considerado el fundador de la Micología, la cual se convirtió en una disciplina científica a lo largo del siglo XVIII.

Con la invención del microscopio, los científicos pudieron observar las células de diversos organismos, lo que llevó a observar las diferencias de las células de los hongos. Aunque diversos investigadores realizaron estudios con este grupo en particular durante los siglos XVIII y XIX, no fue hasta mediados del siglo XX cuando se reconoció a los hongos como un reino aparte, en un sistema de cinco reinos (Whittaker, 1969; Moore-Landecker, 1996).

Este esquema de clasificación, basado en la organización celular, la complejidad estructural y el modo de nutrición, ha sido ampliamente utilizado y considerado como “tradicional”, a pesar del reconocimiento de ser una clasificación artificial (Romero-Bautista, 2007).

La clasificación de estos organismos cambia frecuentemente, incluso dentro de los mismos grupos fúngicos. A partir de mediados de los años 90 y en los años

posteriores, la clasificación de los organismos que se agrupan dentro de los Fungi, ha sufrido una gran diversidad de cambios, tanto a nivel de especie, así como a niveles taxonómicos mayores. Esto es debido a la proliferación de más y mejores estudios celulares, moleculares y genéticos, así como al uso de métodos de secuencias ambientales y estudios filogenéticos y sistemáticos enfocados en este grupo.

La taxonomía actual de los hongos –hablando de este grupo en general- ha cambiado a lo largo del tiempo, año tras año, sobre todo considerando los aspectos anteriores. La siguiente es una breve reseña de la evolución de este tópico, resaltando los grupos que pertenecen al reino Fungi, hasta nuestros días:

- Aunque Whittaker (1969) estableció al reino Fungi como reino independiente del animal y vegetal, la clasificación interna de este grupo era imprecisa y poco eficaz, con diversos trabajos que variaban en sus clasificaciones. A partir del trabajo de Hawksworth *et al.*, (1995), el reino Fungi como tal, así como los grupos fungoides empiezan a ser delimitados. En el caso de Fungi, se reconocen cuatro phyla, Chytridiomycota, Zygomycota, Ascomycota y Basidiomycota.
- Posteriormente, gracias a los avances obtenidos en técnicas de estudios y herramientas genéticas y moleculares, además de observaciones anatómicas, Schüßler *et al.*, (2001) logran la identificación de un grupo monofilético dentro de los Zygomycota, pero separado de éste, que se denominó Glomeromycota. Este nuevo grupo es congruente a nivel de Phylum, y a su vez es un clado hermano de los Phyla Ascomycota y Basidiomycota, por lo que se reconocen cinco Phyla dentro de Fungi, es decir, Chytridiomycota, Zygomycota, Glomeromycota, Ascomycota y Basidiomycota. Sin embargo, el reconocimiento de este Phylum se aceptó posteriormente, por lo que aún eran asociados a los Zygomycota, por ejemplo, Webster y Weber (2007).
- La llegada de tecnologías basadas en secuencias ambientales a la micología, como los estudios de secuencias de ADN a partir de muestras ambientales, también revolucionó la forma de estudiar y

comprender la biodiversidad fúngica. Un ejemplo clásico de este tipo de estudios puede verse en O'Brien *et al.*, (2005), quienes trabajaron con muestras de suelo, aislando muestras fúngicas presentes en ellas, encontrando a su vez un gran número de especies en pocos gramos de tierra. Concluyeron que la magnitud real de la diversidad fúngica es mayor que lo que se consideraba, sobre todo tomando en cuenta que sólo son muestras ambientales de suelo forestales. Este tipo de trabajos sentaron un precedente que cambiaría el árbol fúngico de la vida.

- A partir de los años 2000, y gracias a los esfuerzos realizados por varios investigadores, se acelera la colección de secuencias de muchos genes a través del AFTOL –árbol fúngico de la vida-, creándose incluso una comunidad que realizó trabajo conjunto para recopilar las secuencias de numerosos loci en todas las familias de hongos.

Gracias a estos datos, se publican trabajos filogenéticos usando datos moleculares, que reordenan la clasificación del reino Fungi. Por ejemplo, los trabajos de James *et al.*, (2006a, b) proponen una clasificación en donde varios grupos del phylum Chytridiomycota son elevados a niveles jerárquicos mayores, se propone el nuevo phylum Blastocladiomycota, y se reconoce la parafilia de Zygomycota, dividiendo a este phylum en nuevos grupos.

Finalmente, el trabajo de AFTOL se resume en Hibbett *et al.*, (2007). Este trabajo es clave para entender las relaciones filogenéticas entre hongos con zoospora, así como la evolución del flagelo. Sin embargo, lo más llamativo es el reconocimiento de Microsporidia como un nuevo grupo, cuya posición filogenética –en ese entonces- era controversial.

Hasta aquí, se reconocen seis phyla dentro del reino Fungi: Chytridiomycota, Blastocladiomycota, Neocallimastigomycota, Glomeromycota, Basidiomycota y Ascomycota. Además, grupos afines a Zygomycota fueron elevados a niveles taxonómicos superiores, reconociéndose como linajes parafiléticos.

- El trabajo de Jones *et al.*, (2011), el cual se basó en análisis filogenéticos usando análisis de ADN ambientales combinada con detección fluorescente por medio de sondas de ADN, a partir de diversas muestras ambientales. Se reconoció a un nuevo clado de organismos cosmopolitas presentes en numerosos ecosistemas, y con una aparente diversidad comparable al de los hongos conocidos en ese tiempo. Este nuevo grupo fue asignado a nivel de phylum, y se le denominó como Cryptomycota. A partir de este momento, los estudios posteriores se centraron en identificar las relaciones filogenéticas de todos estos grupos, lo que conllevó a nuevas clasificaciones.
- La taxonomía más actualizada abarca la diversidad descrita de los hongos verdaderos conocidos, dividiéndolos en nueve linajes mayores y tres grupos: Los hongos zoospóricos, que agrupa a los phyla Opisthosporidia, Chytridiomycota, Neocallimastigomycota y Blastocladiomycota; Los hongos zygomycetos, que engloba a los phyla Zoopagomycota, Mucoromycota y Glomeromycota; y Dikarya, que agrupa a los phyla Basidiomycota y Ascomycota. Juntos, estos linajes forman un clado monofilético, es decir, los hongos verdaderos (Naranjo-Ortiz y Gabaldón, 2019).

A pesar de la gran diversidad de los hongos, los phyla Basidiomycota y Ascomycota son los que producen los tan característicos cuerpos fructíferos, a los que denominamos macrohongos o macromicetos Hawksworth *et al.*, (1995).

Los hongos que pertenecen al phylum Ascomycota producen sus esporas para su reproducción sexual dentro de una estructura denominada asca. Estas esporas se denominan ascosporas. Los ascomicetos son capaces de colonizar cualquier hábitat (Guillen *et al.*, 2004). Este phylum abarca desde levaduras hasta macromicetos con esporomas muy complejos. Contiene tres subphyla principales: Taphrinomycotina, con cinco clases; Saccharomycotina, con una sola clase; y Pezizomycotina, con trece clases (Spatafora *et al.*, 2017b).

Por otro lado tenemos a los hongos que pertenecen al phylum Basidiomycota, los cuales producen sus esporas de reproducción sexual en el

exterior de células fértiles, las cuales se llaman basidios, que usualmente producen cuatro esporas sexuales (McLaughlin y Spatafora, 2014). Este phylum cuenta con los hongos más complejos en términos de ciclo celular y multicelularidad. Contiene al menos tres subphyla bien definidos: Pucciniomycotina, con diez clases; Ustilagomycotina, con cuatro clases; y Agaricomycotina con tres clases (Naranjo-Ortiz y Gabaldón, 2019).

2.4 Ecología de comunidades

Las especies tienden a organizarse en el tiempo y en el espacio, en ensamblajes de poblaciones, dichos ensambles se consolidan en comunidades (Begon *et al.*, 2006). El concepto de comunidad está conformado por dos premisas: 1) una comunidad estará constituida por un grupo de organismos interactuantes y 2) una comunidad existirá entre unos límites espaciales definidos (Magurran, 1989). Dentro de las comunidades, algunas especies tienen relaciones que son más o menos estables y funcionales, y son precisamente estas relaciones las que establecen una red de interacciones que se considera esencial en la estructuración y funcionamiento de las comunidades. Sin embargo, muchas otras no participan de forma activa e importante en esta red de interacciones (Halffter y Moreno, 2005). De manera general, en las comunidades bióticas de cualquier sitio dado en tiempo y espacio, éstas contienen un número moderado de especies comunes, muy pocas abundantes y un número relativamente elevado son raras (Magurran, 1989).

Los índices para medir la diversidad dentro de las comunidades se pueden clasificar dentro de dos categorías: 1) basados en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica) en donde se encuentra el índice de Margalef, Menhinick, rarefacción, funciones logarítmicas y exponencial y, 2) basados en la estructura de la comunidad es decir, la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie (abundancia relativa de los individuos) en donde se incluyen el índice de Simpson, Shannon-Wiener y Brillouin (Magurran, 1989; Moreno, 2001; Mireles, 2007). La abundancia relativa es una medida que ayuda a determinar en qué porcentaje contribuye cada especie al conjunto de la comunidad (Smith y Smith, 2001).

En los bosques la diversidad biológica incluye todas las formas de vida que se encuentra en ellos, como la vegetación, la fauna, los hongos y los microorganismos, así como sus papeles en la naturaleza y su complejidad que proporcionan muchos servicios ambientales (ONU, 2011). México es considerado como uno de los 12 países megadiversos donde se concentra el 70% de la biodiversidad de ciertas formas de vida –vertebrados, mariposas y plantas vasculares-, y además en su territorio se localiza el 10% de todas las especies terrestres del planeta (Groombridge, 1992). Actualmente se conoce que cada tipo de vegetación tiene una diversidad de especies de hongos saprobios, parásitos, patógenos y micorrícicos que la caracteriza. Además, hay una relación muy estrecha entre la diversidad de especies vegetales y la de especies de hongos presentes en cada tipo de vegetación (Garza *et al.*, 2002). La variedad de propuestas sobre cómo medir la biodiversidad es en sí una prueba de la complejidad del problema y de las dificultades para diseñar estrategias que sean realizables en tiempos y medios razonables (Halffter, 1998).

Factores como la composición, la edad y la estructura de las formaciones vegetales determinan la composición de macromicetos, ya que las plantas constituyen los hábitats y fuentes de energía para la mayoría de las especies fúngicas, los cuales siempre presentan algún grado de especificidad por el hospedante o el tipo de sustrato (Wästerlund e Ingelög, 1981; Dighton y Mason, 1985), por lo que la estratificación por formaciones vegetales es un criterio muy válido para el estudio de la micocenosis. Además, el incremento de nitrógeno, los cambios de uso del suelo o las invasiones biológicas, alteran la composición de la comunidad fúngica (Opik *et al.*, 2006).

2.5 Sucesión ecológica

La sucesión, se define como el cambio en la composición, abundancia relativa y distribución espacial de las especies de una comunidad, puede ser aplicada tanto a plantas como a hongos (Frankland, 1992). Así, del mismo modo en que se producen estadios sucesionales en las comunidades vegetales, también ocurre con la micocenosis asociadas, habiéndose descrito cambios importantes en la

estructura de la comunidad durante el desarrollo de una estación forestal (Le Tacon *et al.*, 1984; Martínez-Peña y Fernández-Toirán, 1997).

De esta manera, la comunidad de hongos ectomicorrícicos asociados a una estación forestal en su fase inicial, anterior a la tangencia de copas, se suele caracterizar por una pequeña selección de especies capaces de establecer simbiosis con un amplio espectro de hospedantes. Estos hongos, denominados pioneros, pertenecen sobre todo a los géneros *Hebeloma*, *Inocybe*, *Laccaria*, *Thelephora*, *Paxillus*, *Suillus*, *Scleroderma*, *Pisolithus*, *Tuber*, entre otros (Strullu, 1991). Se trata de especies de estrategia (r), combinando una demanda de carbohidratos relativamente baja con un crecimiento micelial rápido, una generación de esporocarpos de tamaños pequeños y adaptados a suelos inorgánicos (Dighton y Mason, 1985).

Una vez que la estación forestal madura, la comunidad ectomicorrícica se diversifica en cuanto al rango de especies, pero también hay una tendencia al aumento en la especificidad en la elección de los hospedantes. Predominan géneros como *Amanita*, *Boletus*, *Cantharellus*, *Cortinarius*, *Lactarius*, *Russula*, que representan especies de estrategia (k), con elevadas demandas de carbono, crecimiento micelial lento, esporocarpos grandes y con preferencias por los hábitats donde los nutrientes se encuentran en la fracción orgánica del suelo (Ídem).

Así mismo la diversidad y composición de las comunidades fúngicas están determinadas por interacciones entre el grado de perturbación del sistema, el potencial de colonización de los hongos ectomicorrícicos implicados, y la competencia y repartición de recursos (Bruns, 1995; Buscardo *et al.*, 2009).

El carácter precoz o tardío de las diferentes especies de hongos también se determina, 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 las raíces de las nuevas plantas. La capacidad saprofitica de algunas especies puede facilitar su supervivencia en el suelo en ausencia de la planta huésped (Strullu, 1991).

Hay autores que describen una sucesión de especies fúngicas saprobias asociada a cambios en la composición química del sustrato durante el proceso de descomposición, señalando ciertas relaciones interespecíficas. Por ejemplo, algunos hongos lignícolas –capaces de degradar madera- producen carbohidratos solubles como subproductos de la descomposición de la lignina, que parecen favorecer la colonización posterior de otros saprobios (Moorhead y Reynolds, 1992).

2.6 Macromicetos y gestión forestal

El concepto de desarrollo sostenible y la conservación de la biodiversidad se han convertido en el dogma central del ambientalismo global (Hunt, 1991). Se reconoce, a nivel internacional, la necesidad de manejar racionalmente los ecosistemas naturales para garantizar su conservación y satisfacer las necesidades de la sociedad actual y futura (Millar y Ford, 1988).

La información de la composición de especies, distribución y especificidad de hospederos de los hongos que ejercen un papel fundamental es fragmentaria en el mejor de los casos, especialmente para bosques tropicales (Hawksworth, 2001). El conocimiento de los hongos involucrados en ectomicorrizas y el potencial de su hospedero o sitio específico es crucial para desarrollar planes de manejo forestal y programas de reforestación (Müller y Bills, 2004). Además, datos de la diversidad y la especificidad de sustrato de hongos patógenos de árboles y hongos que descomponen la hojarasca son cruciales para el manejo forestal y estudios ecológicos forestales (Müller *et al.*, 2004a).

Es conveniente el monitoreo ecológico de los aprovechamientos comerciales sobre las poblaciones silvestres y determinar la factibilidad de establecer programas de uso sustentable para la comercialización de este recurso, en beneficio de las comunidades indígenas marginadas que habitan las regiones boscosas templadas y frías del país (Villarreal *et al.*, 1992). Además de la importancia alimenticia que pueden tener los esporomas, también tienen aplicación forestal de gran importancia la producción de plantas micorrizadas forestales a nivel de vivero e invernadero, con especies fúngicas de valor comercial (Santiago y Estrada-Torres, 1999; Martínez, 2008).

Si bien parece que, al menos a corto plazo, la recolección de carpóforos no afecta la producción ni a la diversidad fúngica (Jansen y van Dobben, 1987), el pisoteo y la destrucción consecuencia de una elevada presión recolectora si provocan efectos perniciosos (Egilia *et al.*, 2006). No obstante, diversos estudios describen cómo en determinadas zonas de norte América y Europa, menos del 10% de los cuerpos fructíferos alcanzan la madurez (Martínez-Peña, 2003). En este contexto de recolección abusiva y destructiva, numerosos micólogos han manifestado su temor de que el fuerte descenso en la dispersión esporal provoque cambios en la micocenosis, ya que los nichos ocupados por las especies afectadas podrían ser ocupados por otras competidoras (Arnolds, 1995).

Cabe destacar que los macromicetos pueden ser utilizados como productos forestales no maderables (PFNM), los cuales son bienes biológicos distintos a la madera, encontrándose dentro de esta categoría diversas especies de hongos (Alvarado-Castillo y Benítez, 2009). Los PFNM pueden constituir recursos con un valor económico potencial, y su aprovechamiento, dentro de un sitio determinado, puede ser clave para evitar la conversión de ecosistemas con producción forestal hacia otros usos, como el cambio de uso de suelo (Panayotou y Ashton, 1992), además de que pueden satisfacer las necesidades de comunidades humanas que dependen del aprovechamiento forestal sin degradar sus recursos naturales (Sheil y Wunder, 2002).

Dentro de los hongos, como un PFNM, cabe destacar su uso y aprovechamiento, principalmente dentro de la rama alimenticia, mencionando Boa (2005) 2 327 especies silvestres, de los cuales 2 166 son comestibles, pero solo toma en cuenta 1 069 especies usadas como alimentos, además de mencionar 92 especies de macromicetos saprófitos con posibilidad de ser cultivados, en todo el mundo, y recalca la importancia de este tipo de organismos, tanto nutritivamente, así como su aprovechamiento para beneficio económico y comercial.

Además de esto, el cultivo y comercio de macromicetos puede usarse para otros fines además del alimenticio, como puede ser la medicina, la agricultura, la silvicultura, la biotecnología y la industria, por mencionar algunos usos (Sánchez y Mata, 2012).

Los hongos comestibles silvestres son parte de la diversidad biológica, cultural y ecológica de México, y tienen importancia en las estrategias tradicionales de subsistencia, la cual deriva de épocas prehispánicas. Muchas de estas tradiciones se mantienen hasta nuestros días gracias a prácticas familiares de colecta en períodos caracterizados (Villarreal y Pérez-Moreno, 1989). Actualmente, estos hongos aún son parte importante, tanto en consumo como de la economía de muchas personas que viven cerca de bosques, o incluso gente citadina. Muchas de estas personas, sobre todo quienes viven cerca de zonas boscosas, poseen mucho conocimiento que incluye lugar y temporada de crecimiento de los hongos, nombres comunes y variados criterios que usan para diferenciar especies comestibles de aquellas que son venenosas (Montoya, 2001).

III. ANTECEDENTES

Como ya se ha mencionado, los estudios ecológicos de macromicetos en México aún son escasos, lo que dificulta en parte los aspectos y el modo de realizar trabajos de investigación en torno a ellos. No obstante, hay estudios en diversas partes del mundo que tratan de enfocarse a este prospecto.

Schmit *et al.*, (1999) evaluaron la diversidad macrofúngica de un bosque de encino templado en Indiana durante tres años, usando diferentes estimadores para medir la riqueza de esta área. Se registraron 177 especies con distinto hábitat. Aunque algunos indicadores muestran mejores resultados que otros, las estimaciones fueron bajas en los datos del siguiente año, y no son consistentes año tras año. Sin embargo, se encontró evidencia de autocorrelación espacial en la comunidad de macromicetos, y una distribución logarítmica normal en la abundancia de especies, aunque éste y otros estimadores todavía no pueden ser usados para realizar una estimación confiable de la riqueza de especies, por lo que se concluye que para obtener un inventario de especies debe colectarse por varios años e incluyendo nuevos transectos.

Schmit (2005) elaboró un estudio en la estación de campo El Verde en Puerto Rico, evaluando la riqueza de especies de macrohongos lignícolas y la energía disponible en la madera muerta, correlacionando ambos criterios con una relación positiva. La energía se midió usando el volumen de árboles muertos y la densidad de la madera de árboles vivos pertenecientes a la misma especie. Se encontró que los troncos más nuevos en cuanto a su muerte, son significativamente más ricos en especies que los troncos más viejos, y que aquellos con menos pudrición tienen más especies que los más consumidos. La riqueza y abundancia de macromicetos incrementa con la densidad de madera inicial. Finalmente, estos resultados indican que existe una relación entre la riqueza de especies y la energía disponible en este tipo sustrato.

Schmit *et al.*, (2005) realizaron un estudio basado en análisis de metadatos de estudios de diversidad macrofúngica en el mundo, en donde evalúan la riqueza de especies de árboles como un sustituto para medir la riqueza de especies macrofúngicas. Este estudio indica que la riqueza de especies de árboles es un

sustituto prometedor para evaluar la riqueza de macromicetos a una escala global, resaltando que las comunidades con alta riqueza de árboles también tienen una alta riqueza de macromicetos. Sin embargo, la riqueza de especies entre estos dos grupos no tiene una correlación perfecta, pues hay factores que permiten que la riqueza varíe, como la latitud, la composición química del suelo y el grado de intervención humana.

El trabajo de Müller *et al.*, (2006) consistió en un estudio en Costa Rica, donde se efectuaron muestreos en bosques de encino de este país durante la temporada de lluvia, recolectando especies saprófitas y ectomicorrízicas de macromicetos. Se encontró que la comunidad de macromicetos es rica taxonómicamente, con cerca de 500 especies de hongos agaricales y poliporales reportados, destacándose que hay un número relativamente alto de especies endémicas, siendo los hongos poliporáceos –habitantes de madera- los más conocidos de esta comunidad, lo que muestra congruencia con la hipótesis de un alto número de especies fungales, siendo la composición de especies de este tipo de vegetación distinta al de otros tipos de vegetación presentes en Costa Rica.

Ortega y Lorite (2007) estudiaron la diversidad macrofúngica en bosques de olmos-encinos y de corcho-encino de Andalucía, España, analizando los componentes macrofúngicos y sus características ecológicas. Se registraron 838 taxa, siendo los bosques de corcho-encino los que presentan mayor diversidad y grado de conservación de su comunidad macrofúngica que el bosque de olmo-encino. Aunque la diversidad macrofúngica en ambos tipos de vegetación es similar, el componente florístico es distinto. También se evaluó la selección de áreas prioritarias, en base a la riqueza, la rareza continua y discontinua de los taxa y consideran que la relación entre hongos micorrízicos y saprófitos puede constituir un parámetro para medir el grado de madurez y el nivel de conservación de ciertas comunidades forestales, siendo el componente micorrízico más importante que el saprobio para consideraciones que impliquen la conservación.

El trabajo de Guevara y Dirzo (1998) consistió en un estudio en el bosque de niebla siempre verde en la Reserva de la Biósfera El Triunfo, donde evalúan un método rápido para cuantificar la riqueza de especies de la comunidad

macrofúngica buscando minimizar el esfuerzo de muestreo. Se da más importancia al rango de diversidad, agrupando las morfoespecies en <<genets>>, y resaltando los géneros y familias de estas morfoespecies. Los autores encontraron que la comunidad de macromicetos está estructurada espacialmente. Sin embargo, debido a que el criterio usado por los autores –genets- hace énfasis en separar las muestras en distintos taxa sin asignarles un nombre binomial, este trabajo no refleja fielmente la riqueza taxonómica de las especies fúngicas.

Quiñónez-Martínez *et al.*, (2008) realizan un estudio en la composición macrofúngica de hongos ectomicorrizógenos –HEM- para medir la abundancia y diversidad de éstos, en bosques de pino, evaluando cuatro estados de esta vegetación en el municipio de Bocoyna, en Chihuahua. Se colectaron 1377 esporomas correspondientes a 39 especies, encontrándose más diversidad y equitatividad en la zona natural de bosque, la cual se conforma principalmente del género *Amanita*, mientras que las zonas perturbadas muestran menores índices de diversidad. Finalmente, la presencia de especies de HEM en áreas naturales y de regeneración corrobora que estos hongos indican la estabilidad de este tipo de vegetación, por lo que es menester realizar más estudios con más variables – étnicos, análisis de vegetación, suelo, etc.- para correlacionar la composición de los HEM.

Quiñónez-Martínez *et al.*, (2005) examinan aspectos ecológicos y la diversidad de HEM en cinco localidades de un bosque de pino-encino en Bocoyna, Chihuahua. Se registraron 52 especies de hongos que se asocian a especies arbóreas a través de ectomicorrizas. El mayor índice de diversidad de estos hongos se observa en la localidad Choguita, con 22 especies distintas, destacando los géneros *Amanita*, *Russula*, *Boletus* y *Laccaria*. Se observa que existe una importante correlación de la diversidad y abundancia de HEM sobre la vegetación, y viceversa, por lo que estos hongos pueden ser usados como factores para evaluar la diversidad y equilibrio de los bosques, además de ser necesario la implementación de programas de uso sustentable de los recursos forestales para manejar y conservar especies arbóreas y HEM.

Finalmente, pueden mencionarse cuatro trabajos pertenecientes a la región. El primero, elaborado por López-Guzmán *et al.*, (2017), el cual se llevó a cabo en cinco comunidades Ch'oles en el municipio Salto de Agua, y buscó incrementar el conocimiento existente sobre la diversidad de macromicetos en el estado, presentándose un listado con 34 especies, destacando a *Hygrocybe subminutula* y *Clavulinopsis corniculata* como nuevos registros para el país y el estado, respectivamente.

El segundo trabajo, realizado por Álvarez-Sánchez *et al.*, (2017) se centró en la comunidad de hongos micorrizógenos arbusculares en sitios con diferentes etapas de regeneración en la selva Lacandona en Marqués de Comillas, determinando su diversidad y abundancia de esporas, en las temporadas de estío y lluvias. Se halló un mayor número de esporas en los sitios tempranos de regeneración, mientras que la diversidad fue mayor en sitios con etapa tardía en la sucesión, para ambas temporadas. Se identificaron 49 especies pertenecientes a 15 géneros, reportándose *Dominikia minuta* y *Glomus insculptum* por primera vez para México.

Aguilar-Sobriño (2019) describió la disponibilidad de esporomas de hongos medicinales reportados para México, en un bosque de clima templado en el Parque Educativo San José, en el municipio de Zinacantán, Chiapas. Se evaluaron las variables de riqueza de especies, abundancia de esporomas, biomasa en fresco de los esporomas, frecuencia espacial y temporal en los que se observaron los esporomas. En el trabajo se reportó la presencia de 19 especies medicinales. La abundancia fue de 236 esporomas colectados, con una producción de 4.26 kg/ha, la frecuencia espacial muestra especies muy dispersas y en cuanto a la frecuencia temporal, otras son muy restringidas.

Ruan-Soto *et al.* (2020) realizaron una comparación entre la disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en dos condiciones ecológicas, Los Altos de Chiapas y la Selva Lacandona. En el estudio se reportó una mayor riqueza (35 etnotaxones) y una mayor producción de biomasa (12,345.2 g) en tierras altas, mientras que en tierras bajas se registró una mayor abundancia de esporomas (3 212), frecuencia espacial (76.6%) y temporal (40%).

IV. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Comparar el valor de importancia ecológica de los macromicetos presentes en dos sitios con estados de conservación diferente: vegetación conservada y vegetación perturbada.

4.2 Objetivos específicos

- Obtener la riqueza de especies de macromicetos de ambos sitios
- Obtener la abundancia de esporomas en los dos sitios
- Obtener la frecuencia espacial de los carpóforos en los dos tipos de vegetación
- Conocer la frecuencia temporal de los esporomas en ambos criterios ecológicos
- Calcular el valor de importancia ecológica mediante los datos anteriores en los dos tipos de vegetación

V. ÁREA DE ESTUDIO

5.1 Descripción geográfica

El municipio de Ocosingo se localiza en la parte norte de Chiapas, concretamente en la región fisiográfica de las Montañas del Oriente, ubicadas al este del estado, de manera que la mayor parte de su territorio es montañoso. Su extensión territorial es de 8 617.49 km². Las coordenadas de la cabecera municipal son 16°54' latitud y 92°06' longitud. Este municipio limita al norte con Palenque, al este y al sur con la República de Guatemala, al suroeste con Las Margaritas, y al noroeste con Chilón, Oxchuc, Altamirano y San Juan Cancuc (Gobierno del Estado, s/f).

El ejido Amatitlán está situado en el municipio de Ocosingo, encontrándose a una altitud de 1148 m.s.n.m. Sus coordenadas son: 16°54'26'' N; 91°58'27'' O.

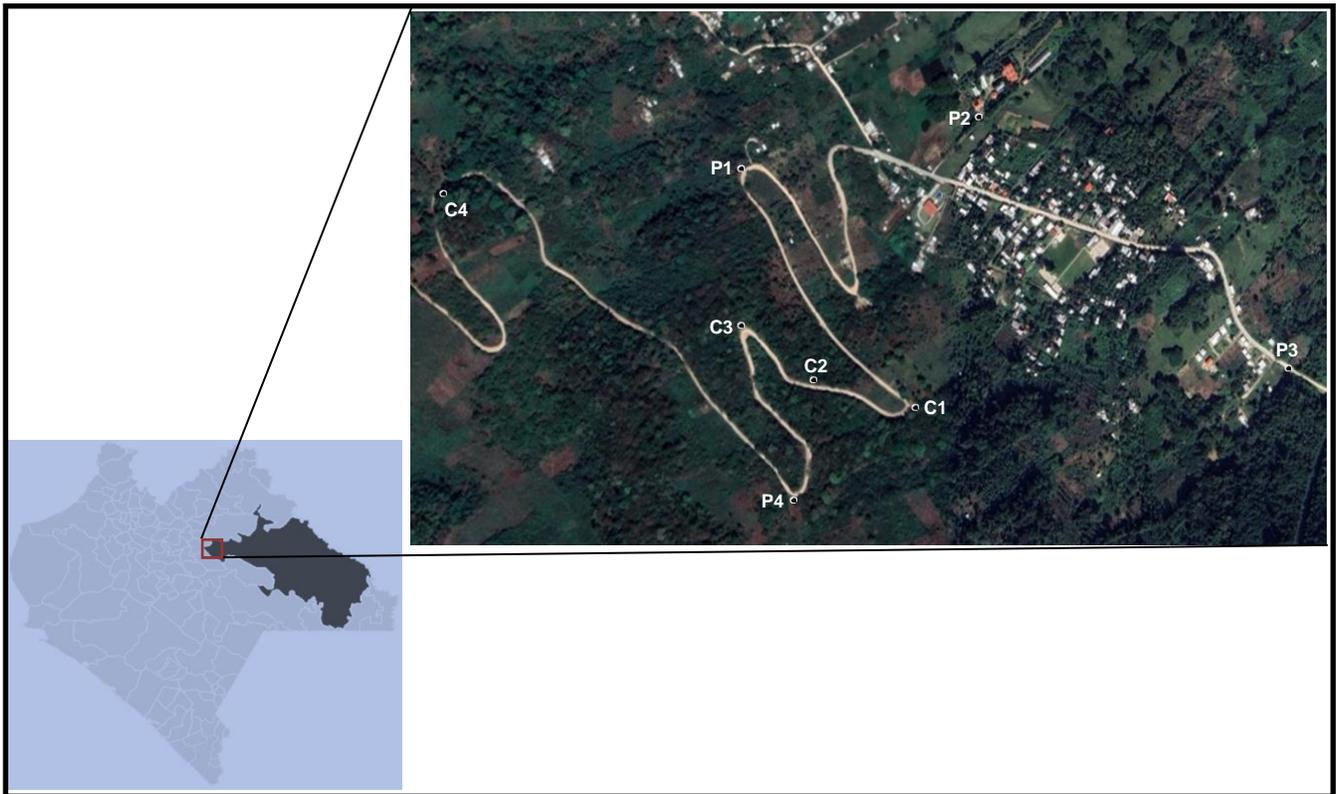


Fig. 1. Mapa de la zona de estudio y puntos de muestreo. (Generado a partir del software Google Earth, 2024, y Software de Sistema de Información Geográfica Qgis Desktop 3.36.1). Zonas muestreadas: C= Conservado; P= Perturbado.

5.2 Fisiografía

El área de estudio forma parte de la región fisiográfica de las Montañas del Oriente, siendo el relieve del terreno serranía, principalmente. Su altitud varía desde los 1 100 m hasta los 1 548 m.s.n.m. (Gobierno del Estado, 2015).

5.3 Geología

Los tipos de roca que conforman la corteza terrestre en esta parte, correspondiente a serranía, están representados por un grupo extenso de formaciones calizas del Cretácico, generalmente plegadas y surcadas por fallas, llegando a formar mesetas y valles de importancia. Por su ubicación geográfica y el alto grado de fracturamiento, es posible la formación cárstica. Las rocas que se encuentran son caliza, rocas formadas por arena, arcillas y limos –limolita-arenisca-, y rocas del tipo lutita-arenisca (Gobierno del Estado, s/f).

5.4 Clima

Predomina el clima cálido húmedo con lluvias abundantes en verano, representado como Am según la clasificación Köppen. La temperatura media anual tiene un rango que fluctúa de los 22°C a los 24°C, y arriba de los 1 000 msnm, la temperatura llega a estar en el rango de los 20°C a los 22°C, siendo mayo el mes más cálido. La precipitación media en los meses de mayo a octubre tiene valores que van desde los 2000 a 2300 mm. El régimen pluvial presenta, generalmente, dos periodos de ocurrencia, uno en verano, de junio a septiembre, cuando se registran los valores más altos, y otro de octubre a noviembre, con precipitaciones menos significativas. Septiembre es el mes con los valores más altos de precipitación (Gobierno del Estado, 2015).

5.5 Edafología

El suelo está representado por rendzina, son suelos gravosos y/o pedregosos, formados comúnmente por la erosión de rocas blandas de carbonato –piedra caliza, yeso, etc.-, con alto contenido de humus, de color grisáceo-marrón. Son

suelos pocos profundos, y son comunes en sierras y lomeríos de este municipio. También hay luvisoles asociados a sierras y lomeríos. (Gobierno del Estado, s/f).

5.5 Hidrografía

La cuenca hidrográfica que se localiza en el área de estudio corresponde a la cuenca hidrográfica del Río Lacantún, siendo el río más cercano –y representativo, por estar cerca de la cabecera municipal- el río Azul y el río Jataté, donde se realizan actividades económicas como la pesca (Gobierno del Estado, 2015).

5.6 Vegetación

En el área de estudio se presentan selva alta perennifolia, así como algunos relictos de selva mediana perennifolia, a los cuales denominaremos como vegetación conservada en términos de este estudio, la cual está asociada a zonas como lomeríos y sierras. Este es uno de los ecosistemas con más productividad y biodiversidad del mundo, es propio de ambientes húmedos y cálidos, permitiendo el crecimiento exuberante de plantas (Gobierno del Estado, s/f).

De acuerdo a Miranda y Hernández (1963) este tipo de vegetación es una selva muy densa, dominada por árboles altos de más de 30 metros, con abundantes bejucos y plantas epífitas –que viven enraizadas sobre otras plantas-, y que permanece verde todo el año, aunque a veces algunos árboles aparecen sin follaje durante la fase de floración. Este tipo de vegetación posee tres o cuatro estratos (Meave del Castillo, 1990), con presencia de un estrato discontinuo por encima de los 40 metros de altura. El estrato superior consta de árboles rectos emergentes, poco ramificados hasta la parte más alta y con contrafuertes en su base que rebasan los 40 metros de altura. El estrato intermedio continuo tiene árboles ramificados de 20-40 metros de altura, un estrato de 10-20 metros y un estrato de árboles pequeños de 4-10 metros. El piso forestal es poco iluminado, con escasas especies herbáceas y arbustivas, y la presencia de éstas indica disturbios recientes en los niveles altos del bosque debido a la caída de ramas o árboles.

Finalmente, existe una variedad de vegetación secundaria, correspondiente a las áreas en las que se altera, por mano del hombre, la vegetación natural, más no un reemplazo del mismo, y que está representada por acahuales, zonas de siembra de milpa, y zonas de tala. Actualmente las selvas de Chiapas están en continuo retroceso ante la presión del aumento de la población y el establecimiento constante de nuevas zonas de cultivo (Miranda, 2015).

5.7 Flora

Algunas especies características presentes en el área son el canshán (*Terminalia amazonia*), guapaque (*Dialium guianense*), ramón (*Brosimum alicastrum*), pío (*Licania platypus*), chicozapote (*Manilkara zapota*), bari (*Calophyllum brasiliense*), laurel (*Nectandra sp*), caoba (*Swietenia macrophylla*), palo mulato (*Bursera simaruba*), tinco (*Vatairea lundellii*), palo picho (*Schizolobium parahybum*), pelmash (*Aspidosperma megalocarpon*) entre otras especies (Gobierno del Estado, s/f).

5.8 Fauna

La fauna representativa del municipio abarca una variedad de especies endémicas y nativas de la región, encontrándose algunas como: la culebra ocotera (*Adelphicos nigrilatum*), la ardilla voladora (*Glaucomys volans*), el pecarí de collar (*Pecari tajacu*), murciélagos o Quirópteros, el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el zorrillo espalda blanca (*Conepatus leuconotus*), la culebra cincuate (*Pituophis deppei*), la nauyaca cornuda (*Ophryacus undulatus*), la nauyaca saltadora (*Atropoides nummifer*), la nauyaca real (*Bothrops asper*), el ocofaisan (*Crax rubra*), el zopilote rey (*Sarcoramphus papa*), el puerco espín (*Sphiggurus mexicanus*), el tlacuache (*Didelphis marsupialis*), el mono saraguato (*Alouatta palliata*), el mono araña (*Ateles geoffroyi*), el jaguar (*Panthera onca*), el tepezcuintle (*Cuniculus paca*), entre otros (Gobierno del Estado, 2015).

La actual situación de la fauna es delicada, debido a que hay especies que están en peligro de extinción, como el jaguar y la guacamaya roja. Respecto a los mamíferos, aves y reptiles, sus números han disminuido debido a la caza

irracional y el contrabando. Además, prácticas como la tumba, roza y quema generan la perturbación de áreas naturales y pérdida de hábitat, lo que ocasiona que las especies se alejen en busca de hábitats más distantes (Gobierno del Estado, 2015).

VI. MÉTODO

6.1 Permiso ejidal

La primera acción para la realización de este trabajo fue la solicitud de los permisos correspondientes en el ejido, para poder acceder a las partes del mismo y zonas aledañas en donde existen zonas con vegetación conservada. Para esto se llegó al ejido y se procedió a hablar con el agente ejidal, el Sr. Dionicio Toledo Hernández, a quien se le expuso la intención de realizar un trabajo de investigación y se le pidió permiso para acceder al ejido. Después de platicarlo con los demás integrantes del ejido, el agente ejidal informó que se podía realizar el trabajo de investigación sin problema. Este proceso se llevó a cabo la segunda semana de mayo del 2017.

6.2 Datos geográficos: Zona de estudio y colocación de bandas

Posteriormente, durante la segunda semana de junio, se procedió a recorrer el área de estudio, tanto el ejido como sus áreas con vegetación conservada, y conocerla en su totalidad, para considerar los criterios que se estudiaran en el trabajo de investigación. En el ejido existe un sendero principal que recorre a éste así como las partes donde está presente la vegetación. De este sendero principal, derivan otros que recorren las áreas conservadas, así como otros que se destinan al tránsito, o conducen a las parcelas de cultivo.

Para el primer criterio –vegetación conservada- se tomó en cuenta aquellas zonas donde los factores naturales y antrópicos no han modificado en gran parte la cobertura vegetal, es decir, partes donde la vegetación tiene mayor predominancia. Este tipo de vegetación se caracteriza por la altura media de los árboles que lo forman, que pasa de los 35 metros, y comúnmente permanece verde casi todo el año. Además, esta constituido por muchas especies arbóreas sin que alguna muestre un predominio definitivo, y hay gran abundancia de bejucos y epífitas como orquídeas y bromelias (Miranda, 2015). Cabe destacar que esta condición está presente sobre todo en las partes aledañas del ejido.

Por el contrario, el criterio opuesto –vegetación perturbada- se basó en zonas donde la vegetación original ha sido reemplazada, bien con áreas de

vegetación secundaria o lugares de siembra, o para convertirlo en otro tipo de áreas, como potreros o caminos. Esta condición está presente dentro del ejido, así como en algunas partes contiguas del mismo.

Una vez identificadas las áreas con las condiciones de vegetación, se escogieron cuatro sitios de muestreo (SM) por cada condición de vegetación. Para esto, se tomaron los datos geográficos de cada posible punto, y se seleccionaron los SM mediante una tabla de números aleatorios, y colocados en campo con la ayuda de un sistema de posicionamiento global. Además se consideró la accesibilidad a los mismos. Los puntos de muestreo seleccionados en campo se realizaron con un equipo GPS de la marca Garmin *eTrex10*, con una exactitud de 10 metros, y finalmente se desplegaron con software SIG Qgis Desktop 3.36.1.

Posteriormente, en cada punto de muestreo se estableció un transecto rectangular sobre senderos ya existentes. El uso de transectos rectangulares es preferible al muestrear macromicetos, pues se ha demostrado que éstos tienen mayor precisión al representar el comportamiento de la producción de esporomas (Mehus, 1986), lo que aumenta las probabilidades de encontrar colonias de hongos (Amaranthus y Pilz, 1996), debido a que la mayoría de los macromicetos presentan distribuciones agregadas (Schmit *et al.*, 1999). Ohenoja (1984) propone el muestreo de hongos mediante transectos lineales permanentes que se recorren cada cierto tiempo. Wilkins y Patrick (1939) recomienda este método cuando la producción se distribuye irregularmente por la superficie –en formas de manchas– o cuando hay cambios en las poblaciones fúngicas debido a cambios en los tipos de vegetación. Este tipo de muestreo exige el establecimiento de un ancho no superior a cinco metros, para disminuir la probabilidad de errores humanos durante el muestreo (Parker-Rhodes, 1951).

Las dimensiones de estos transectos fueron de 50 x 4 m, debido a que permite documentar la diversidad alfa de la vegetación en bosques tropicales (Gentry, 1995), favoreciendo el muestreo de numerosos microhábitats (Ohenoja y Metsänheimo, 1982). Finalmente, el tamaño y forma de transecto se adoptó de acuerdo a otros estudios (Ohenoja, 1989; Kalamees y Silver, 1988), donde se utilizan formas rectangulares con superficie mínima de 100 m², siendo el número

total de superficie monitoreada en este trabajo de 1 600 m², es decir, 800 m² por condición de vegetación.

En resumen, los transectos donde se colectaron los macromicetos se dividieron de la siguiente forma:

- Condición de vegetación perturbada

*Banda 1= Terreno dedicado a la milpa -*Zea mays*- (P.1 en fig. 3)

*Banda 2= Sendero dentro del ejido, utilizado para tránsito entre terrenos (P.2 en fig. 3)

*Banda 3= Carretera de terracería de acceso al ejido, justo antes donde se vuelve una calle pavimentada (P.3 en fig. 3)

*Banda 4= Camino de terracería de tránsito, cercano a terrenos de siembra de milpa y cerca de una entrada a partes con vegetación conservada (P.4 en fig. 3)

- Condición de vegetación conservada

*Banda 5= Sendero de montaña, con elementos de selva alta perennifolia (C.1 en fig. 3)

*Banda 6= Sendero en ladera de montaña, con cierto grado de inclinación y elementos de selva alta perennifolia (C.2 en fig. 3)

*Banda 7= Sendero de montaña, con elementos de selva alta perennifolia (C.3 en fig. 3)

*Banda 8= Sendero de montaña, con elementos de selva alta perennifolia y un pequeño remanente con presencia de pinos (C.4 en fig. 3).

6.3 Recolección de esporomas

Para la recolección de esporomas, se visitaron los transectos una vez por mes, durante los meses de junio a octubre del 2017 y los meses de julio a octubre del 2018, correspondiente a la temporada de lluvias, esto debido a que el número de especies detectables es más abundante durante esta época, y disminuye conforme llega el invierno, siendo en los meses de enero y febrero los meses con números cercanos a cero (Villanueva-Jiménez *et al.*, 2006). Se realizaron un total de nueve visitas entre los dos años.

Las visitas tuvieron una duración máxima de un día. Las visitas se realizaron en la tercera o última semana de los meses antes mencionados. Las

colectas de esporomas tuvieron una duración máxima de una hora, debido a que permite agilizar el traslado entre transectos y coleccionar en todos ellos.

El proceso de muestreo de los cuerpos fructíferos consistió en la recolección de todos éstos que hayan sido encontrados en cada transecto (Villarreal y Castillo, 1995), con un tamaño mayor a 1 cm. Existen estudios que proponen contar y recolectar los carpóforos de los hongos durante el muestreo, con la finalidad de evitar registrarlos dos veces, como los de Fentrop (1977), Anzer (1982) y Arnolds (1988). Se registró la fecha de colecta, el número y tipo de condición de vegetación por transecto, así como el número de esporomas por cada morfoespecie.

La morfoespecie es un criterio utilizado en campo que nos permite diferenciar a los distintos carpóforos coleccionados en campo, siendo sus características las siguientes:

- A) Todos los cuerpos fructíferos de una especie dentro de un rango de un metro se considera una morfoespecie
- B) Los cuerpos fructíferos alejados más de un metro se consideran como morfoespecies distintas
- C) Los cuerpos fructíferos están distribuidos en un área amplia, y se les considera morfoespecies diferentes. (Schmit *et al.*, 1999).

Se tomó un registro fotográfico de los esporomas, además de los datos de sus características macroscópicas en fresco, los cuales son: la forma, el color, la textura, la altura, el diámetro y el hábitat. Para su traslado, cada esporoma fue depositado en bolsas de papel encerado y se guardaron en bolsas de tipo ziploc, para evitar su desecación. El material se herborizó de acuerdo a las recomendaciones de Cifuentes-Blanco *et al.*, (1986).

6.4 Identificación de especies

Posteriormente, se realizó la identificación taxonómica de las especies recolectadas, utilizando los microscopios estereoscópico y óptico para determinar diversas características tales como la presencia de basidios o ascas, tipos de esporas, etc. Los ejemplares colectados se montaron temporalmente por medio de reacciones químicas con KOH al 5%, solución de Melzer y/o rojo Congo. También se contó con la ayuda de los catedráticos que supervisaron este trabajo para la identificación final de las morfoespecies colectadas. De igual forma, se llevó a cabo revisiones con claves y bibliografía especializada (Pérez-Silva, 1975; Aguirre-Acosta y Pérez-Silva, 1978; Eriksson *et al.*, 1978; Jülich y Stalpers, 1980; García y Castillo, 1981; Marmolejo *et al.*, 1981; Pacioni, 1981; Jenkins, 1986; Gilbertson y Ryvardeen, 1987; Parmasto, 2001; Guzmán, 2003; Polese, 2005) para la correcta identificación de las muestras colectadas. Para determinar que la nomenclatura de las especies identificadas sea correcta y actualizada se utilizó la base de datos de la página “Index fungorum” (www.Indexfungorum.org).

6.3 Valor de importancia ecológica (VIE)

El valor de importancia ecológica no puede medirse de forma directa, debido a que depende de otras variables. Por esta razón, en este estudio se consideran como variables para describir el valor de importancia ecológica a la riqueza de especies, la abundancia de esporomas, la presencia espacial y la presencia temporal (Ohenoja, 1989; Smith *et al.*, 2002; Garibay-Origel *et al.*, 2009; Torres-Gómez, 2012).

La riqueza de hongos por sitio se expresa como el total de números de especies presentes en cada estado de la vegetación –conservado y perturbado– por sitio de muestreo y el total (Wiensczyk *et al.*, 2002). Se evaluó si la riqueza de especies fue distinta entre tipos de hongos y entre estado vegetacional mediante una prueba de Fisher. De igual forma, se analizó la curva de acumulación de especies basándonos en el indicador de Mao-Tau para hongos micorrícicos y

saprobios en cada una de las condiciones de vegetación, usando para este fin el programa EstimateS (Colwell y Coddington, 1994).

La abundancia de los esporomas se obtuvo contando el número de éstos por especie en los sitios de muestreo, obteniéndose las proporciones relativas de los diferentes taxa en cada condición vegetacional (Krebs, 1985). La abundancia absoluta de esporomas –AA- de una especie –sp_i- se obtuvo al sumar el número de sus esporomas en cada transecto en las cinco fechas del estudio. La abundancia relativa de esporomas de una especie –ARsp_i- se obtiene de la siguiente manera:

$$AA_{sp_i} / AA_{tsp}$$

En donde AA_{tsp} es el total de esporomas contabilizados (Garibay-Origel *et al.*, 2009).

Posteriormente, se utilizó una prueba de *t* de student para evaluar si existen diferencias entre el total de esporomas en cada condición de vegetación (Torres-Gómez, 2012).

La frecuencia temporal de esporomas de una especie –FTsp_i- se calculó así:

$$FT_{sp_i} = NT / T$$

En donde NT es el número de fechas en que se observaron esporomas de la especie y T es el número de fechas total.

La frecuencia temporal relativa –FTR- se calculó:

$$FTR_{sp_i} = FT_{sp_i} / \sum FT_{sp}$$

En donde $\sum FT_{sp}$ es la sumatoria de las frecuencias temporales de todas las especies.

La frecuencia espacial de una especie –FEsp_i- se obtuvo de la forma siguiente:

$$FE_{sp_i} = NobsE / E$$

En donde NobsE es el número de transectos o SM en que se observaron carpóforos de la especie y E es el número de SM totales.

La frecuencia espacial relativa –FER- se calculó de esta manera:

$$FER_{sp_i} = FER_{sp_i} / \sum FE_{sp}$$

En donde $\Sigma FEspp$ es la sumatoria de las frecuencias espaciales de todas las especies.

En este trabajo, se propone un valor de importancia ecológica (VI) modificado del índice de Curtis y McIntosh (1951), en el cual el valor de importancia ecológica VI se calcula:

$$VI = \text{Densidad relativa} + \text{Dominancia relativa} + \text{Frecuencia relativa}$$

Sin embargo, debido a que los hongos presentan características biológicas distintas a las plantas, se realizaron modificaciones, por lo que la fórmula del VI queda de la siguiente manera: a) el componente densidad-dominancia se determina en base a la riqueza de especies y a la abundancia relativa de los esporomas; b) el componente de frecuencia relativa se integra con la frecuencia espacial relativa y la frecuencia temporal relativa. Así, el VI de cada especie se determinó:

$$VIsp_i = \text{Riqueza de especies} + ARsp_i + FTsp_i + FEsp_i$$

VII. RESULTADOS

7.1 Riqueza de especies

Como se mencionó anteriormente, la riqueza se midió contabilizando el número de especies encontradas en los muestreos. Se realizaron un total de 236 recolectas, de las cuales se registraron un total de 132 morfoespecies. De ellas, se identificaron 27 a nivel de especie, 79 quedaron a nivel de género, y el resto a un nivel taxonómico superior.

Por el tipo de vegetación, se encontraron más morfoespecies en áreas conservadas que en áreas perturbadas (Prueba de Mann-Whitney, $N=132$; $P<0.01$), siendo el número de 104 y 38, respectivamente, destacando que sí hay una diferencia significativa entre ambos tipos de vegetación. La tabla 1 refleja los taxones encontrados y sus datos ecológicos.

Tabla 1. Clasificación taxonómica, condición de vegetación, sustrato y hábito de las especies encontradas en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas

Clasificación taxonómica de las especies identificadas	Tipo de vegetación		Sustrato	Hábito
	Conservada	Perturbada		
Phyllum Ascomycota				
Orden Helotiales				
Familia Chlorociboriaceae				
* <i>Chlorociboria aeruginascens</i> (Nyl.) Kanouse ex C.S. Ramamurthi, Korf & L.R. Batra.	•		Lignícola	Saprobio
Orden Pezizales				
Familia Pezizaceae				
* <i>Peziza</i> sp. 01	•		Lignícola	Saprobio
Familia Pyronemataceae				
* <i>Aleuria</i> sp. 01	•		Humícola	Saprobio
* <i>Otidea</i> sp. 01	•		Terrícola	Micorrizógeno
Familia Sarcoscyphaceae				
* <i>Cookeina speciosa</i> (Fr.) Dennis.	•		Lignícola	Saprobio
* <i>Sarcoschypha</i> sp. 01	•		Lignícola	Saprobio
Orden Xylariales				
Familia Xylariaceae				
* <i>Xylaria polymorpha</i> (Pers.) Grev.	•		Lignícola	Saprobio
* <i>Xylaria</i> sp. 01	•		Lignícola	Saprobio
* <i>Xylaria</i> sp. 02	•		Lignícola	Saprobio
* <i>Xylaria</i> sp. 03	•		Lignícola	Saprobio
Phyllum Basidiomycota				
Orden Agaricales				
* <i>Agarical</i> sp. 01	•		Hojarasca	Saprobio

*Agarical sp. 02	•		Hojarasca	Saprobio
*Agarical sp. 03	•		Hojarasca	Saprobio
*Agarical sp. 04	•		Hojarasca	Saprobio
*Agarical sp. 05		•	Terrícola	Saprobio
*Agarical sp. 06	•		Terrícola	Saprobio
*Agarical sp. 07	•	•	Terrícola	Saprobio
*Agarical sp. 08	•		Hojarasca	Saprobio
*Agarical sp. 09	•		Humícola	Saprobio
*Agarical sp. 10	•		Terrícola	Saprobio
*Agarical sp. 11		•	Terrícola	Saprobio
*Agarical sp. 12	•		Terrícola	Saprobio
*Agarical sp. 13	•		Humícola	Saprobio
*Agarical sp. 14	•		Lignícola	Saprobio
* <i>Cotylidia aurantiaca</i> (Pat.) A.L. Welden.	•		Lignícola	Saprobio
Familia Agaricaceae				
* <i>Agaricus</i> sp. 01		•	Lignícola	Saprobio
* <i>Cyathus striatus</i> (Huds.) Willd.	•	•	Lignícola	Saprobio
Familia Amanitaceae				
* <i>Amanita</i> sp. 01	•		Terrícola	Micorrizógeno
Familia Clavariaceae				
* <i>Clavulinopsis</i> sp. 01	•		Humícola	Saprobio
Familia Cortinariaceae				
* <i>Cortinarius</i> sp. 01	•		Humícola	Micorrizógeno
* <i>Cortinarius</i> sp. 02	•		Humícola	Micorrizógeno
* <i>Cortinarius</i> sp. 03	•		Humícola	Micorrizógeno
* <i>Cortinarius</i> sp. 04	•		Humícola	Micorrizógeno

* <i>Cortinarius</i> sp. 05	•	Humícola	Micorrizógeno
* <i>Cortinarius</i> sp. 06	•	Humícola	Micorrizógeno
* <i>Cortinarius</i> sp. 07	•	Humícola	Micorrizógeno
* <i>Cortinarius</i> sp. 08	•	Humícola	Micorrizógeno
* <i>Cortinarius</i> sp. 09	•	Humícola	Micorrizógeno
Familia Hydnangiaceae			
* <i>Laccaria laccata</i> (Scop.) Cooke.	•	Humícola	Micorrizógeno
Familia Hygrophoraceae			
* <i>Hygrocybe cantharellus</i> (Fr.) Murrill.	•	Humícola	Saprobio
* <i>Hygrocybe</i> sp. 01	•	Terrícola	Saprobio
* <i>Hygrophorus</i> sp. 01	•	Hojarasca	Micorrizógeno
Familia Inocybaceae			
* <i>Crepidotus</i> sp. 01	•	Lignícola	Saprobio
* <i>Crepidotus</i> sp. 02	•	Lignícola	Saprobio
Familia Marasmiaceae			
* <i>Marasmius</i> sp 01	•	Humícola	Saprobio
* <i>Marasmius</i> sp. 02	•	Humícola	Saprobio
* <i>Marasmius</i> sp. 03	•	Humícola	Saprobio
* <i>Marasmius</i> sp. 04	•	Humícola	Saprobio
* <i>Marasmius</i> sp. 05	•	Humícola	Saprobio
* <i>Marasmius</i> sp. 06	•	Humícola	Saprobio
* <i>Marasmius</i> sp. 07	•	Humícola	Saprobio
* <i>Marasmius</i> sp. 08	•	Humícola	Saprobio
Familia Mycenaceae			
* <i>Hemimycena</i> sp. 01	•	Lignícola	Saprobio
Familia Omphalotaceae			

* <i>Gymnopus dryophilus</i> (Bull.) Murrill.	•		Humícola	Saprobio
* <i>Gymnopus</i> sp.01	•		Humícola	Saprobio
Familia Physalacriaceae				
* <i>Desarmillaria tabescens</i> (Scop.) R. A. Koch & Aime	•	•	Lignícola	Parásito
* <i>Oudemansiella canarii</i> (Jungh.) Höhn.	•		Lignícola	Saprobio
Familia Pleurotaceae				
* <i>Pleurotus djamor</i> (Rumph. Ex Fr.) Boedijn.	•	•	Lignícola	Saprobio
Familia Pluteaceae				
* <i>Pluteus</i> sp. 01	•		Lignícola	Saprobio
* <i>Pluteus</i> sp. 02	•		Lignícola	Saprobio
* <i>Pluteus</i> sp. 03	•		Lignícola	Saprobio
Familia Psathyrellaceae				
* <i>Parasola</i> sp. 01	•		Humícola	Saprobio
Familia Schizophyllaceae				
* <i>Schizophyllum commune</i> Fr.		•	Lignícola	Saprobio
* <i>Schizophyllum fasciatum</i> Pat.		•	Lignícola	Saprobio
Familia Strophariaceae				
* <i>Stropharia</i> sp. 01	•		Humícola	Saprobio
Familia Tricholomataceae				
* <i>Clitocybe</i> sp. 01	•		Humícola	Saprobio
* <i>Clitocybe</i> sp. 02	•		Terrícola	Saprobio
* <i>Clitocybe</i> sp. 03	•		Humícola	Saprobio
* <i>Collybia</i> sp. 01	•		Humícola	Saprobio
* <i>Collybia</i> sp. 02	•		Humícola	Saprobio
* <i>Collybia</i> sp. 03	•		Humícola	Saprobio
* <i>Collybia</i> sp. 04	•	•	Humícola	Saprobio

	* <i>Collybia</i> sp. 05	•	Humícola	Saprobio
Orden Auriculariales				
	Familia Auriculariaceae			
	* <i>Auricularia delicata</i> (Mont. Ex Fr.) Henn.	•	Lignícola	Saprobio
	* <i>Auricularia fuscosuccinea</i> (Mont.) Henn.	•	Lignícola	Saprobio
Orden Boletales				
	Familia Boletaceae			
	* <i>Boletellus</i> sp. 01	•	Hojarasca	Micorrizógeno
	* <i>Boletus</i> sp. 01	•	Terrícola	Micorrizógeno
	* <i>Heimioporus betula</i> (Schwein.) E. Horak.	•	Terrícola	Micorrizógeno
	* <i>Phylloporus</i> sp. 01	•	Humícola	Saprobio
	* <i>Tylopilus</i> sp. 01	•	Humícola	Saprobio
	Familia Hygrophoropsidaceae			
	* <i>Hygrophoropsis aurantiaca</i> (Wulfen) Maire.	•	Humícola	Saprobio
	Familia Sclerodermataceae			
	* <i>Scleroderma</i> sp. 01	•	Humícola	Saprobio
Orden Geastrales				
	Familia Geastraceae			
	* <i>Geastrum</i> sp. 01	•	Terrícola	Saprobio
Orden Hymenochaetales				
	Familia Hymenochaetaceae			
	* <i>Inonotus</i> sp. 01	•	Lignícola	Parásito
	* <i>Phellinus</i> sp. 01	•	Lignícola	Saprobio
	* <i>Phellinus</i> sp. 02	•	Lignícola	Saprobio
Orden Polyporales				
	*Poliporoide sp. 01	•	Lignícola	Saprobio

*Poliporoide sp. 02		•	Lignícola	Saprobio
*Poliporoide sp. 03	•		Lignícola	Saprobio
*Poliporoide sp. 04		•	Lignícola	Saprobio
*Poliporoide sp. 05		•	Lignícola	Saprobio
*Poliporoide sp. 06		•	Lignícola	Saprobio
*Poliporoide sp. 07	•		Lignícola	Saprobio
*Poliporoide sp. 08	•		Lignícola	Saprobio
*Poliporoide sp. 09		•	Lignícola	Saprobio
*Poliporoide sp. 10	•		Lignícola	Saprobio
Familia Fomitopsidaceae				
* <i>Postia</i> sp. 01		•	Terrícola	Saprobio
Familia Ganodermataceae				
* <i>Ganoderma</i> sp. 01	•		Lignícola	Saprobio
* <i>Ganoderma</i> sp. 02	•	•	Lignícola	Saprobio
Familia Meruliaceae				
* <i>Cymatoderma</i> sp. 01	•		Lignícola	Saprobio
Familia Polyporaceae				
* <i>Earliella scabrosa</i> (Pers.) Gilb. & Ryvardeen.	•	•	Lignícola	Saprobio
* <i>Earliella</i> sp. 01	•		Lignícola	Saprobio
* <i>Fabisporus sanguineus</i> (L.) Z. Mitr.		•	Lignícola	Saprobio
* <i>Fomes</i> sp. 01		•	Lignícola	Saprobio
* <i>Hexagonia</i> sp. 01		•	Lignícola	Saprobio
* <i>Lentinus crinitus</i> (L.) Fr.		•	Lignícola	Saprobio
* <i>Lentinus</i> sp. 01	•		Lignícola	Saprobio

	* <i>Lentinus</i> sp. 02	•		Lignícola	Saprobio
	* <i>Lentinus tricholoma</i> (Mont.) Zmitr.	•	•	Lignícola	Saprobio
	* <i>Lenzites betulinus</i> (L.) Fr.	•		Lignícola	Saprobio
	* <i>Lenzites</i> sp. 01	•		Lignícola	Saprobio
	* <i>Lenzites</i> sp. 02		•	Lignícola	Saprobio
	* <i>Trametes elegans</i> (Spreng.) Fr.		•	Lignícola	Saprobio
	* <i>Trametes</i> sp01		•	Lignícola	Saprobio
	* <i>Trametes villosa</i> (Sw.) Kreisel.		•	Lignícola	Saprobio
Familia Sparassidaceae					
	* <i>Sparassis</i> sp01		•	Humícola	Saprobio
Orden Russulales					
Familia Auriscalpiaceae					
	* <i>Auriscalpium vulgare</i> Gray.	•		Humícola	Saprobio
Familia Russulaceae					
	* <i>Lactarius</i> sp. 01	•		Terrícola	Micorrizógeno
	* <i>Lactarius</i> sp. 02	•		Terrícola	Micorrizógeno
	* <i>Lactarius</i> sp. 03	•		Terrícola	Micorrizógeno
	* <i>Lactarius</i> sp. 04	•		Terrícola	Micorrizógeno
	* <i>Lactarius</i> sp. 05	•		Terrícola	Micorrizógeno
	* <i>Russula</i> sp. 01	•		Humícola	Micorrizógeno
	* <i>Russula</i> sp. 02	•		Humícola	Micorrizógeno
	* <i>Russula</i> sp. 03	•		Humícola	Micorrizógeno
	* <i>Russula</i> sp. 04	•		Humícola	Micorrizógeno
Familia Stereaceae					
	* <i>Stereum complicatum</i> (Fr.) Fr.	•	•	Lignícola	Saprobio
	* <i>Stereum ostrea</i> (Blume & T. Nees) Fr.	•		Lignícola	Saprobio

	* <i>Stereum</i> sp. 01	•	Lignícola	Saprobio
	* <i>Stereum</i> sp. 02	•	Lignícola	Saprobio
	* <i>Stereum</i> sp. 03	•	Lignícola	Saprobio
Orden Thelephorales				
Familia Bankeraceae				
	* <i>Hydnellum</i> sp. 01	•	Humícola	Saprobio

7.2 Análisis taxonómico

7.2.1 Phylum más representativo

De acuerdo a su clasificación taxonómica, dentro del phylum Ascomycota se registró el 12% de las morfoespecies totales colectadas. Entre los Basidiomycota se registraron ocho órdenes y 32 familias, que representan el 88% restante (Figura. 2).

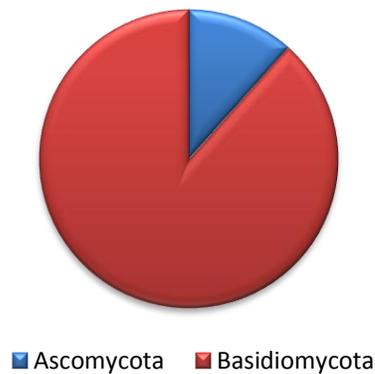


Figura. 2. Porcentaje de los grupos taxonómicos colectados en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

7.2.2 Órdenes más representativos

Los órdenes más representativos son Agaricales con 17 familias; Polyporales con cinco familias; Pezizales, Boletales y Russulales que cuentan con tres familias cada uno. Finalmente, el resto de los órdenes cuentan con una sola familia (Figura. 3).

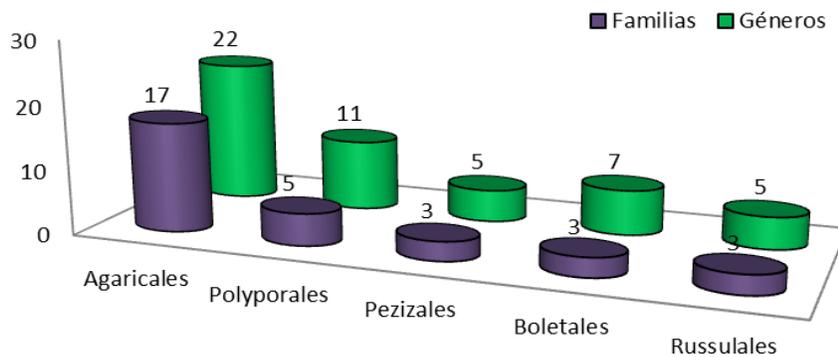


Figura. 3. Órdenes más representativos de las morfoespecies colectadas en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

7.2.3 Familias mejor representadas

Las familias más representativas, en cuanto a géneros, son las familias Polyporaceae, con seis géneros, y Boletaceae, con cuatro géneros. Pyronemataceae, Hygrophoraceae, Tricholomataceae, Hymenochaetaceae y Russulaceae presentan dos géneros cada una, y las familias Pezizaceae, Sarcoscyphaceae, Xylariaceae, Agaricaceae, Amanitaceae, Clavariaceae, Cortinariaceae, Inocybaceae, Marasmiaceae, Mycenaceae, Omphalotaceae, Pluteaceae, Psathyrellaceae, Strophariaceae, Sclerodermataceae, Geastraceae, Fomitopsidaceae, Ganodermataceae, Meruliaceae, Sparassidaceae, Stereaceae y Bankeraceae presentan un solo género, mostrando estas familias un representación más homogénea (Figura. 4).

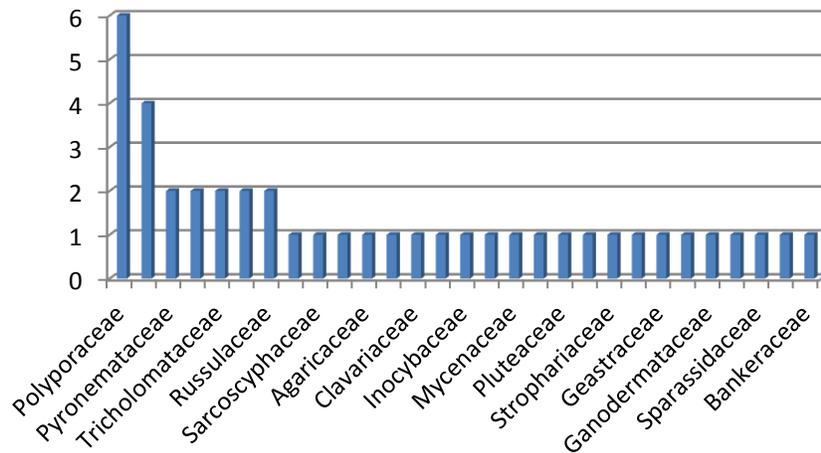


Figura. 4. Número de géneros por familia de las morfoespecies identificadas del Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

La familia más representativa, en cuanto a especies, corresponde a Polyporaceae, la cual presenta el mayor número de especies, con siete en total. Las familias Auriculariaceae, Physalacriaceae, Schizophyllaceae y Stereaceae contabilizan dos especies cada una, y las familias Sarcoscyphaceae, Xylariaceae, Agaricaceae, Auriscalpiaceae, Boletaceae, Chlorociboriaceae, Hydangiaceae, Hygrophoraceae, Hygrophoropsidaceae, Omphalotaceae y Pleurotaceae presentan una especie cada una (Figura. 5).

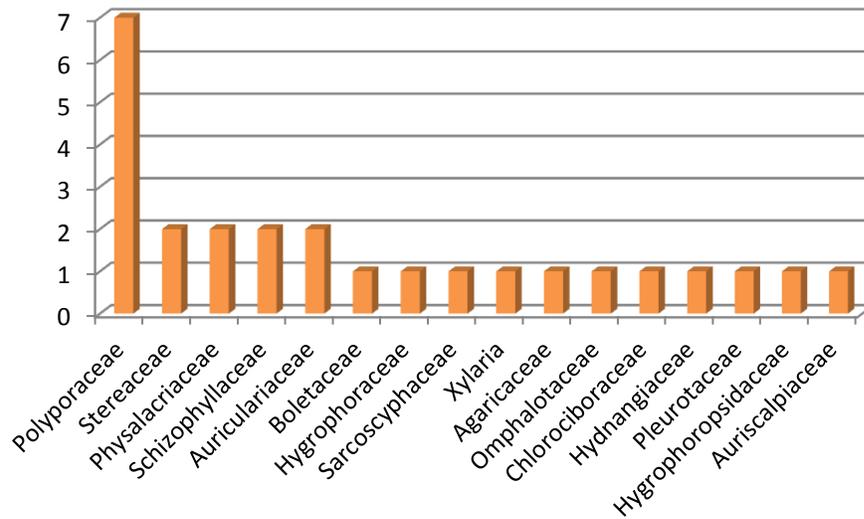


Figura. 5. Número de especies por familia identificadas del Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

7.2.4 Especies identificadas

Las morfoespecies identificadas a nivel de especie fueron 27.

Tres pertenecientes al phylum Ascomycota: *Chlorociboria aeruginascens* (Nyl.) Kanouse ex C.S. Ramamurthi, Korf & L.R. Batra; *Cookeina speciosa* (Fr.) Dennis; *Xylaria polymorpha* (Pers.) Grev.

Las 24 restantes pertenecen al phylum Basidiomycota: *Auricularia delicata* (Mont. Ex Fr.) Henn.; *Auricularia fuscossuccinea* (Mont.) Henn.; *c* (Schwein.) E. Horak.; *Auriscalpium vulgare* Gray.; *Cotylidia aurantiaca* (Pat.) A.L. Welden; *Cyathus striatus* (Huds.) Willd; *Desarmillaria tabescens* (Scop.) R. A. Koch & Aime; *Earliella scabrosa* (Pers.) Gilb. & Ryvarden.; *Fabisporus sanguineus* (L.) Zmitr.; *Gymnopus dryophilus* (Bull.) Murrill; *Heimioporus betula* (Schwein.) E. Horak; *Hygrocybe cantharellus* (Fr.) Murrill; *Hygrophoropsis aurantiaca* (Wulfen) Maire.; *Laccaria laccata* (Scop.) Cooke; *Lentinus crinitus* (L.) Fr.; *Lentinus tricholoma* (Mont.) Zmitr.; *Lenzites betulinus* (L.) Fr.; *Oudemansiella canarii* (Jungh.) Höhn.; *Pleurotus djamor* (Rumph. Ex Fr.) Boedijn; *Schizophyllum commune* Fr.; *Schizophyllum fasciatum* Pat.; *Stereum complicatum* (Fr.) Fr. y *Stereum ostrea* (Blume & T. Nees) Fr.; *Trametes elegans* (Spreng.) Fr. y *Trametes villosa* (Sw.) Kreisel.

Se registra por primera vez para el estado de Chiapas a *Schizophyllum fasciatum* Pat., como parte de la micobiota de la región.

7.3 Aspectos ecológicos

7.3.1 Sustratos de las especies

En el caso del sustrato, se colectaron cinco especies humícolas, las cuales son *Laccaria laccata*, *Hygrocybe cantharellus*, *Gymnopus dryophilus*, *Hygrophoropsis aurantiaca* y *Auriscalpium vulgare*, que representan el 18%. Se encontró un alto número de especies lignícolas, sumando un total de 21, las cuales son *Chlorociboria aeruginascens*, *Cookeina speciosa*, *Xylaria polymorpha*, *Cotylidia aurantiaca*, *Cyathus striatus*, *Desarmillaria tabescens*, *Oudemansiella canarii*, *Pleurotus djamor*, *Schizophyllum commune*, *Schizophyllum fasciatum*, *Auricularia delicata*, *Auricularia fuscosuccinea*, *Earliella scabrosa*, *Lentinus crinitus*, *Lentinus tricholoma*, *Lenzites betulinus*, *Lenzites elegans*, *Pycnoporus sanguineus*, *Trametes villosa*, *Stereum complicatum* y *Stereum ostrea*, que representan el 78% de las especies. Finalmente, la única especie terrícola identificada fue *Heimioporus betula*, que representa el 4%. Los datos anteriores se muestran en la figura 6.

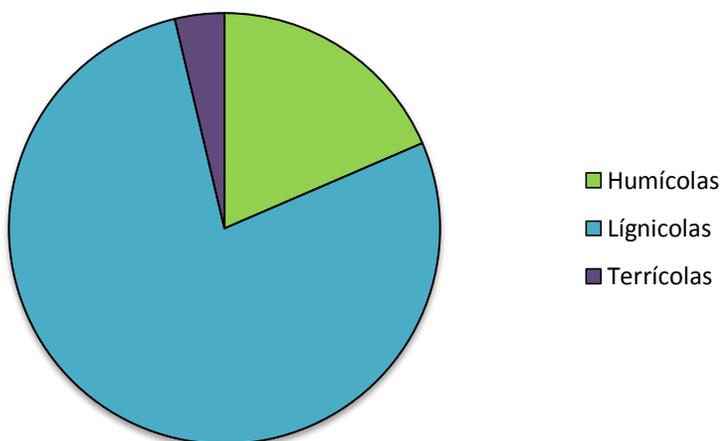


Figura. 6. Sustratos en los que se colectaron las especies identificadas en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

7.3.2 Hábito de las especies

De acuerdo al hábito de las especies identificadas, se encontró un alto número de especies saprófitas, las cuales son *Chlorociboria aeruginascens*, *Cookeina speciosa*, *Xylaria polymorpha*, *Cotylidia aurantiaca*, *Cyathus striatus*, *Hygrocybe cantharellus*, *Gymnopus dryophilus*, *Oudemansiella canarii*, *Pleurotus djamor*, *Schizophyllum commune*, *Schizophyllum fasciatum*, *Auricularia delicata*, *Auricularia fuscosuccinea*, *Auriscalpium vulgare*, *Hygrophoropsis aurantiaca*, *Earliella scabrosa*, *Lentinus crinitus*, *Lentinus tricholoma*, *Lenzites betulinus*, *Lenzites elegans*, *Pycnoporus sanguineus*, *Trametes villosa*, *Stereum complicatum* y *Stereum ostrea*, que representan el 89% de las especies. En el caso de las especies micorrizógenas, solo se identificaron a dos, *Laccaria laccata* y *Heimioporus betula*, que representan el 7%. Finalmente, la única especie identificada como parásita es *Desarmillaria tabescens*, la cual representa el 4% de las especies. Esta relación se observa en la figura 7.

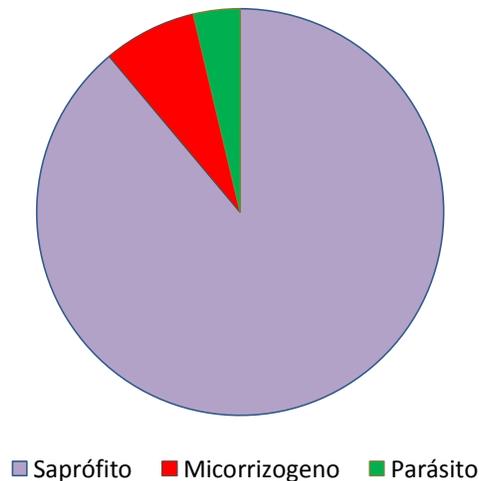


Figura. 7. Hábitos de las especies identificadas en el Ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

7.4 Abundancia de esporomas

La abundancia de esporomas obtenidos en este trabajo fue de 2 997 esporomas. De ellas, el taxón más abundante fue *Schizophyllum commune*, con 1 145 esporomas. La siguiente figura muestra los taxones más abundantes del sitio (Figura. 8).

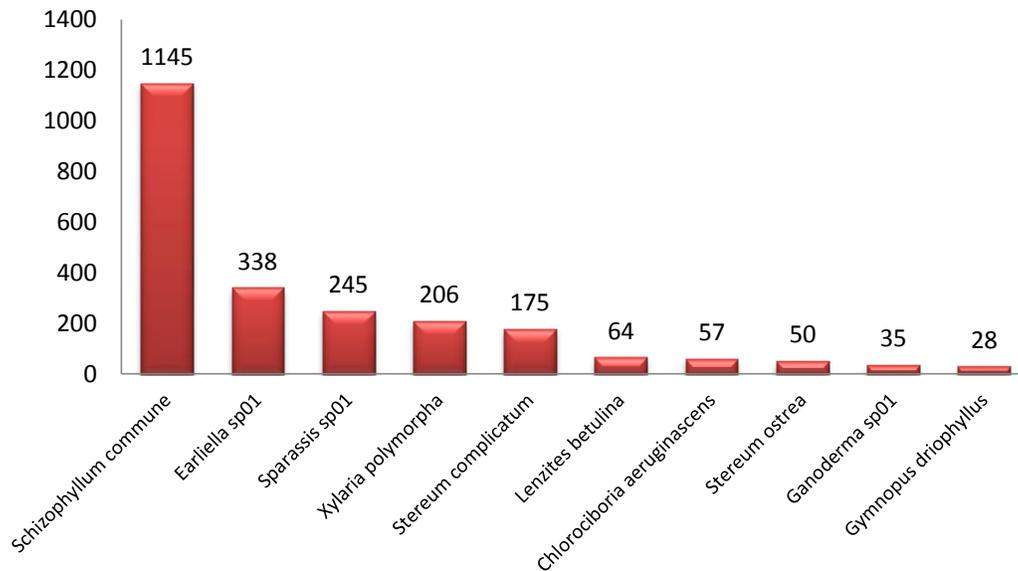


Figura 8. Taxones con mayor abundancia de esporomas en el ejido Amatlán, Ocosingo, Chiapas.

Centrándonos en cada condición de vegetación, podemos ver que la relación es diferente, pues se hallaron más esporomas en los sitios perturbados que en las áreas conservadas, habiendo un total de 1 608 y 1 389, respectivamente. En términos estadísticos, la media en la abundancia de esporomas fue significativamente mayor en las áreas con vegetación perturbada que en áreas con vegetación conservada (Prueba de Mann-Whitney; $N= 132$; $P < 0.01$); 12.18 en zonas perturbadas y 10.52 en zonas conservadas, lo que demuestra que hay una diferencia significativa en áreas perturbadas.

A pesar de que existe un contraste considerable en el número de esporomas, existe una varianza muy elevada en las áreas perturbadas ($s^2=10$

331.49), ya que hay una especie con un valor muy alto, y la mayoría posee valores mucho menores en comparación con ella.

La figura 9 muestra las especies más cuantiosas de este tipo de vegetación.

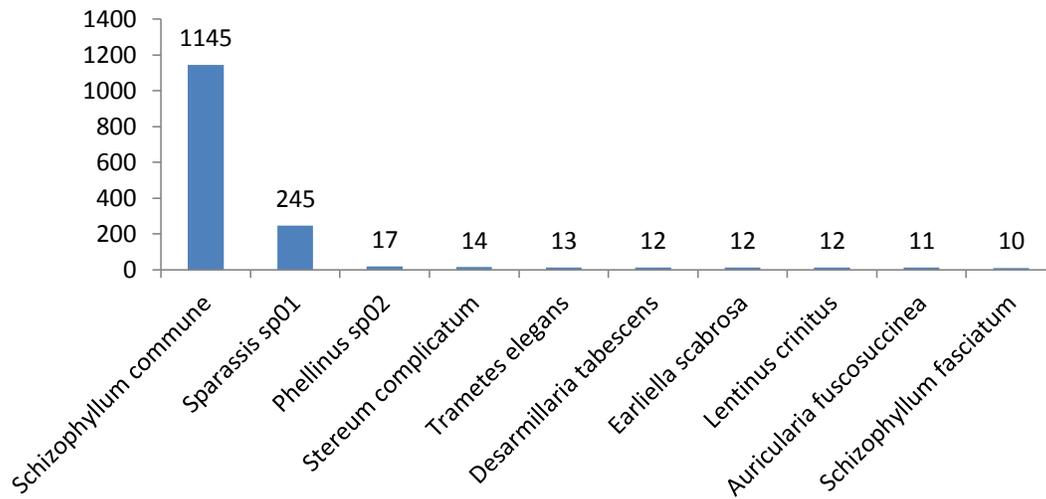


Figura 9. Taxones con más esporomas en vegetación perturbada, en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

En la figura 10, se pueden observar las especies con más esporomas en la vegetación conservada.

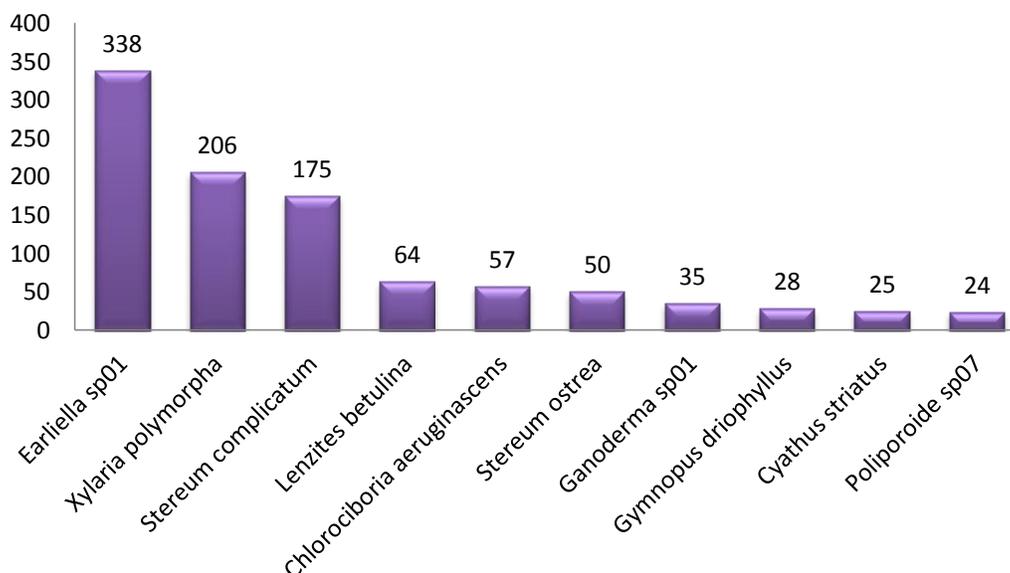


Figura 10. Taxones con más abundancia de esporomas en vegetación conservada, en el ejido Amatitlan, Ocosingo, Chiapas.

Finalmente, si centramos los datos de abundancia conforme al área total muestreada por condición de vegetación (800 m²), podemos inferir que hay más posibilidad de encontrar esporomas en los sitios perturbados que en sitios con vegetación conservada. Es decir, es probable encontrar hasta 2.01 esporomas por m² en sitios perturbados, mientras que en sitios conservados esta probabilidad es de 1.73 esporomas por m², tal como se observa en la tabla 2.

Tabla 2. Densidad de esporomas por metro cuadrado en ambas condiciones de vegetación.

Vegetación conservada	Vegetación perturbada
1.73	2.01

7.5 Frecuencia espacial

Analizando los datos obtenidos, y recordando que en cada condición de vegetación se utilizaron cuatro puntos de colecta, referente a este rubro, podemos observar la presencia de 104 morfoespecies en áreas con vegetación conservada. De éstas, sólo *Collybia* sp. 04 y *Marasmius* sp. 02 tienen presencia en todos los puntos de colecta. Así mismo, cinco taxones tienen presencia en tres puntos de colecta, 16 están presentes en dos puntos de colecta, y el resto de las morfoespecies se encontraron en sólo un punto.

Por otro lado, en las áreas con vegetación perturbada se hacen presentes 38 morfoespecies. De ellas, *Lentinus crinitus*, Poliporoide sp. 02 y *Schizophyllum commune* están presentes en dos sitios de colecta, mientras que el resto sólo se presentan en un sitio de colecta. Cabe destacar que en una banda existe una ausencia total de esporomas.

La relación de los taxones y su frecuencia espacial puede observarse en la tabla 3, en la sección de anexos.

7.6 Frecuencia temporal

La frecuencia temporal es similar a la anterior, ya que las morfoespecies son las mismas, pero en este caso se toma en cuenta el número de fechas en que aparecieron, habiendo un total de nueve fechas o visitas realizadas. Tomando en cuenta esto, en el caso de la vegetación conservada, se hallaron 104 morfoespecies. De éstas, *Gymnopus driophyllus*, *Lenzites betulina* y *Stereum complicatum* son las que tienen mayor representación, apareciendo en cuatro de las visitas realizadas, mientras que cinco morfoespecies aparecieron en tres ocasiones, diez morfoespecies en dos fechas, y el resto en sólo una visita.

En las zonas con vegetación perturbada, se contabilizaron 38 morfoespecies en total. Se observa una dominancia de la especie *Schizophyllum commune*, pues estuvo presente en ocho de las nueve visitas realizadas, siendo la más representativa en este tipo de vegetación. En comparación a esa especie, el resto de los taxones tuvieron una representación menor, siendo *Lentinus tricholoma* la única presente en tres fechas; *Geastrum* sp. 01, *Lentinus crinitus*,

Lenzites elegans, Poliporoide 02 y *Schizophyllum fasciatum* se observaron en dos fechas, y el resto de las especies se presentaron en una sola fecha.

La frecuencia temporal de los taxones colectados se muestra en la figura 11.

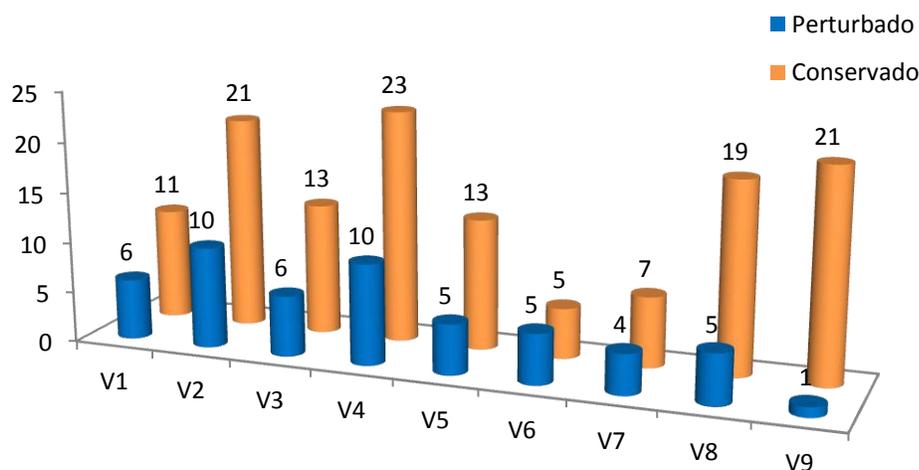


Fig. 11. Frecuencia temporal de los taxones colectados por visita en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

7.7 Valor de Importancia Ecológica (VIE)

La especie que presentó el VIE más alto fue *Schizophyllum commune*, con un valor de 2.7709. Le siguen *Collybia* sp. 04 con un valor de 2.3363, *Gymnopus driophyllus* con 2.2037, *Marasmius* sp. 02 con 2.1137, *Stereum ostrea* con 2.1 y *Cyathus striatus* con 2.0916.

En los sitios con vegetación conservada, los taxa más destacados son las del párrafo anterior con excepción de *S. commune*.

En los sitios con vegetación perturbada, destaca la dominancia de *Schizophyllum commune*, cuyo valor de importancia ecológica se mencionó al inicio de este apartado, siguiéndole *Lentinus crinitus* (1.7262), Poliporoide sp. 02 (1.7245), *Lentinus tricholoma* (1.5856) y *Lenzites elegans* (1.4765). También destaca que estos taxones mencionados son de naturaleza lignícola.

La relación del Valor de Importancia Ecológica, así como los parámetros utilizados para este fin y los taxa estudiados en este trabajo puede cotejarse en la sección de anexos, en la tabla 5.

En la figura 12, se observa la diferencia existente entre los cuatro parámetros evaluados en ambas condiciones de vegetación. Dentro de los espacios conservados se registraron mayores valores de riqueza, frecuencia espacial y temporal, mientras que la abundancia es mayor en los espacios perturbados.

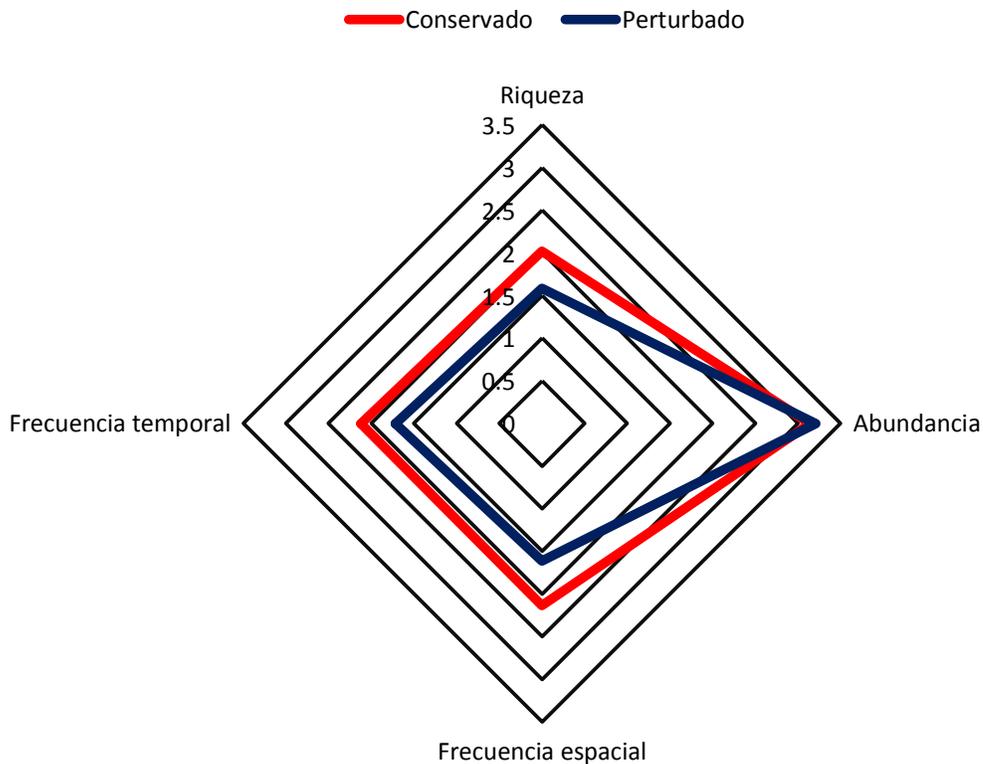


Figura 12. Gráfica de telaraña que muestra la interacción de las variables de estudio en las dos condiciones vegetacionales.

Finalmente, podemos observar que sí hay diferencias significativas respecto al Valor de Importancia Ecológica entre ambas condiciones vegetacionales, puesto que en las zonas con vegetación conservada se encuentran más especies que en áreas perturbadas, y en contraste, hay varios taxones que presentan valores mayores a 2, mientras que en las áreas perturbadas, solamente *Schizophyllum commune* presenta un valor mayor a 2, destacando que es esta especie la que tiene el Valor de Importancia Ecológica más alto que el resto.

En términos estadísticos, la media en cuanto al VIE es mayor en áreas con vegetación conservada (Prueba de Mann-Whitney; N= 132; P<0.01) con un valor de 1.1641, mientras que en zonas perturbadas el valor es de 0.4169, indicando que sí hay una diferencia significativa. Para terminar, la varianza en sitios conservados y perturbados es ligeramente diferente, con 0.4083 y 0.4570, y una mediana de 1.3626 y 0.0000, respectivamente.

VIII. DISCUSIÓN

Los principales preceptos de este trabajo se orientan a evaluar la importancia ecológica de los macromicetos de acuerdo a las variables utilizadas, para compararlos entre las condiciones de vegetación conservada y perturbada.

8.1 Riqueza de especies

Como se ha mostrado antes, el número de morfoespecies colectadas suma un total de 132, y de éstas, 79 se identificaron a nivel de género y 27 a nivel de especie. Si tomamos en consideración las estimaciones calculadas del número de especies presentes en el estado, que oscilan entre 20 000 y 49 000 (Andrade-Gallegos y Sánchez-Vazquez, 2005; Ruan-Soto *et al.*, 2013; Chanona *et al.*, 2014), en este trabajo se encontró el 0.14% o el 0.055% de tales especies, dependiendo del valor que consideremos, y, a su vez, las 27 especies encontradas representan el 4.5% de las 600 especies que, se estiman, han sido registradas en Chiapas (Ruan-Soto *et al.*, 2013).

El porcentaje de ejemplares determinados a nivel de especie es un claro reflejo de la falta de claves especializadas, monografías, trabajos literarios y sobre todo, de taxónomos especializados en estos organismos que nos permitan una determinación y registro taxonómico de las especies presentes en el estado, y particularmente, aquellos de la región neotropical (Hawksworth, 1991; Cannon, 1997; Guzman, 2008a).

8.2 Análisis taxonómico

8.2.1 Phylum más representativo

Considerando el total de las morfoespecies identificadas, el phylum que presenta el mayor valor es el Basidiomycota, la cual es representada por 24 especies y 37 géneros, lo que representa el 88%, mientras que el phylum Ascomycota, representado por tres especies y cinco géneros, engloba el 12% restante (Fig. 2).

Estos resultados coinciden con diversos trabajos, donde comúnmente es el phylum Basidiomycota el más representado en una proporción del 90%, ya sea en estudios con muestreos en varios tipos de vegetación (Díaz-Barriga *et al.*, 1988; Álvarez-Espinosa, 2006; Chanona-Gómez *et al.*, 2007; Vázquez-Mendoza, 2008;

Ugalde, 2013; Terrez-Villanueva *et al.*, 2017), o en un determinado tipo de vegetación (Pompa-González *et al.*, 2011; Torres-Calvo, 2013; López-Guzmán *et al.*, 2017).

Además, las proporciones que el phylum Basidiomycota presenta son altas y variables, y pueden mostrar valores arriba del 70%, por ejemplo, Carranza-Velázquez *et al.*, (2014) encuentran 73.4% y Ruan-Soto *et al* (2017) encuentran una proporción del 77.42%; valores por arriba del 80%, como los obtenidos por Hernández-Maza (2009) con 80.21%; Heredia (1989) con 80.95%; López-Guzman *et al.*, (2017), con 82.35%; el presente trabajo, con una proporción del 88%; e incluso valores iguales o mayores al 90%, pudiéndose mencionar trabajos como los de lvarez-Espinosa (2006) y Serrano-Heleria (2018) con 90%, Torres-Gómez (2012) con 90.90%, Pompa-González *et al.*, (2011) con 91.07%, Terrez-Villanueva *et al.*, (2017) con 93.69%, y Vázquez-Mendoza (2008) con 94.77%.

Esto nos permite inferir que en muchos estudios, generalmente el phylum Basidiomycota es el mayor representante de las especies encontradas, y si extrapolamos lo dicho por Guzmán-Dávalos y Guzmán (1979) y Villarruel-Ordz y Cifuentes (2007), quienes mencionan que la diversidad de una determinada área posee una representación porcentual aproximada del 10% para el phylum Ascomycota, esta tendencia se muestra inexacta, pues se obtienen valores mayores, iguales y menores a dicho porcentaje, si consideramos los trabajos arriba citados, lo que comprobaría que lo dicho por los autores anteriormente citados no resulta en todos los casos algo exacto, por lo que tal porcentaje dependería del tipo de estudio o la vegetación en donde se realice, y probablemente, a otros factores, por lo que este patrón podría ser diferente en cada tipo de vegetación.

Obviamente, estos valores fluctuantes no se podrían considerar en trabajos que evalúen grupos dentro del phylum Basidiomycota, como los poliporáceos (Santiago-Vilchis, 2009) o enfocados a otros phyllums como el Ascomycota (Raymundo *et al.*, 2013) o Glomeromycota (lvarez-Sánchez *et al.*, 2017).

8.2.2. Orden más representativo

Referente al orden más representativo, se halló que corresponde al orden Agaricales, la cual presentó 22 géneros y 10 especies identificadas (Fig. 3).

Esto no coincide con Carranza-Velázquez *et al.*, (2014), quienes citan al orden Polyporales como el más representativo en bosques húmedos tropicales, pero si con varias investigaciones (Álvarez-Espinosa, 2006; Torres-Calvo, 2013; Ruan-Soto, 2014; Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017; Serrano-Heleria, 2018; Aguilar-Sobrino, 2019) donde los Agaricales son el orden más abundante de cada una de ellas, aunque con proporciones diferentes, lo que nos permitiría deducir que es un orden con tendencia alta de registros, pero que necesita más estudios que confirmen dicha aseveración (Villarruel *et al.*, 2015), sobre todo en áreas tropicales, pues además de contar con numerosas especies, la dominancia de sus esporomas y la gran variedad de hábitats, permiten que estos sean encontrados (Singer, 1976; Bendayán *et al.*, 2011).

8.2.3. Familias más representativas

Enfocandonos en la familia más representativa, en este trabajo se encontró que la familia Polyporaceae es la mayor representada, pues cuenta con siete especies y 6 géneros, seguida la familia Boletaceae, que cuenta con una especie y cuatro géneros, mientras las demás presentan una o dos especies y uno o dos géneros, siendo un poco más homogéneas en el muestreo realizado, como se observa en la figura 4.

La familia Polyporaceae presenta una amplia distribución geográfica, presente en zonas boreales, templadas y tropicales (Ryvarden y Gilbertson, 1993), con varios géneros y especies pertenecientes a ésta colectados en varios estudios, en menor o mayor medida, siendo posible encontrarla en vegetación de climas templados, por ejemplo, en bosques de *Quercus* y/o *Pinus* (Díaz *et al.*, 2005; Álvarez-Espinosa, 2006; Müller *et al.*, 2006; Vázquez-Mendoza, 2008; Grajales-Vázquez, 2013; Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017), o bosques mesófilos de montaña (Hernández-Maza, 2009; Torres-Calvo, 2013; Serrano-Heleria, 2018), sin embargo, muestra una preferencia sobre bosques tropicales.

Trabajos realizados en éstos, muestran resultados variables, pues algunos reflejan poca representación de esta familia (Alvarado-Rodríguez, 2006; García-Santiago, 2011; Ruan-Soto, 2014; Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017), otros una representación moderada (Domínguez-Gutiérrez, 2011; Grajales-Vázquez *et al.*, 2008), y finalmente, trabajos en donde es la familia mejor representada (Cruz-Solís, 2013; Santiago-Vilchis, 2009; Pompa-González *et al.*, 2011; Medina-Jaritz *et al.*, 2012; Manga-López, 2013; López-Guzman *et al.*, 2017; Ruan-Soto *et al.*, 2017), incluyendo el presente estudio.

Esto concuerda en parte por lo dicho por Canseco-Zorrilla (2011), quien menciona que las familias Agaricaceae y Polyporaceae son de las más abundantes en áreas tropicales, y Guzmán (2003), quien menciona la afinidad de las familias Coroliaceae y Polyporaceae a este tipo de vegetación, aunque en nuestro caso, solamente Polyporaceae muestra mayor representatividad, mientras que Agaricaceae apenas muestra una especie y un género, y Coriolaceae tiene una ausencia total.

En este trabajo se presentan 37 familias en total, lo que podría ser un indicador de la alta diversidad de la micobiota presente en zonas tropicales.

En general, y de acuerdo a Cannon y Kirk (2007) estas familias tienen una distribución mundial, o bien, amplia. Así, podemos mencionar algunas familias presentes en este estudio, como:

- Agaricaceae, que es la de mayor distribución en el país (Aguirre-Acosta y Pérez-Silva, 1978);
- Xylariaceae, es la familia mejor representada en México (Medel, 2007), siendo citados para este grupo más de 300 especies, guiándonos en el último inventario de Ascomicetos;
- Sarcoscyphaceae, la cual tiene distribución en regiones templadas del Hemisferio norte y zonas tropicales del Hemisferio Sur (Butterfill y Spooner, 1995), y presenta mayor diversidad en las zonas tropicales (Hansen y Pfister, 2006), mientras que en México presenta una distribución marcadamente tropical (Ortega-López *et al.*, 2019);

- Hygrophoraceae viven sobre la tierra en bosques de todo tipo y en praderas o pastos entre la hierba (Caballero-Moreno y Palacios-Remondo, 2001). Esta familia es poco conocida en México, aunque existen publicaciones que citan especies de esta familia, por lo que no ha sido ampliamente estudiada (Santillán y Valenzuela, 1986);
- Hydnangiaceae es una familia importante de hongos micorrizógenos con un amplio rango de hospederos con plantas de todo el mundo, por lo que juegan un papel importante como simbiosis en ecosistemas forestales (Nara *et al.*, 2003; Roy *et al.*, 2008);
- Pyronemataceae posee un amplio rango de nichos, fructificando en todo tipo de suelos, estiércol y restos de madera (Liu y Zhuang, 2006a);
- Meruliaceae se encuentra ampliamente distribuida en la naturaleza, siendo su importancia como degradadores de madera, y no tiene estudios específicos en México, particularmente el número de especies catalogadas en el país (Tapia y Chacón, 2015);
- Pezizaceae, en el país, se encuentra principalmente en zonas templadas, bosques de encinos, bosques mesófilos de montaña y raramente en vegetación tropical, e incluyen especies muy diversas en cuanto a hábitats, sustratos y filogenia (Medel *et al.*, 2013). Esta familia es muy importante en los bosques, al contribuir al mantenimiento de los ecosistemas, pues cuenta con varias especies ectomicorrízicas (Rinaldi *et al.*, 2008);
- Omphalotaceae está ampliamente distribuida en el mundo, y es cosmopolita en regiones forestales (Oliveira *et al.*, 2019).

También algunas de estas familias, como Agaricaceae, Entolomataceae, Tricholomataceae y Lepiotaceae pueden considerarse familias indicadoras de perturbación debido a que requieren algunas condiciones particulares para su desarrollo (Quezada, 2005), aunque en este trabajo no se reportan las familias Entolomataceae y Lepiotaceae.

8.2.4. Géneros más representativos

En cuanto a los géneros, se reportan en total 42 de ellos.

Si bien gran parte de los géneros tuvieron poca representación, por ejemplo, *Amanita*, *Otidea*, *Boletus*, o *Stropharia*, hubo cinco que muestran mayor dominancia, siendo éstos, *Cortinarius*, *Marasmius*, *Collybia*, *Lactarius* y *Russula*, presentando nueve, ocho, cinco, cinco y cuatro taxones, respectivamente.

Cortinarius es un género muy diverso taxonómicamente, de hongos micorrízicos, y con distribución global (Nilsen *et al.*, 2019). Junto con *Amanita*, *Boletus*, *Cortinarius*, *Laccaria*, *Lactarius*, *Russula* y *Tylopilus*, son géneros que comúnmente forman micorrizas con las plantas, lo que permite resaltar su importancia en ecosistemas forestales (Allen, 1991; Mata *et al.*, 2003; Chanona *et al.*, 2014), especialmente de *Cortinarius*, cuyo género fue el más dominante en este estudio.

La alta representatividad de *Marasmius*, por otra parte, coincide con lo dicho por Gazis (2002) y García y Bolaños (2010), quienes mencionan a este género como uno de los más abundantes en selvas tropicales, pues habitan bosques tropicales y subtropicales, siendo abundantes en bosques cálidos, húmedos y ricos en materia orgánica (Puccinelli y Capelari, 2009), por lo que su importancia ecológica es grande al ser degradadores de hojas muertas de los árboles (Lodge y Cantrell, 1995; Pérez-Silva *et al.*, 2006), además, es citado como un género de distribución tropical, junto a *Gymnopus*, *Geastrum* y *Schizophyllum* (Bandala *et al.*, 2008; Guzmán, 2008a; Montoya *et al.*, 2010), por mencionar algunos.

También puede mencionarse que géneros como *Collybia*, *Clitocybe*, *Phellinus* y *Polyporus* son considerados como especies pantropicales o cosmopolitas, lo que hace posible que sean encontrados en bosques tropicales o templados como bosques de pino-encino (Esqueda *et al.*, 2010; Montoya *et al.*, 2010; Ugalde, 2013; Serrano-Heleria, 2018), lo que podría explicar su presencia en este estudio.

En resumen, la gran diversidad de familias y géneros de macromicetos es posible porque, de acuerdo con Fox (1992), las selvas húmedas poseen la mayor

diversidad y abundancia de hongos en el planeta, lo que a su vez, puede explicarse en que a mayor diversidad de plantas, mayor variedad de hábitats y por consiguiente, mayor diversidad de macromicetos (Schmit *et al.*, 2005; Villarruel-Ordaz y Cifuentes, 2007), permitiendo que estos organismos encuentren las condiciones necesarias para su desarrollo.

Esta sentencia parece ser apoyada por algunos trabajos realizados en el estado en este tipo de vegetación (Domínguez-Gutiérrez, 2011; Cruz-Solís, 2013; Ruan-Soto, 2014; Ruan-Soto *et al.*, 2017), incluyendo también al presente.

8.2.5 Especies identificadas

A continuación se discuten algunos aspectos de las especies de mayor relevancia encontradas en el sitio de estudio.

Chlorociboria aeruginascens (Nyl.) Kanouse ex C.S. Ramamurthi, Korf & L.R. Batra, en México, es citada por Heredia (1989) en la reserva de la Biósfera El Cielo en Tamaulipas, mientras que Valenzuela (1990) la cita como especie de bosques de encino, y con menciones en Guerrero, Morelos y Nuevo León, e incluso menciona un registro en Michigan, Estados Unidos de América, y por Vázquez-Mendoza (2008) en bosques de pino-encino en el municipio de Santa Catarina Ixtepeji en Oaxaca.

En Chiapas, es mencionada por Robles-Porras *et al.*, (2006) en la región fisiográfica de los Altos de Chiapas, y Hernández-Maza (2009) la cita para el bosque mesófilo de montaña presente en Cerro Brujo, Ocozocoautla.

Cookeina speciosa (Fr.) Dennis se cita en bosque húmedo tropical en la Estación La Leona en el Parque Nacional Corcovado en Costa Rica (Carranza-Velázquez *et al.*, 2014). Es citado en México por Terríquez-Villanueva *et al.*, (2017) en el cerro Punta Grande, Pocitlán, Jalisco, en bosques de Quercus.

En el estado ha sido documentada por Hernández-Maza (2009), quien la cita para el bosque mesófilo de montaña presente en Cerro Brujo, Ocozocoautla, y en la Selva Lacandona, por varios autores, como Domínguez-Gutiérrez (2011) en Nahá, Ocosingo; Ruan-Soto (2014) también en Nahá y otras localidades de la selva, mientras que López-Guzmán *et al.*, (2017) la cita en el municipio Salto de Agua, teniendo en común estas menciones su presencia en selvas húmedas como la selva alta y mediana perennifolia.

Xylaria polymorpha (Pers.) Grev. es citado por Carranza-Velázquez *et al.*, (2014) en la Estación La Leona, en el Parque Nacional Corcovado en Costa Rica, donde existe bosque húmedo tropical. Becerril-Navarrete *et al* (2018) la cita presente en la zona de transición entre la región templada y la región tropical y subtropical –o tierra caliente- presente en la Estación Biológica Vasco de Quiroga, en el estado de Michoacán.

Dentro de Chiapas, ha sido reportada por Guevara y Dirzo (1998) en la Reserva de la Biósfera El Triunfo, por Hernández-Maza (2009) en el bosque mesófilo de montaña presente en Cerro Brujo, Ocozocoautla, y por Serrano-Helería (2018) en bosques mesófilos con diversos grados de degradación, compuestos de Pino-Encino, con varios árboles y arbustos, en el municipio de Coapilla, siendo estos tres trabajos en regiones templadas, mientras que en zonas tropicales es reportada por Domínguez-Gutiérrez (2011) en Nahá, Ocosingo, y Ruan-Soto (2014) también en Nahá y otras localidades de la selva Lacandona.

Cotylidia aurantiaca (Pat.) A.L. Welden se reporta en bosque húmedo tropical en la Estación La Leona, en el Parque Nacional Corcovado en Costa Rica, por Carranza-Velázquez *et al* (2014) y Bendayán-Acosta (2010) la cita en bosque siempre verde en la carretera Iquitos-Nauta, en la amazonia peruana.

En Chiapas esta presente en la región selva, y ha sido citada por Domínguez-Gutiérrez (2011), Cruz-Solis (2013) y por Ruan-Soto (2014), en localidades dentro de la selva Lacandona.

Cyathus striatus (Huds.) Willd ha sido citado en bosque siempre verde en la carretera Iquitos-Nauta, en la amazonia peruana por Bendayán-Acosta (2010). En México es citado en México por Terríquez-Villanueva *et al* (2017) en el cerro Punta Grande, Pocitlán, Jalisco, en bosque de Pinus; Heredia (1989) la cita en la reserva de la Biósfera El Cielo en Tamaulipas.

Dentro del estado, Robles-Porras *et al.*, (2006) la citan en la región fisiográfica de los Altos de Chiapas, y Alvarado-Rodríguez (2010) la cita en la comunidad tzeltal de Kotalte' en Tenajapa.

Laccaria laccata (Scop.) Cooke ha sido citado en varias localidades del país, pudiéndose mencionar algunos trabajos como los de Quiñónez-Martínez *et al.*, (2005) y Quiñónez-Martínez *et al.*, (2008), Vázquez-Mendoza (2008), Garibay-Origel *et al.*, (2009) y Pérez-Silva *et al.*, (2011), en bosques de pino-encino, los dos primeros estudios en el municipio de Bocoyna, del estado de Chihuahua, el tercer y cuarto trabajo en Oaxaca, en los municipios de Santa Catarina Ixtepeji e Ixtlán de Juárez y el último en el municipio de Temascaltepec en el Estado de México, respectivamente. Valdés *et al.*, (2009) la mencionan en bosques de pinos

en Oaxaca en el municipio Ixtlán de Juárez. Todos estos trabajos se realizaron en bosque templados.

En el caso de Chiapas, Guevara y Dirzo (1998) y Pérez-Ovando (2011) la mencionan como presente en sus respectivos trabajos realizados en la Reserva de la Biósfera el Triunfo. Álvarez-Espinosa (2006) colecta esta especie en el Parque Educativo San José Bocomtenelté en Zinacantán, y por Chanona-Gómez *et al.*, (2019), quienes la mencionan nuevamente en el mismo lugar. Kong *et al.*, (2018) la nombran presente en el Parque Nacional Lagunas de Montebello, y Serrano-Helería (2018) en el municipio de Coapilla, en bosques mesófilos con diversos grados de degradación, compuesto de Pino-Encino, con varios árboles y arbustos. De igual manera, estos trabajos son de zonas templadas.

Respecto a zonas tropicales, Ruan-Soto (2014) la menciona presente en tierras bajas, en localidades de la selva Lacandona.

Boa (2005) menciona a esta especie con una importancia relevante, pues se reporta como comestible.

Hygrocybe cantharellus (Fr.) Murrill es citado en bosque de Quercus de Costa Rica (Müller *et al.*, 2006).

En Chiapas, Robles-Porras *et al.*, (2006) la citan en la región fisiográfica de los Altos de Chiapas, y Kong *et al.*, (2018) la nombran presente en el Parque Nacional Lagunas de Montebello que cuenta con vegetación templada –bosques de Pino, encino y mesófilo de montaña-.

Gymnopus dryophilus (Bull.) Murrill ha sido citado en el cerro Punta Grande, Pocitlán, Jalisco, en bosque de Quercus (Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017); en bosques de Pino-Encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca (Garibay-Origel *et al.*, 2009), por Torres-Gómez (2012) en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos, dentro del eje neovolcánico en Michoacán, y por Ugalde (2013) en la Estación Científica Bosque Escuela o Campus Ecológico Iturbide, de la Universidad Autónoma de Nuevo León, en el estado homónimo.

En la entidad federativa de Chiapas se menciona por Serrano-Helería (2018) en el municipio de Coapilla, en bosques mesófilos con diversos grados de degradación, compuestos de Pino-Encino, con varios árboles y arbustos.

Desarmillaria tabescens (Scop.) R. A. Koch & Aime; Ha sido citado en bosques de Pino-Encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca (Garibay-Origel *et al.*, 2009).

Alvarado-Rodríguez (2010) la cita en la comunidad tzeltal de Kotalte' en Tenajapa como *Armallaria tabescens*. Es citado por Serrano-Helería (2018) en bosques mesófilos con diversos grados de degradación, compuesto de Pino-Encino, con varios árboles y arbustos.

Boa (2005) la reporta como especie usada como alimento

Oudemansiella canarii (Jungh.) Höhn se menciona en la Estación La Leona en el Parque Nacional Corcovado en Costa Rica, en bosque húmedo tropical (Carranza-Velázquez *et al.*, 2014).

En México, se reporta en en la región cafetalera de Veracruz, con presencia en fincas cafetaleras (Del Moral-Cervantes, 2015).

Dentro de nuestra entidad federativa, es mencionada por Hernández-Maza (2009) en el bosque mesófilo de montaña presente en Cerro Brujo, Ocozocoautla; por Torres-Calvo (2013) en el bosque mesófilo de montaña en la Estación Biológica Cerro Huitepec, en San Cristóbal de las Casas; Grajales-Vázquez (2013) en bosques templados de la comunidad de Tziscoa en el municipio de La Trinitaria; también se ha reportado presente en la Reserva de la Biósfera el Triunfo (Guevara y Dirzo, 1998; Pérez-Ovando, 2011). Finalmente es reportado por Chanona-Gómez *et al.*, (2019) en el parque educativo San José en Zinacantan. Estos trabajos se han realizado en áreas templadas.

Por otra parte, se ha reportado por Ruan-Soto (2005), Cruz-Solís (2013), Domínguez-Gutiérrez (2011), Ruan-Soto (2014) en localidades como Nahá, Lacanja-Chansayab, así como en el ejido Flor de Marqués (Manga-López, 2013) y en el municipio de Salto de Agua (López-Guzmán *et al.*, 2017), siendo éstos estudios de la región selva.

Boa (2005) la reporta como especie comestible.

Pleurotus djamor (Rumph. Ex Fr.) Boedijn ha sido reportado en Costa Rica, concretamente en la Estación La Leona en el Parque Nacional Corcovado (Carranza-Velázquez *et al.*, 2014), la cual posee bosque húmedo tropical como vegetación dominante.

Ha sido reportada para varias localidades del país, como en Jalisco, concretamente en el cerro Punta Grande, Pocitlán, en bosque de Quercus y Pinus (Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017); en Veracruz, en fincas de su región cafetalera (Del Moral-Cervantes, 2015); y en Quintana Roo, en el jardín botánico Dr. Alfredo Barrera, el cual tiene selva mediana subperennifolia (Pompa-González *et al.*, 2011).

En Chiapas, tiene presencia en zonas templadas, pues se ha colectado en el Parque Educativo San José Bocomtenelté en Zinacantán, por Álvarez-Espinosa (2006) y Chanona-Gómez *et al.*, (2019), que cuenta con presencia de bosque mesófilo de montaña y bosque de pino-encino; en el Cerro Brujo, Ocozocoautla, en bosque mesófilo de montaña (Hernández-Maza, 2009); en la comunidad tzeltal de Kotolte' en Tenajapa, dentro de los altos de Chiapas (Alvarado-Rodríguez, 2010); en la comunidad de San Antonio Linda Vista (Grajales-Vázquez *et al.*, 2008) y en la comunidad de Tzisco (Grajales-Vázquez, 2013), las cuales se ubican dentro del Parque Nacional Lagunas de Montebello, y tiene presencia de bosques de pino y de pino-encino-liquidámbar; en el municipio de Coapilla, que cuenta con bosques mesófilos de montaña y de pino-encino, junto con vegetación secundaria (Serrano-Helería, 2018).

Así mismo, esta especie está presente en zonas tropicales del estado, como hacen constar los trabajos de Alvarado-Rodríguez (2006) en acahuales de selva alta subcaducifolia en la localidad de Rayón del municipio homónimo; en el ejido Rivera El Gavilán, Ocozocoautla, en selva baja caducifolia (García-Santiago, 2011); también en Ocozocoautla, pero en el ejido Ocuilapa de Juárez (Ramos-Borrego, 2010); en Salto de Agua, en acahuales de selva mediana (López-Guzmán *et al.*, 2017); Ruan-Soto (2005) en el ejido de Playón de la Gloria, Cruz-Solís (2013) y Domínguez-Gutiérrez (2011) en Nahá, así como en selva alta perennifolia y acahuales de ésta (Ruan-Soto, 2014; Ruan-Soto *et al.*, 2017), y en el ejido Flor de Marqués, en Marqués de Comillas (Manga-López, 2013). Estos seis últimos estudios se han elaborado en distintas localidades pertenecientes a la Selva Lacandona.

Boa (2005) la reporta como comestible.

Schizophyllum commune Fr., es una especie peculiar, pues este hongo es uno de los más distribuidos en el mundo (Alexopoulos *et al.*, 1996; Pacioni, 1981), y ha sido reportado, además del nuestro, en varios países de nuestro continente, como en la región tropical de Guatemala (Guzmán, 1987; Sommerkamp, 1990), el Parque Nacional Corcovado en Costa Rica (Carranza-Velázquez *et al.*, 2014), o la selva amazónica en Perú (Bendayán-Acosta, 2010), así como en otros países del mundo como Tanzania (Härkönen *et al.*, 1993), Nigeria (Oso, 1975; 1977) y la India (Longvah y Deosthale, 1998).

En México, ha sido reportado ampliamente, con menciones en Durango, Chihuahua y Coahuila (Díaz-Moreno, 2004), Jalisco (Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017), Nuevo León (Ugalde, 2013), Oaxaca (Vázquez-Mendoza, 2008), Veracruz (Chacón, 1988; Del Moral-Cervantes, 2015) y Quintana Roo (Pompa-González *et al.*, 2011), por citar algunos trabajos.

En el caso de Chiapas, ha sido reportado en zonas templadas y tropicales de la entidad, pudiéndose mencionar, para el primer caso, los trabajos de Grajales-Vázquez *et al.*, (2008) en la comunidad de San Antonio Linda Vista y Grajales-Vázquez (2013) en la comunidad de Tzisco, en el municipio de La Trinitaria, perteneciendo ambos trabajos a localidades dentro del Parque Nacional Lagunas de Montebello; Guevara y Dirzo (1998), quienes lo colectan en la Reserva de la Biósfera El Triunfo; Medina-Arias (2007) la cita en su trabajo en la comunidad mam que habita las faldas de la Reserva de la Biósfera volcán Tacaná; Robles-Porras *et al.*, (2006) la cita en la región fisiográfica de los Altos de Chiapas; Alvarado-Rodríguez (2010) la cita en la comunidad tzeltal de Kotolte' en Tenajapa, ubicado en los Altos de Chiapas; Serrano-Helería (2018) en el municipio de Coapilla; Chanona-Gómez *et al.*, (2019) la menciona dentro del parque educativo San José en Zinacantan.

Para las zonas tropicales, pueden señalarse los trabajos de Ruan-Soto (2005) en el ejido de Playón de la Gloria y en la comunidad de Lacanjá-Chansayab, Cruz-Solís (2013) y Domínguez-Gutiérrez (2011) en la comunidad de Nahá, Ruan-Soto *et al.*, (2017) en las comunidades de Nahá y Metzabok, realizándose estos como algunos trabajos en comunidades dentro de la selva

lacandona, además de los realizados por Manga-López (2013) en el ejido Flor de Marqués y López-Guzmán *et al.*, (2017) en el municipio de Salto de Agua, lo que englobaría seis trabajos en la región selva.

Igualmente, otras localidades del estado con áreas tropicales han registrado a esta especie, por ejemplo, Alvarado-Rodríguez (2006) en la localidad de Rayón del municipio con el mismo nombre, García-Santiago (2011) en el ejido Rivera El Gavilán y Ramos-Borrego (2010) en el ejido Ocuilapa de Juárez, siendo estos dos últimos trabajos del municipio de Ocozocoautla.

Finalmente, el trabajo de Ruan-Soto (2014) cobra relevancia en este aspecto, pues cita la presencia de esta especie tanto en zonas templadas de los Altos de Chiapas, como en zonas tropicales en Tierras Bajas de la región Selva, y en diferentes tipos de vegetación como bosque de encino, bosque de pino-encino-liquidámbar, bosque mesófilo, selva alta y mediana perennifolia, así como espacios transformados o con vegetación secundaria.

Esta especie tiene importancia económica (Ruan-Soto *et al.*, 2004) y comestible (Boa, 2005). Respecto a su comestibilidad, Guzmán (1987) y Sommerkamp (1990) mencionan su importancia en la región tropical de Guatemala, lo que indica su consumo desde el golfo de México hasta la zona tropical de Guatemala (Ruan-Soto *et al.*, 2004). También se reporta su consumo en Tanzania (Härkönen *et al.*, 1993), Nigeria (Oso, 1975; 1977) y la India (Longvah y Deosthale, 1998). Su consumo parece estar restringido a las zonas tropicales, exceptuando Huatla de Jiménez, Oaxaca, con clima templado (Olivo-Aranda y Herrera, 1994).

Auricularia delicata (Mont. Ex Fr.) Henn., ha sido citado en bosque siempre verde en la carretera Iquitos-Nauta, en la amazonia peruana (Bendayán-Acosta, 2010).

Dentro de nuestro país, se ha mencionado presente en bosque de *Quercus*, en el cerro Punta Grande, Pocitlán, en Jalisco (Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017).

En Chiapas, es mencionado por Guevara y Dirzo (1998) en la Reserva de la Biósfera El Triunfo; por Hernández-Maza (2009) en el Cerro Brujo, Ocozocoautla, en bosque mesófilo de montaña; por Grajales-Vázquez *et al.*,

(2008) en la comunidad de San Antonio Linda Vista y por Grajales-Vázquez (2013) en la comunidad de Tzisco, ambos trabajos ubicados dentro del Parque Nacional Lagunas de Montebello; y por Medina-Arias (2007) en la comunidad mam que habita las faldas de la Reserva de la Biósfera volcán Tacaná. Estos cinco trabajos se han realizado en zonas templadas.

Ruan-Soto (2014) la menciona en bosque de pino-encino-liquidámbar en tierras altas, es decir, los Altos de Chiapas, así como tierras bajas, particularmente en selva alta perennifolia en la Selva Lacandona. De igual forma, se cita en localidades de la Selva Lacandona, como Playón de la Gloria y Lacanjá-Chansayab (Ruan-Soto, 2005), Nahá (Cruz-Solís, 2013; Domínguez-Gutiérrez, 2011; Ruan-Soto *et al.*, 2017), Metzabok (Ruan-Soto *et al.*, 2017) y el ejido Flor de Marqués, en Marqués de Comillas (Manga-López, 2013).

También se ha reportado en otras áreas con vegetación tropical como la localidad de Rayón en el municipio homónimo (Alvarado-Rodríguez, 2006) y en el ejido Ocuilapa de Juárez en el municipio de Ocozocoautla (Ramos-Borrego, 2010).

Esta especie es reportada como comestible (Villarreal y Pérez-Moreno, 1989; Boa, 2005).

Auricularia fuscosuccinea (Mont.) Henn.; *c* (Schwein.) E. Horak., se reporta en bosque húmedo tropical en la Estación La Leona, en el Parque Nacional Corcovado en Costa Rica, por Carranza-Velázquez *et al.*, (2014) y Bendayán-Acosta (2010) la cita en bosque siempre verde en la carretera Iquitos-Nauta, en la amazonia peruana.

Para México, tiene menciones en Quintana Roo, en el jardín botánico Dr. Alfredo Barrera, el cual tiene selva mediana subperennifolia (Pompa-González *et al.*, 2011).

En Chiapas, ha sido citado por Alvarado-Rodríguez (2010), quien la cita en la comunidad tzeltal de Kotalte' en Tenajapa; Torres-Calvo (2013) la cita para bosque mesófilo de montaña en la Estación Biológica Cerro Huitepec en San Cristóbal de las Casas; Grajales-Vázquez (2013) la menciona en su trabajo en bosques templados de la comunidad de Tzisco, dentro del Parque Nacional

Lagunas de Montebello, en el municipio de La Trinitaria, siendo éstos trabajos dentro de zonas templadas.

También es citado por Ruan-Soto (2005) en el ejido de Playón de la Gloria y en la comunidad de Lacanjá-Chansayab; Domínguez-Gutiérrez (2011) en Nahá; Ruan-Soto *et al.*, (2017) en Nahá Y Metzabok; Ruan-Soto (2014) la reporta como especie presente en Tierras Bajas, siendo estos estudios realizados en la selva Lacandona. Además, el trabajo de Manga-López (2013) en el ejido Flor de Marqués, en Marqués de Comillas, complementa el registro de esta especie en la región selva.

Igualmente, las investigaciones de Alvarado-Rodríguez (2006) en la localidad de Rayón, del municipio de Rayón, y de Ramos-Borrego (2010) en el ejido Ocuilapa de Juárez, Ocozocoautla, citan a esta especie en otras localidades de vegetación tropical del estado de Chiapas.

Finalmente Boa (2005) la reporta como una especie comestible.

Heimioporus betula (Schwein.) E. Horak, tiene tres menciones en nuestro estado. Pérez-Ovando (2015) lo menciona en bosque de *Quercus* y de *Pinus-Quercus*. Serrano-Helería (2018) localiza esta especie en el municipio de Coapilla, dentro de bosques mesófilos compuestos de Pino-Encino. Finalmente, Kong *et al.*, (2018) la mencionan como especie presente en el Parque Nacional Lagunas de Montebello, el cual cuenta con vegetación templada –bosques de Pino, encino y mesófilo de montaña-.

Los tres trabajos anteriormente citados han sido realizados en zonas templadas, por lo que, considerando la presente tesis, se amplía la distribución geográfica de esta especie hacia el municipio de Ocosingo. También se amplía la distribución de esta especie ectomicorrízica hacia zonas tropicales del estado, siendo éste el primer trabajo que registra este hecho.

Hygrophoropsis aurantiaca (Wulfen) Maire., ha sido citado en el país, pudiendo mencionarse los trabajos de Villarreal-Ruíz (1997) en la comunidad de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán; Vázquez-Mendoza (2008) en Santa Catarina Ixtepeji y Garibay-Origel *et al.*, (2009) en Ixtlán de Juárez, dentro del estado de Oaxaca; Pérez-Silva *et al.*, (2011) en el municipio de Temascaltepec en

el estado de México. Estos cuatro trabajos tienen en común el haberse realizado en bosques de Pino-Encino.

Dentro de nuestro estado, se ha citado a esta especie en el parque educativo San José en Zinacantan (Chanona-Gómez *et al.*, 2019), en bosque pino-encino. Cruz-Solís (2013) la menciona en su estudio llevado a cabo en Nahá, y Ruan-Soto (2014), la menciona en partes de bosque mesófilo de montaña dentro la selva lacandona.

Boa (2005) la reporta como especie comestible.

Earliella scabrosa (Pers.) Gilb. & Ryvardeen., se menciona dentro de la Estación La Leona en el Parque Nacional Corcovado en Costa Rica por Carranza-Velázquez *et al.*, (2014).

En México, esta especie tiene menciones en los estados de Queretaro (Valenzuela *et al.*, 2002), Oaxaca (Raymundo y Valenzuela, 2003), Campeche, Colima, Hidalgo, Puebla, Tabasco, Tamaulipas, Veracruz, Yucatán (Bandala *et al.*, 1993; Cifuentes-Blanco *et al.*, 2004) y Quintana Roo (Bandala *et al.*, 1993; Cifuentes-Blanco *et al.*, 2004; Pompa-González *et al.*, 2011).

En Chiapas, Chanona-Gómez *et al.*, (2007) lo mencionan en su estudio en el Parque Educativo Laguna Bélgica, en el municipio de Ocozocoautla. Se cita por Ruan-Soto (2005) en la comunidad de Lacanjá-Chansayab, Domínguez-Gutiérrez (2011) en Nahá, Medina-Jaritz *et al.*, (2012) en la zona arqueológica de Yaxchilan, López-Guzmán *et al.*, (2017) en Salto de Agua, y Ruan-Soto (2014) en varias localidades de la región selva. También se menciona por Santiago-Vilchis (2009) en la Reserva Ecológica y Recreativa El Zapotal, en el municipio de Tuxtla Gutiérrez.

En cambio, en zonas templadas solo es registrada en el trabajo de Serrano-Helería (2018) en el municipio de Coapilla, dentro de bosques mesófilos compuestos de Pino-Encino.

Lentinus crinitus (L.) Fr., es una especie con presencia en Costa Rica, específicamente en la Estación La Leona en el Parque Nacional Corcovado (Carranza-Velázquez *et al.*, 2014).

En México, ha sido registrado en Tabasco por Gómez-García *et al.*, (2013) en selva mediana perennifolia de canacoíte.

Por otra parte, en Chiapas se menciona por Ruan-Soto (2005) en la comunidad de Lacanjá-Chansayab, Domínguez-Gutiérrez (2011) en Nahá, y López-Guzmán *et al.*, (2017) en el municipio de Salto de Agua, en estudios hechos en la región selva.

En cambio, en estudios de zonas templadas, se ha citado por Grajales-Vázquez *et al.*, (2008) en la comunidad de San Antonio Linda Vista en el Parque Nacional Lagunas de Montebello; y por Serrano-Helería (2018) en el municipio de Coapilla.

Lentinus tricholoma (Mont.) Zmitr., es una especie cosmopolita, y posee menciones en Costa Rica, específicamente en la Estación La Leona en el Parque Nacional Corcovado (Carranza-Velázquez *et al.*, 2014), así como en bosques de *Quercus* (Müeller *et al.*, 2006); y en la amazonia del Perú (Bendayán-Acosta, 2010).

En nuestro país tiene amplia distribución, con menciones en los estados de Chihuahua (Díaz-Moreno, 2004; Díaz-Moreno *et al.*, 2009), Durango (Díaz-Moreno, 2004), Jalisco (Herrera-Fonseca *et al.*, 2002), Oaxaca (Raymundo y Valenzuela, 2003), Queretaro (Valenzuela *et al.*, 2002), Quintana Roo (Bandala *et al.*, 1993; Cifuentes-Blanco *et al.*, 2004; Pompa-González *et al.*, 2011), Sonora (Esqueda-Valle *et al.*, 1999), Tamaulipas (Heredia, 1989), así como en Campeche, Colima, Estado de México, Guerrero, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Puebla, Tabasco, Yucatán (Bandala *et al.*, 1993; Cifuentes-Blanco *et al.*, 2004) y Veracruz (Bandala *et al.*, 1993; Cifuentes-Blanco *et al.*, 2004; Del Moral-Cervantes, 2015).

Dentro de zonas templadas de Chiapas, ha sido mencionado por Robles-Porras *et al.*, (2006), para la región fisiográfica de los Altos de Chiapas, y por Hernández-Maza (2009), quien la cita para el bosque mesófilo de montaña presente en Cerro Brujo, Ocozocoautla.

Por otro lado, en áreas tropicales del estado es mencionado por Medina-Jaritz *et al.* (2012) en la zona arqueológica de Yaxchilán; Manga-López (2013) lo cita en su estudio en el ejido Flor de Marqués, en Marqués de Comillas; Ruan-

Soto (2014) la menciona como especie de tierras bajas; y López-Guzmán *et al.*, (2017) la colecta en su estudio realizado en Salto de Agua. Estos cuatro estudios colectan esta especie en áreas con bosque tropical perennifolio, recalcando que el último fue realizado en acahuales de dicho tipo de vegetación.

Finalmente, cabe destacar que la taxonomía de esta especie ha cambiado, ya que la mayoría de los trabajos citados en esta sección la reportan como *Polyporus tricholoma* Mont., mientras que su nombre actual es *Lentinus tricholoma* (Mont.) Zmitr.

Lenzites betulinus (L.) Fr., es una especie con menciones dentro de México, en los estados de Durango, Chihuahua y Coahuila (Díaz-Moreno, 2004).

En Chiapas, es citado, en zonas templadas, por Grajales-Vázquez (2013) en su trabajo en bosques templados de la comunidad de Tziscaco, dentro del Parque Nacional Lagunas de Montebello, en el municipio de La Trinitaria, y por Serrano-Helería (2018) en bosques mesófilos dentro del municipio de Coapilla.

En áreas tropicales, se menciona por López-Guzmán *et al.*, (2017), en acahuales de selva mediana perennifolia en el municipio de Salto de Agua.

Trametes elegans (Spreng.) Pat., es una especie lignícola que ha sido mencionada en la República Unida de Tanzania (Rammeloo y Walley, 1993).

Dentro de nuestro país, posee registros en Chihuahua (Díaz-Moreno *et al.*, 2009), Jalisco (Guzmán-Dávalos y Fragoza-Díaz, 1994), Oaxaca (Raymundo y Valenzuela, 2003), así como en Campeche, Estado de México, Guerrero, Hidalgo, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí, Tabasco, Tamaulipas, Veracruz y Yucatán (Bandala *et al.*, 1993; Cifuentes-Blanco *et al.*, 2004).

En Chiapas, ha sido citada por Medina-Jaritz *et al.*, (2012) en la zona arqueológica de Yaxchilán, y por Cruz-Solís (2013), Ruan-Soto (2014) y Ruan-Soto *et al.*, (2017) en las comunidades de Nahá y Metzabok, así como su presencia en selva alta y mediana perennifolia, en la selva lacandona.

Se reporta como alimento en la República Unida de Tanzania (Rammeloo y Walley, 1993).

Esta especie ha cambiado de nombre taxonómico recientemente, siendo el nombre anterior *Lenzites elegans*.

Fabisporus sanguines (L.) Murrill, es citado en bosque húmedo tropical en la Estación La Leona en el Parque Nacional Corcovado en Costa Rica (Carranza-Velázquez *et al.*, 2014), y Bendayán-Acosta (2010) la cita en bosque siempre verde en la carretera Iquitos-Nauta, en la amazonia peruana.

En nuestro país, es registrado por Díaz-Moreno (2004) en bosque de pinos y encinos en los estados de Durango y Chihuahua, y en Quintana Roo, en el jardín botánico Dr. Alfredo Barrera, el cual tiene selva mediana subperennifolia (Pompa-González *et al.*, 2011).

En Chiapas, ha sido colectado en zonas con vegetación templada y tropical. Para el primer caso, pueden mencionarse los trabajos de Robles-Porras *et al.*, (2006) en la región fisiográfica de los Altos de Chiapas, y el trabajo de Grajales-Vázquez (2013) en bosques templados de la comunidad de Tziscaco, dentro del Parque Nacional Lagunas de Montebello, en el municipio de La Trinitaria.

Para el segundo caso, pueden señalarse los trabajos de Ruan-Soto (2005) en la comunidad de Lacanjá-Chansayab; Cruz-Solís (2013) y Domínguez-Gutiérrez (2011), la citan en la comunidad de Nahá, así como Ruan-Soto *et al.*, (2017), quienes lo citan también en las comunidades de Nahá y Metzabok; Manga-López (2013) lo cita en el ejido Flor de Marqués, en Marqués de Comillas; además, Ruan-Soto (2014) la colecta en milpas de selva alta perennifolia, y López-Guzmán *et al.*, (2017) la colecta en su trabajo realizado en el municipio de Salto de Agua, dentro de acahuals de selva mediana perennifolia. Todos estos trabajos pertenecen a la región selva.

Finalmente, Santiago-Vilchis (2009) la reporta en su estudio realizado en la Reserva Ecológica y Recreativa El Zapotal en Tuxtla Gutiérrez.

De acuerdo con Acosta-Urdapilleta *et al.*, (2012), esta especie posee importancia como especie saprobia, de biorremediación y medicinal, coincidiendo el último criterio con Boa (2005), quien también la reporta como medicinal.

La taxonomía de esta especie ha cambiado recientemente, y su nombre anterior es *Picnoporus sanguineus*. Naturalmente, este último nombre todavía prevalecerá debido a su tradicional uso.

Trametes villosa (Sw.) Kreisel., es una especie que posee varias menciones en México, que reflejan su amplia distribución dentro de la nación, pues ha sido registrado en los estados de Chihuahua (Díaz-Moreno, 2004; Díaz-Moreno *et al.*, 2009), Coahuila y Durango (Díaz-Moreno, 2004), Jalisco (Guzmán-Dávalos y Fragoza-Díaz, 1994; Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017), Oaxaca (Raymundo y Valenzuela, 2003), Querétaro (Valenzuela *et al.*, 2002), Quintana Roo (Pompa-González *et al.*, 2011), Sonora (Esqueda-Valle *et al.*, 1999; Montaña *et al.*, 2006), e igualmente Baja California, Campeche, Colima, Distrito Federal, Estado de México, Guanajuato, Hidalgo, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Puebla, San Luis Potosí, Tabasco, Tamaulipas, Veracruz y Yucatán (Bandala *et al.*, 1993; Cifuentes-Blanco *et al.*, 2004).

En nuestro estado, Chiapas, ha sido mencionado por Robles-Porras *et al.*, (2006) en la región fisiográfica de los Altos de Chiapas, y por Serrano-Helería (2018) en bosques mesófilos dentro del municipio de Coapilla, como parte de la vegetación templada de esos sitios.

Ruan-Soto (2005) la cita en la comunidad de Lacanjá-Chansayab, y Medina-Jaritz *et al.*, (2012) la cita en la zona arqueológica de Yaxchilán, los cuales fueron realizados dentro de localidades con vegetación tropical.

Auriscalpium vulgare Gray., dentro de nuestro país, es una especie que se ha encontrado en los estados de Coahuila y Durango (Díaz-Moreno, 2004), y Jalisco (Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017).

Dentro de Chiapas, solo posee menciones en vegetación de clima templado, por ejemplo, Robles-Porras *et al.*, (2006) la encuentra presente en la región fisiográfica de los Altos de Chiapas; Álvarez-Espinosa (2006) y Chanona-Gómez *et al.*, (2019), quienes la registran en el Parque Educativo San José Bocomtenelté en Zinacantán; y Serrano-Helería (2018), en el municipio de Coapilla.

Stereum complicatum (Fr.) Fr., es una especie lignícola que tiene menciones, dentro de México, en los estados de Chihuahua, Durango (Díaz-Moreno, 2004), Jalisco (Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017), y Oaxaca (Vázquez-Mendoza, 2008).

En Chiapas, es reportado por Robles-Porras *et al.*, (2006) en la región fisiográfica de los Altos de Chiapas, y por Serrano-Helería (2018), en el municipio de Coapilla, siendo estos dos trabajos elaborados en zonas con vegetación de clima templado.

Stereum ostrea (Blume & T. Nees) Fr., en México, ha sido reportado en los estados de Chihuahua, Coahuila y Durango (Díaz-Moreno, 2004), Jalisco (Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017), Nuevo León (Ugalde, 2013), y Oaxaca (Vázquez-Mendoza, 2008).

Dentro de nuestra entidad, Chiapas, ha sido reportado por Robles-Porras *et al.*, (2006) en la región fisiográfica de los Altos de Chiapas, y por Serrano-Helería (2018), en el municipio de Coapilla, como parte de la vegetación de clima templado de dichas zonas.

Domínguez-Gutiérrez (2011) la reporta en la comunidad de Nahá en la selva lacandona, tanto en selva alta como selva mediana perennifolia.

Schizophyllum fasciatum Pat., es una especie ha sido citado para el país en bosque de pinos y encinos en Durango (Díaz-Moreno, 2004), así como en bosque tropical de Jalisco (Terríquez-Villanueva *et al.*, 2017). También posee menciones en los estados de Campeche, Colima, Estado de México, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Querétaro, Quintana Roo, San Luís Potosí, Veracruz y Yucatán (Guzmán, 1975, 1979; Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979; Olivo-Aranda y Herrera, 1994).

Este trabajo representa el primer registro de esta especie como parte de la micobiota del estado, lo que amplía su distribución geográfica al estado de Chiapas.

8.3 Análisis ecológico

8.3.1 Condición vegetacional

De forma general, puede observarse que en los sitios donde la vegetación está conservada existen mayor número de especies y géneros de macromicetos que en aquellos donde la vegetación ha sido alterada, es decir, la riqueza es mayor en sitios con vegetación natural que en sitios con vegetación perturbada o agroecosistemas, una expectativa que se esperaba (Ruan-Soto, 2014), ya que existen trabajos que han demostrado mayor riqueza y diversidad en sitios conservados y menor en sitios perturbados (Quiñónez-Martínez, 2008; Gómez-Reyes *et al.*, 2014), lo cual coincide con los resultados de esta investigación.

Cada tipo de vegetación posee una diversidad particular de hongos con un determinada función, pues éstos desempeñan un papel como organismos saprobios, parásitos, patógenos y micorrízicos (Müeller *et al.*, 2004), permitiendo observar la estrecha relación de los hongos con las plantas, y afectando su diversidad, destacándose que este trabajo fue realizado en selva alta perennifolia, con muestreos hechos en áreas conservadas y áreas con perturbación dentro del mismo.

Dentro de este tipo de vegetación, existen condiciones abióticas y ecológicas que son propias de la misma, como temperaturas y humedad elevadas (Van Dijk *et al.*, 2003), así como presencia de materia orgánica, como lignina y celulosa en el suelo forestal, en forma de ramas, troncos y hojas (Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979; Guzmán, 2003; Ruan-Soto *et al.*, 2009). Además de estos factores, la aparición de ciertos taxa parece vincularse a varios factores ecológicos como factores climáticos (Dighton *et al.*, 1986; Mata *et al.*, 2003), el tipo de hábitat (Müeller *et al.*, 2004), la especificidad de sustratos (Lodge y Cantrell, 1995) y el grado de disturbio (Müeller *et al.*, 2004).

Así, considerando los factores del párrafo anterior, junto a factores intrínsecos propios de estos organismos, como ciertos requerimientos abióticos (Ohenoja, 1993; Mihail *et al.*, 2007), permiten, en conjunto, la presencia o ausencia de algunas especies de macromicetos. Sin embargo, el reparto de los

taxa entre ambas condiciones de vegetación analizadas parece responder a una “gradación” de los factores ya mencionados.

Para explicar lo anterior, hay que analizar ambas condiciones vegetacionales. En el primer caso, es decir, las áreas con vegetación conservada, el grado de disturbio es menor o poco marcado, y los factores ecológicos anteriormente citados también presentan un grado menor de modificación, es decir, hay suficiente materia orgánica disponible en suelo forestal, así como disponibilidad de sustratos y hábitats, lo cual, aunado a las condiciones climatológicas, permiten la proliferación y el desarrollo de abundantes y diversos macromicetos.

Esto se refleja en el presente estudio, como se mencionó al principio de este apartado, con una presencia mayor de géneros y especies dentro de este tipo de condición vegetacional, en contraste con los sitios con vegetación perturbada. Así, podemos encontrar algunas especies como *Chlorociboria aeruginascens*, *Heimioporus betula*, *Hygrophoropsis aurantiaca* y *Oudemansiella canarii*, por mencionar algunas, que solamente se distribuyen en este tipo de condición vegetacional. De igual forma, algunos géneros están restringidos a zonas conservadas, como *Amanita*, *Cortinarius*, *Clavulinopsis*, *Cymatoderma* y *Russula*.

La presencia de tales taxones indica que los factores necesarios para su desarrollo están disponibles en dichas áreas, como ciertos hospederos específicos en el caso de hongos micorrízicos, o un grado de disturbio menor pero suficiente para hongos saprobios, como *Cymatoderma* o *Xylaria polymorpha*, que aprovechan el material leñoso presente en el suelo forestal, pero que necesitan también la presencia del dosel forestal para su crecimiento.

Por otro lado, en las zonas con vegetación perturbada, al presentar un grado de disturbio mayor, los factores ya mencionados están muy afectados, lo que se traduce en la menor presencia de taxones y géneros. Hay que destacar que en este tipo de condición vegetacional, hay una dominación de taxa saprobios, especialmente lignícolas, como *Auricularia fuscosuccinea*, *Lenzites elegans*, *Pycnoporus sanguineus*, *Schizophyllum commune*, y géneros como *Geastrum*, *Lentinus*, *Phellinus* y *Sparassis*.

Finalmente, hay que mencionar que los macromicetos poseen una gran capacidad de adaptación, pudiendo proliferar en variedad de sustratos de diferentes hábitats naturales (Dix y Webster, 1995), pero también en ambientes perturbados o transformados por la actividad humana (Dighton *et al.*, 2004; Gorman y Fuller, 2008), lo que aunado a sus fructificaciones conspicuas, nos favorecen para utilizarlos como grupos indicadores ecológicos (Guzmán, 1994).

Dentro de los tipos de vegetación que se desarrollan en zonas tropicales, existen ciertas especies como *Auricularia mesenterica*, *A. delicata*, *Phillipsia dominguensis*, *Hexagonia hydroides*, *H. papyracea*, *Lenzites elegans*, *Polyporus tricholoma*, *Pycnoporus sanguineus*, *Panus crinitus*, *P. rudis*, *Hydnopolyporus fimbriatus* y *Schizophyllum commune*, que son consideradas típicas de zonas tropicales (Guzmán, 1979).

Particularmente, especies como *Psilocybe mexicana*, *Pycnoporus sanguineus* y *Schizophyllum commune* son indicadores de cierto grado de perturbación (Guzmán, 1994); otras como *Pleurotus djamor*, *Schizophyllum commune*, *Auricularia delicata*, *A. fuscosuccinea* o *Ustilago maydis* son indicadores de espacios transformados como acahuales o milpas (Ruan-Soto *et al.*, 2017); *Oudemansiella canarii* se asocia con el sustrato, al encontrarse en ramas y troncos en descomposición (Cappello, 2006), al igual que *Chlorociboria aeruginascens*, *Cyathus striatus* o *Lentinus tricholoma*.

Dentro de este estudio, encontramos especies como *Auricularia delicata*, *Lenzites elegans*, *Oudemansiella canarii*, *Pleurotus djamor*, *Pycnoporus sanguineus* o *Schizophyllum commune*, lo que concuerda con lo anteriormente citado, además de ser reportados por otros trabajos realizados en el estado en sitios con una vegetación tropical similar a la de este trabajo, como selvas bajas caducifolias y medianas subcaducifolias (Alvarado-Rodríguez, 2006; Hernández-Maza, 2009; Ramos-Borrego, 2010; Domínguez-Gutiérrez, 2011; García-Santiago, 2011; Cruz-Solís, 2013; Ruan-Soto, 2014; López-Guzmán *et al.*, 2017; Ruan-Soto *et al.*, 2017).

Estos estudios comparten, además, otras especies que, junto con las ya mencionadas, permiten señalarlas como especies comunes asociadas a selvas

bajas caducifolias y medianas subcaducifolias, y estrechamente ligadas a los procesos ecológicos que en éstas ocurren, así como a los recursos que en dichas vegetaciones están disponibles.

8.3.2 Sustrato utilizado

Respecto a este apartado, en este trabajo se encontraron un total de 21 especies de sustrato lignícola, correspondiendo a la categoría más representativa, mientras que las especies humícolas encontradas fueron cinco, y finalmente una sola especie terrícola (Fig. 6).

Estos resultados coinciden con otros trabajos realizados en el estado, en donde varios de ellos, sin contar los trabajos de Santiago-Vilchis (2009) y Medina-Jaritz *et al.*, (2012), los cuales se enfocan en hongos poliporáceos, reportan al sustrato lignícola como el mayor utilizado por los macromicetos muestreados (Grajales-Vázquez *et al.*, 2008; Alvarado-Rodríguez, 2006; Hernández-Maza, 2009; Ramos-Borrego, 2010; Alvarado-Rodríguez, 2010; Domínguez-Gutiérrez, 2011; García-Santiago, 2011; Cruz-Solís, 2013 ; Manga-López, 2013; Torres-Calvo, 2013; López-Guzmán *et al.*, 2017; Ruan-Soto *et al.*, 2017).

Sin embargo, estos resultados no coinciden con los trabajos de Álvarez-Espinosa (2006), Medina-Arias (2007), Pérez-Ovando (2011), Grajales-Vázquez (2013), Serrano-Helería (2018), Aguilar-Sobriño (2019) y Chanona-Gómez *et al.*, (2019), dentro de los cuales el sustrato más utilizado por los macromicetos fue el humícola o el terrícola.

La razón de estas diferencias en el uso de los sustratos puede explicarse, probablemente, al tipo de vegetación y las condiciones abióticas y ecológicas presentes en ellas, pues al analizar los trabajos en donde hay mayoría de especies lignícolas, puede observarse que, con excepción de las investigaciones de Alvarado-Rodríguez (2010) y Torres-Calvo (2013), el tipo de vegetación dominante es de tipo tropical, donde se observan condiciones propias de selvas, como humedad y temperaturas altas (Van Dijk *et al.*, 2003), además de la presencia de material leñoso presente en el suelo forestal, como ramas y tocones

(Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979; Ruan-Soto *et al.*, 2009). La gran cantidad de material lignocelulósico, combinado con las condiciones tropicales, como las altas temperaturas y la humedad, ocasionan una rápida descomposición y un óptimo ambiente que permite el desarrollo de hongos lignícolas (Ruan-Soto *et al.*, 2007).

Además de esto, el sustrato lignícola se caracteriza por poseer mayor retención de humedad dentro de un mayor periodo de tiempo que el suelo o la hojarasca (Pacioni, 1981), lo que es propicio para un mejor desarrollo del micelio, siendo un factor que permite hallar especies lignícolas durante la temporada de lluvia e incluso en temporada de estiaje (Vázquez-Mendoza, 2008).

Por otro lado, se observa que en las investigaciones donde el sustrato más utilizado por los hongos es el húmico o terrícola, fueron realizados en áreas con vegetación predominantemente templada, demostrando una correlación entre los hongos y la vegetación de corte templado como son las coníferas, que favorecen el crecimiento de hongos con afinidad terrícola (Canseco-Zorrilla, 2011), además de que las mismas condiciones climáticas y ecológicas presentes en estas zonas también promueven la formación de humus, lo que explicaría a su vez la presencia de hongos que se desarrollan en este tipo de sustrato (Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979; Lodge y Cantrell, 1995).

8.3.4 Tipo de hábito

En el caso del tipo de hábito, el mayor número de las especies son las saprobias, con un total de 24, seguidas por las micorrízicas con dos, y una sola especie parásita (Fig. 7).

Son diversos los trabajos dentro del estado en donde puede observarse el dominio de especies saprobias, como Álvarez-Espinosa (2006), Alvarado-Rodríguez (2006), Santiago-Vilchis (2009), Ramos-Borrego (2010), Domínguez-Gutiérrez (2011), García-Santiago, (2011), Pérez-Ovando (2011), Medina-Jaritz *et al.*, (2012), Cruz-Solís (2013), Torres-Calvo (2013), Manga-López (2013).

La mayor dominancia del hábito saprobio en las especies puede estar asociada, tal como en el caso anterior, al tipo de vegetación presente en el área

así como de las condiciones ecológicas y abióticas presentes en ella. Así, al tratarse de vegetación tropical, existen condiciones como temperaturas y humedad altas (Van Dijk *et al.*, 2003), e igualmente presencia de materia orgánica, como lignina y celulosa en el suelo forestal, como ramas y troncos (Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979; Guzmán, 2003; Ruan-Soto *et al.*, 2009).

De esta manera, puede explicarse la dominancia de especies saprobias en este estudio, las cuales, además de los factores climáticos (Dighton *et al.*, 1986; Mata *et al.*, 2003) ya mencionados, son afectadas por factores ecológicos importantes, como el grado de disturbio (Müller *et al.*, 2004) y la especificidad de sustratos (Lodge y Cantrell, 1995). Particularmente, parece existir una relación estrecha en este estudio, entre el hábito saprobio y la dominancia de hongos lignícolas, al estar disponible una gran cantidad de madera en descomposición o material leñoso, producto de alteraciones naturales o por actividad antrópica, lo que mezclado con las condiciones tropicales, generan un óptimo ambiente y una descomposición veloz, permitiendo así el desarrollo de hongos lignícolas (Ruan-Soto *et al.*, 2007).

Por otra parte, sólo se reportan dos especies de hongos micorrícicos en este estudio. Esto no coincide con varios trabajos (Garibay-Origel *et al.*, 2009; Torres-Gómez, 2012), incluso en el estado (Álvarez-Espinosa, 2006; Medina-Arias, 2007; Grajales-Vázquez, 2013; Serrano-Heleria, 2018; Aguilar-Sobrino, 2019), los cuales fueron realizados en áreas con vegetación de coníferas, como pueden ser bosques de pinos y/o encinos, dentro de los cuales es común observar la dominancia de especies de hongos con hábito micorrícico.

Esto se explica por las condiciones presentes en áreas con vegetación de corte templado, en donde la capa de humus es más gruesa que el de bosques tropicales, la cual se acumula a través de los años y presenta una lenta descomposición (Torres-Calvo, 2013), lo que permite una existencia de una capa gruesa de hojarasca, dando como resultado el desarrollo, abundancia y riqueza de los macromicetos (Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979).

Aunado a esto, en bosques de coníferas, así como de *Quercus*, hay una mayor asociación simbiótica a través de las micorrizas (Guzmán-Dávalos y

Guzmán, 1979) observándose mayor asociación con árboles de *Quercus*, *Pinus-Quercus* y bosques mesófilos de montaña (García y Garza, 2001), siendo la especificidad ectomicorrizógena un factor de distribución de este tipo de macromicetos. Debido a esto, la gran diversidad de estos hongos está asociada a la gran diversidad de especies de encinos y pinos existentes en el país (García, 2013).

A pesar de esto, la presencia de hongos micorrícicos en estudios realizados en zonas con vegetación tropical en el estado (Grajales-Vázquez *et al.*, 2008; Hernández-Maza, 2009; Domínguez-Gutiérrez, 2011; Cruz-Solís, 2013; Ruan-Soto *et al.*, 2017) permiten señalar la importancia de estos hongos en este tipo de vegetación y el papel ecológico que desempeñan para beneficio del ecosistema, como el desarrollo de poblaciones forestales y la sucesión ecológica, así como en la promoción y alteración de las funciones del nicho (Kadowaki *et al.*, 2018). Sin embargo, el estudio de los hongos micorrícicos tropicales es escaso y se encuentra en una fase pionera.

Finalmente, la única especie registrada como parásita fue *Desarmillaria tabescens*, lo que difiere con otros estudios en zonas tropicales (Alvarado-Rodríguez, 2006; Ramos-Borrego, 2010; García-Santiago, 2011; Cruz-Solís, 2013; Manga-López, 2013) en el estado, donde se cita a *Ustilago maydis* como la especie parásita más recurrente dentro de estudios tropicales. Los hongos parásitos actúan en el ecosistema como factores equilibrantes o afectando la competencia, por ejemplo, abriendo huecos en los bosques y creando microhábitats, favoreciendo que otras especies puedan establecerse (Cabarro, Maldonado y Recio, 2012). Pese a esto, los hongos parásitos son un grupo poco estudiado dentro de áreas tropicales.

8.4 Abundancia de esporomas

Respecto a este tema, puede mencionarse la abundancia de esporomas en cuestión de cantidades, de manera general y por cada tipo de vegetación.

Se totalizó un valor de 2 297 esporomas o cuerpos fructíferos en el presente trabajo. La especie que presentó la mayor abundancia fue *Schizophyllum commune*, la cual produjo un total de 1 145, representando el 49.84% del total de esporomas, es decir, casi la mitad del total de esporomas. Esto es contrastante con otros taxa, como *Auriscalpium vulgare*, *Hygrophoropsis aurantiaca* o *Lentinus tricholoma*, las cuales, con únicamente un esporoma cada uno, representan por separado, apenas el 0.04% de la producción total de esporomas.

De forma general, se observa una dominancia de especies saprófitas lignícolas en este trabajo, pues los taxones más abundantes son todos lignícolas (Fig. 8).

Este fenómeno puede observarse de manera similar en estudios realizados en sitios con vegetación tropical, además de éste, como los de Domínguez-Gutiérrez (2011), Pompa-González *et al.*, (2011), Ruan-Soto (2014), López-Guzmán *et al.*, (2017), Ruan-Soto *et al.*, (2017) o Terríquez-Villanueva *et al.*, (2017), en los cuales se observa a las especies lignícolas con buena representación, o bien, siendo las mejor representadas.

Esto puede explicarse debido al mismo tipo de vegetación, que es de tipo tropical, en el cual existe mayor diversidad de plantas, traduciéndose en mayor variedad de hábitats (Schmit *et al.*, 2005; Villarruel-Ordaz y Cifuentes, 2007), y por factores biológicos y ecológicos, por ejemplo, la cantidad de material leñoso presente en el suelo forestal, como ramas y tocones (Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979; Ruan-Soto *et al.*, 2009), o la actividad antropogénica del roza, tumba y quema que se realiza para disponer de áreas de cultivo o de ganadería, a partir de la cual existe disponibilidad de gran cantidad de sustrato para las especies saprobias.

Tal cantidad de material lignocelulósico, combinado con las condiciones tropicales, como las altas temperaturas y la humedad, ocasionan una rápida

descomposición y un óptimo ambiente que permite el desarrollo de hongos saprobios lignícolas (Ruan-Soto *et al.*, 2007).

Sin embargo, a pesar de lo anterior dicho, puede observarse una diferencia en la abundancia de esporomas de distintas especies respecto a las condiciones de vegetación.

En el caso de la condición de vegetación perturbada (Fig. 9) se observa que solamente dos taxones, *Schizophyllum commune* y *Sparassis* sp. 01 son las más abundantes, teniendo *S. commune* una producción mayor a 1000 esporomas, siendo su producción total de 1 145; y *Sparassis* sp. 01 una producción de 245 esporomas. En contraste, los demás taxa poseen una producción menor, por debajo de los 20 esporomas.

Por otra parte, en la condición de vegetación conservada (Fig. 10) se puede ver que son tres taxones los que poseen mayor cantidad de cuerpos fructíferos, los cuales son *Earliella* sp01, *Xylaria polymorpha* y *Stereum complicatum*, que en total produjeron la cantidad de 338, 206 y 175 esporomas, respectivamente, mientras que el resto de taxa produjo una cantidad relativamente alta de estos.

Estas diferencias en la abundancia de los macromicetos en las condiciones de vegetación vegetal parecen explicarse, además de lo mencionado en el párrafo anterior, a una estrategia reproductiva utilizada por los hongos saprobios en zonas tropicales (Ruan-Soto, 2014), en la cual parece asignarse más recursos en la producción de numerosos esporomas, de naturaleza relativamente efímera (Ruan-Soto *et al.*, 2020), lo que resulta en una ventaja al considerar las condiciones propias de la selva, como la humedad y temperaturas altas (Van Dijk *et al.*, 2003).

Esta estrategia ecológica puede observarse en *S. commune*, *Sparassis* sp.01, *Earliella* sp.01 o *X. polymorpha*, sin embargo, la cantidad de esporomas producidos por cada taxa es variable, y muy posiblemente esté asociado por factores intrínsecos, además de los ya mencionados factores ambientales.

Finalmente, con los datos anteriores es posible obtener una variable más relacionada con la abundancia, la densidad de esporomas. Esta variable permite darnos una idea acerca de la “producción” de cuerpos fructíferos que pueden

encontrarse por metro cuadrado de una determinada área, por ejemplo, bosques o agroecosistemas.

En este estudio, la densidad de esporomas obtenido es de 1.73 en sitios con vegetación conservada y de 2.01 en sitios con vegetación perturbada. La mayoría de estudios que evalúan esta variable han sido realizados en otros estados, en sitios con presencia de vegetación templada, por ejemplo, en parte del Eje Neovolcánico en Michoacán (Torres-Gómez, 2012), con una densidad de 0.018 esporomas/ m²; en las faldas del volcán La Malinche, en Tlaxcala (Montoya, 2005), con 0.016 esporomas/ m²; y la Sierra de Ixtlán de Juárez, Oaxaca (Garibay-Origel et al., 2009), con 0.13 esporomas/ m²; mientras que en Chiapas, el trabajo de Ruan-Soto (2014) resulta interesante, ya que señala la densidad de esporomas tanto en bosques templados de los Altos de Chiapas (0.05 esporomas/ m²), como en la selva tropical Lacandona (0.13 esporomas/ m²), así como el de los agroecosistemas desarrollados en esos bosques templados (0.01 esporomas/ m²) y los agroecosistemas de selva tropical (0.24 esporomas/ m²).

Comparando los datos recabados en estos trabajos, puede notarse que existe un contraste entre las densidades de esporomas en bosques templados y selvas tropicales, pues en los primeros las densidades son muy bajas, y el valor más alto, obtenido por Garibay-Origel et al., (2009), de 0.13 esporomas/ m², es igual a la densidad de esporomas presente en la selva lacandona (Ruan-Soto, 2014).

En nuestro caso, la densidad obtenida para la selva tropical supera el valor anteriormente mencionado, y de igual forma, la densidad en zonas con perturbación es incluso mayor, aunque es menester mencionar que en no todos los senderos de esta condición de vegetación se colectaron cuerpos fructíferos y no todos son usados como milpas o agroecosistemas, lo que evidencia la importante densidad de esporomas por metro cuadrado que poseen las selvas y los agroecosistemas desarrollados en ellos (Ruan-Soto et al., 2020).

Finalmente, tiene que señalarse que aunque los métodos para estimar estos datos en los trabajos ya mencionados son distintos, las densidades reportadas en cada uno aportan una idea acerca de la producción de esporomas

en diferentes tipos de vegetación del centro, sur y sureste del país. Sin embargo, son necesarios más estudios y con mejor metodología, en donde se calcule la variable de la densidad de esporomas, sobre todo en áreas tropicales, para poder destacar la importancia de los macromicetos dentro de los ecosistemas tropicales y templados, y para obtener información fidedigna respecto a estos organismos en tales áreas.

8.5 Frecuencia espacial

Respecto a esta variable, que nos permite conocer en donde aparecieron las diferentes especies y esporomas, se observa una clara y marcada diferencia entre ambas condiciones de vegetación.

En las bandas con vegetación conservada, se nota la presencia de 104 taxones, y además, en todas ellas hubo presencia de cuerpos fructíferos, con al menos 30 registros, siendo *Collybia* sp. 04 y *Marasmius* sp. 02 los taxones que tuvieron presencia en todas las bandas analizadas; *Cyathus striatus*, *Gymnopus driophyllus*, *Heimioporus betula*, *Marasmius* sp03 y *Stereum ostrea* tuvieron presencia en tres de las cuatro bandas analizadas; Agarical sp08, *Aleuria* sp01, *Collybia* sp01, *Cortinarius* sp2, *Cymatoderma* sp01, *Ganoderma* sp01, *Gymnopus* sp01, *Lactarius* sp03, *Lenzites betulina*, *Marasmius* sp06, *Peziza* sp01, *Pluteus* sp01, *Russula* sp01, *Russula* sp04 y *Xylaria polymorpha* aparecieron en dos bandas, y el resto de los taxones aparecieron en solamente una de las cuatro bandas que fueron muestreadas.

En las bandas pertenecientes a las zonas con vegetación perturbada, por el contrario, se observa un menor número de taxones, 38 en total, y de éstas, *Lentinus crinitus*, Poliporoide sp02 y *Schizophyllum commune* se distribuyen en dos bandas, y el resto de taxones tiene presencia en solamente una banda. Finalmente, algo notable es que en la banda 3 hay una ausencia total de esporomas, lo cual es reflejo del nulo número de taxones presentes en dicha banda.

En términos generales, muchos estudios citados anteriormente muestran un alto número de taxones en sitios con vegetación conservada, independientemente del tipo de vegetación, pero no evalúan la frecuencia espacial de éstos en dichas áreas. Sin embargo, cada vez se realizan más trabajos en donde esta variable es tomada en cuenta para realizar análisis ecológicos de macromicetos más confiables.

Por ejemplo, Aguilar-Sobrino (2019), cuyo trabajo estaba enfocado en especies con potencial medicinal, obtuvo una frecuencia espacial baja en 13 de 19 especies que estudió, pero en general, las especies tuvieron un valor homogéneo, indicando la posibilidad de encontrar hongos medicinales en toda la zona de estudio. Por otro lado, Garibay-Origel *et al.* (2009), enfocándose en especies comestibles, registraron un mayor número de taxa en las áreas examinadas dentro de bosques de coníferas aunque con un menor número de esporomas, notándose además que en cada sitio muestreado apenas se halló la mitad de las especies totales, sobrepasando solamente un sitio de muestreo un poco más de la mitad de la diversidad total de este estudio, diferenciando en el estudio de Aguilar-Sobrino (2019) al presentar las especies halladas valores heterogéneos.

Finalmente, aunque Torres-Gómez (2012) no analiza esta variable en su trabajo, utiliza una metodología similar al trabajo anterior, analizando igualmente especies comestibles, y encontró 11 especies en total, con dominancia de *Gymnopus dryophilus*, pero con una riqueza de especies homogénea en el área de estudio.

Comparando estos trabajos con el presente, podemos observar un mayor registro de morfoespecies y taxa a diferencia de lo reportado por Aguilar-Sobrino (2019) y Torres-Gómez (2012), aunque el número de especies total y por sitio de muestreo es menor a comparación con el trabajo de Garibay-Origel *et al.* (2009), y, de forma general, la diversidad de este trabajo muestra valores heterogéneos en cuanto a la composición de especies respecto a la condición vegetacional, lo cual probablemente se explique a la distribución agregada de los hongos (Schmit *et al.*, 1999), que a su vez es influenciada por factores como la vegetación y el suelo (Yamashita y Hijii, 2006), pues en esta investigación hay taxones con un

número alto de cuerpos fructíferos, y se observa una progresiva disminución en el número de éstos, lo cual, además, parece estar relacionado con la frecuencia espacial que los taxa y morfoespecies mostraron, pues gran parte de ellos se ubicaron en una sola banda, con pocos o sólo un esporoma, lo cual puede explicarse a factores intrínsecos de estos organismos, como ciertos requerimientos abióticos como temperatura o precipitación (Ohenoja, 1993; Mihail *et al.*, 2007) o el estar restringidos a ecosistemas estrechos (Cannon, 1997), o bien, al tipo de vegetación, siendo los tres trabajos citados elaborados en zonas con vegetación templada.

Igualmente, la perspectiva de este trabajo se basó totalmente en aspectos ecológicos, a diferencia de los de Garibay-Origel *et al.* (2009) y de Torres-Gómez (2012) que consideraron especies comestibles, o el de Aguilar-Sobrino (2019), que consideró especies medicinales o con potencial medicinal, lo cual pudo dar algún tipo de sesgo en los muestreos y los resultados presentados.

Sin embargo, los trabajos que nos permiten dilucidar con mayor claridad el comportamiento de la frecuencia espacial de estos organismos son los de Ruan-Soto (2014) y Ruan-Soto *et al.* (2020), realizados en tierras altas y tierras bajas, siendo en estas últimas las que presentan condiciones vegetacionales muy similares. A pesar de que estos trabajos se enfocan en especies comestibles, es posible inferir el comportamiento de la frecuencia espacial de los macromicetos en zonas tropicales como el de este trabajo.

Ruan-Soto (2014) reporta una mayor frecuencia espacial de hongos comestibles en agroecosistemas de tierras bajas, seguido de las selvas, bosques y agroecosistemas de tierras altas, lo cual es opuesto a los resultados aquí mostrados, pues en este trabajo la frecuencia espacial es mayor en los sitios muestreados con vegetación conservada, y puede decirse que sólo las bandas 1 y 4 se podrían considerar como agroecosistemas debido al uso del suelo que se les da, lo cual es lo contrario a lo reportado por Ruan-Soto (2014) y Ruan-Soto *et al.* (2020).

A pesar de que el presente trabajo no se enfocó en especies comestibles, si se hallaron algunas de las encontradas por Ruan-Soto (2014) en tierras bajas, por

ejemplo, *Auricularia sp.*, *Cookeina sp.*, *Lenzites betulina*, *Oudemansiella canarii*, *Pleurotus djamor*, *Pycnoporus sanguineus* y *Schizophyllum commune*.

La evaluación del comportamiento de la frecuencia espacial es importante, pues es determinante para el mantenimiento de la diversidad (Taylor, 2002), sobre todo en zonas tropicales, pues, aparentemente, la presencia de estas especies, además de otros taxa de zonas tropicales halladas en este estudio se debe a varios factores, como el tipo de hábitat, localidad geográfica y el grado de disturbio (Müller *et al.*, 2004), los intrínsecos a estos organismos, tales como ciertos requerimientos abióticos –temperatura o precipitación, por ejemplo- (Ohenoja, 1993; Mihail *et al.*, 2007), el estar restringidos a ecosistemas estrechos (Cannon, 1997) o la especificidad de sustratos (Lodge y Cantrell, 1995).

En este trabajo, se observa que el sustrato lignícola es el mayor utilizado, seguido por el húmico y el terrícola. Esto es contrastante con los trabajos en zonas templadas (Garibay-Origel *et al.*, 2009; Torres-Gómez, 2012; Serrano-Helería, 2018; Aguilar-Sobrino, 2019), o lo obtenido por Ruan-Soto (2014) en tierras altas, en los que la relación es contraria a la aquí hallada.

Lo anterior expuesto permite explicar porque taxones como *Agarical sp.07*, *Collybia sp.04*, *Cyathus striatus*, *Desarmillaria tabescens*, *Earliella scabrosa*, *Ganoderma sp.02*, *Lentinus tricholoma*, *Marasmius sp.01*, *Pleurotus djamor* y *Stereum complicatum* son localizadas en ambas condiciones vegetacionales, pues debido a los factores climáticos (Dighton *et al.*, 1986; Mata *et al.*, 2003), el tipo de hábitat (Müller *et al.*, 2004) y la especificidad de sustratos (Lodge y Cantrell, 1995), son condiciones que se encuentran en ambas condiciones de vegetación, lo que se traduce en una mayor frecuencia espacial para dichos taxa, permitiendo que éstas se fructifiquen en ambas condiciones vegetacionales.

Finalmente, Ruan-Soto (2014) y Ruan-Soto *et al.* (2020) comparan que en tierras altas existe mayor riqueza de especies y con mayor biomasa, mientras que en tierras bajas hay más abundancia de esporomas y éstos son más frecuentes espacialmente, siendo esto último concordante con los resultados obtenidos en este trabajo.

8.6 Frecuencia temporal

Concerniente a la frecuencia temporal, en ambas condiciones de vegetación se localizaron esporomas en todas las visitas realizadas, aunque el comportamiento entre las condiciones vegetaciones fue distinto, con valores heterogéneos entre ambos.

Tal como en la frecuencia espacial, el número de taxones localizados fue mayor en sitios conservados que en sitios perturbados, pero el comportamiento de la frecuencia temporal en ambos difiere ampliamente.

En el caso de los sitios localizados en zonas con vegetación conservada, la visita número cuatro fue la más próspera, pues se localizaron un total de 23 morfoespecies, mientras que la visita número seis apenas mostró 5 taxones. Se observa también que las especies *Gymnopus driophyllus*, *Lenzites betulina* y *Stereum complicatum* son las que presentan mayor presencia a lo largo de los meses lluviosos, apareciendo en cuatro de las nueve visitas totales, mientras que la mayoría -86 taxones- tuvieron únicamente presencia en una visita.

Contrastando con lo anterior, en los sitios localizados en áreas con vegetación perturbada, las visitas realizadas en los meses julio y septiembre del 2018 fueron las más abundantes, con diez taxones cada una, y la última visita la menos abundante, con solamente una morfoespecie. Sin embargo, se observa la predominancia de una sola especie, *Schizophyllum commune*, la cual estuvo ausente en sólo una visita, seguida por *Lentinus tricholoma*, la cual se localizó en tres visitas, mientras que 31 morfoespecies tuvieron presencia en sólo una visita.

De acuerdo a los resultados expuestos por Ruan-Soto (2014) y Ruan-Soto *et al.* (2020), la frecuencia temporal en el presente trabajo son similares a los de dichos trabajos en tierras bajas, las cuales, como se ha mencionado antes, poseen un tipo de vegetación similar a la de este trabajo, pues se halló una alta diversidad de macromicetos en general, no solamente de especies comestibles, en todas las fechas de muestreo, en comparación a sus resultados obtenidos en tierras altas, donde pocas especies aparecieron en todas sus fechas de muestreo.

Además, algo que es notable es que, si bien en la frecuencia temporal, al principio no hay diferencias, en tierras bajas si existen más especies en las fechas

de monitoreo que en las tierras altas, en vegetación de zonas templadas, lo cual además de ser mostrado por Ruan-Soto (2014) y Ruan-Soto *et al.* (2020), también parece ser el caso en los estudios de Torres-Gómez (2012) y Aguilar-Sobrino (2019), y con una medida ligeramente mayor en el caso de Garibay-Origel *et al.* (2009), siendo que en estos trabajos, si bien la frecuencia temporal es homogénea, la misma presenta bajos valores para cada especie, lo cual las determina como restringidas a un periodo de tiempo.

La frecuencia temporal de los esporomas varía entre especies y sitios por la composición vegetal, temperatura y precipitación (Ohenoja, 1993, Mihail *et al.*, 2007, Martínez *et al.*, 2007), y el tamaño de los genets, pues algunas especies pueden ser responsables de la estabilidad temporal de la producción de esporomas (Selosse *et al.*, 2001), en el caso de hongos micorrícicos.

Esto se explica, nuevamente, gracias a el tipo de hábitat (Müller *et al.*, 2004) y la especificidad de sustratos (Lodge y Cantrell, 1995), y mayormente, a los factores climáticos (Dighton *et al.*, 1986; Mata *et al.*, 2003), pues a diferencia de los bosques templados, en las selvas húmedas la temporada pluvial es de mayor duración (Quintana-Ascencio *et al.*, 1990), circunstancia que permite una mejor persistencia de condiciones propicias para la fructificación de los macromicetos.

8.7 Valor de Importancia Ecológica (VIE)

Lo primero que hay que considerar para el cálculo y uso de esta variable, es que el valor de importancia ecológica no es una variable unidimensional que pueda medirse directamente, sino que se requiere el uso de otras variables que nos permitan su estimación. En esta tesis, se usó la riqueza de especies, la abundancia de esporomas, así como la frecuencia espacial y temporal de los macromicetos, para conjuntarlos en un índice de Valor de Importancia Ecológica –VIE- que nos permita estimar la importancia ecológica de los diferentes taxones muestreados en este trabajo.

De manera similar, algunos trabajos, como el de Garibay-Origel *et al.*, (2009), Ruan-Soto (2014), Aguilar-Sobrino (2019) y Ruan-Soto *et al.*, (2020) utilizan un índice de valor de importancia ecológica, pero enfocados en hongos

comestibles silvestres en el caso de Garibay-Origel *et al.*, (2009); Aguilar-Sobriño (2019) se enfoca en hongos medicinales; los trabajos de Ruan-Soto (2014) y Ruan-Soto *et al.*, (2020) se enfocan en la importancia cultural de los hongos comestibles. El factor común en todos ellos es conocer la disponibilidad del recurso fúngico en las zonas en que se realizaron dichos trabajos.

Lo siguiente a exponer es la discusión de este apartado, que conjunta diversas variables ecológicas para analizarlas de forma integral. De esta manera, esta discusión se divide en dos partes, la primera enfocada a la evaluación de los valores obtenidos con este índice, así como la influencia de las variables ecológicas utilizadas, y la siguiente parte dedicada al comportamiento de los macromicetos en general respecto a las variables ecológicas como un todo.

De acuerdo a la estructura de la comunidad fúngica, en términos del Valor de Importancia Ecológica, *Schizophyllum commune* fue la especie que presentó el valor más alto de todas, con un valor de 2.7709, seguida por *Collybia* sp.04, *Gymnopus driophyllum*, *Marasmius* sp.02, *Stereum ostrea* y *Cyathus striatus*, cuyos valores son de 2.3363, 2.2038, 2.1138, 2.1 y 2.0917, respectivamente. En el caso contrario, hubo un total de 40 taxones que presentaron un valor de 1.3614, el cual es el Valor de importancia Ecológica más bajo en este trabajo.

La mayoría de trabajos que evalúan el valor de importancia ecológica han sido realizados en bosques templados, es decir, de coníferas, con variables ecológicas iguales o similares a las aquí utilizadas, permitiéndonos, de esta manera, hacer comparaciones más verosímiles entre estos trabajos.

Garibay-Origel *et al.* (2009) obtienen una comunidad con una gran mayoría de especies micorrizógenas, la cual muestra dominancia de *Laccaria laccata* y *Gymnopus confluens*, seguidas por *Laccaria vinaceobrunnea*, *Hygrophorus purpurascens* y *Cantharellus lutescens*, cuyos valores de Importancia Ecológica son de 0.7905, 0.2795, 0.1458, 0.1341 y 0.126, respectivamente. En este caso, las dos primeras especies son las más importantes debido a su abundancia y producción de biomasa, mientras que *H. purpurascens* lo fue debido a su aportación de biomasa, mientras que otras, como *Laccaria chrysorrhoeus* o *Amanita vaginata* tuvieron altas frecuencias espaciales y temporales, pero no

fueron de las más dominantes; sin embargo, estos bajos valores obtenidos, en comparación al presente trabajo, se deben a que no se utilizó la biomasa como variable ecológica, y a una diferencia en la cantidad de muestreos realizados, con 20 fechas en total de monitoreo, lo cual influyó en el valor del índice obtenido. Cabe resaltar, entonces, que las dos primeras especies, aún con sus valores bajos, son las dominantes en una gran comunidad fúngica que está representada por muchas especies micorrízicas debido a su gran aporte a las variables ecológicas de abundancia y producción de biomasa, que influyen en la presencia de estos.

Torres-Gómez (2012) evalúa en su trabajo el Valor de Importancia Ecológica de las especies presentes en su zona de estudio, dando como resultado la dominancia de *Gymnopus dryophilus*, *Macrolepiota mastoidea* y *Lactarius indigo* var. *indigo* en plantaciones de *Cupressus lusitanica*, mientras que en rodales de pino-encino dominaron las especies *Lactarius indigo* var. *indigo*, *Gymnopus dryophilus* y *Lyophyllum aff. loricatum*, y observándose, además, que la especie *Laccaria laccata* tiene el mismo Valor de Importancia Ecológica en ambas unidades del paisaje. A comparación con esta tesis, la comunidad de macromicetos de este trabajo está dominada por especies micorrízicas, con presencia de pocas especies saprobias, mientras que en esta tesis se observa una dominancia de especies saprobias, como *Gymnopus dryophilus*, la cual fue una especie dominante en áreas con vegetación natural en ambos trabajos, debido probablemente a que estos sitios contengan las condiciones que permitan el desarrollo de esta especie.

Aguilar-Sobrino (2019) permite visualizar en su trabajo que las especies con mayor VIE también presentan valores máximos en alguna de las variables ecológicas evaluadas. De esta manera, él halla que *Scleroderma citrinum*, con un valor de 0.6042 de VIE, que fue el valor más alto reportado, presenta la mayor abundancia; *Ramaria stricta*, con un valor de 0.4910, fue la especie con mayor biomasa; finalmente, *Amanita vaginata*, con un valor de 0.4909, fue la especie con mayor frecuencia espacial y temporal. Por otro lado, las tres especies con el Valor de Importancia Ecológica más bajo (0.0042), *Russula delica*, *Macrolepiota procera*

y *Agaricus campestris*, presentan los valores más bajos en abundancia, frecuencia espacial y temporal, pero no en biomasa. Lo primero que puede notarse es que la comunidad de macromicetos de este trabajo es muy pequeña, con apenas 19 especies en total, además de que es muy diferente al de esta tesis, pues ambos trabajos no comparten ninguna especie en común, lo cual puede deberse a que los sitios de estudio presentan distintas condiciones, como el tipo de vegetación o el clima, o bien, al criterio de estudio establecido por el autor. Así, puede observarse que el mayor Valor de Importancia Ecológica obtenido por Aguilar-Sobrino (2019) fue el de 0.6042 reportado para *Scleroderma citrinum*, mientras que en esta tesis el mayor VIE fue de 2.7709 reportado para *Schizophyllum commune*. Esto puede explicarse debido a que el valor conseguido en el índice para cada especie muestra un aporte diferente de cada variable ecológica evaluada, que a su vez es reflejo de la correlación presentada entre dichas variables, por ejemplo, mayor abundancia en el caso de *Scleroderma citrinum*, y la frecuencia temporal en el caso de *Schizophyllum commune*.

Esta diferencia entre los valores obtenidos, cuya fluctuación es de muchos taxones con bajo valor, y pocos que presentan un valor superior al orden de magnitud de 2, nos indican que, efectivamente, muchos de estos taxa están altamente influenciados por condiciones ecológicas, que pueden ser determinantes para la presencia de estos organismos, pudiendo ser las variables ecológicas utilizadas en este trabajo, o bien, los factores abióticos.

El ejemplo más claro, para ambos casos, puede analizarse con los datos obtenidos por *Schizophyllum commune*, siendo esta especie la que presenta mayores valores en dos variables ecológicas, la abundancia relativa y la frecuencia temporal, las cuales, junto con los factores abióticos que se presentaron en las fechas de muestreo, permitieron que esta especie fuera la dominante en esta comunidad, a diferencia de las 40 taxones que, con una sola presencia y un solo esporoma, fueron las que obtuvieron menor valor.

No obstante, para hacer comparaciones fidedignas de estos valores con los obtenidos por otros trabajos es necesario que se utilicen las mismas variables ecológicas y exista el mismo número de muestreos, además de usar una suma

homogénea para todos los valores obtenidos en tales variables, lo cual no fue realizado por este trabajo, por ejemplo, al no utilizar la variable ecológica de biomasa.

Lo que se puede comparar son patrones de cómo se comportaron las comunidades de macromicetos respecto a las variables ecológicas utilizadas en las investigaciones anteriormente citadas, para obtener así, un acercamiento al comportamiento de las comunidades de macromicetos en zonas tropicales, en una suerte de disponibilidad ecológica que refleje patrones del recurso fúngico que presentan los macromicetos, como pueden ser los hongos comestibles o medicinales.

La disponibilidad refleja la cantidad de energía y recursos que cada hongo proporciona a los siguientes niveles de la cadena trófica (Garibay-Origel *et al.*, 2009), e igual que este trabajo, constituye una estimación de recursos que pueden ser aprovechados por el hombre. Una herramienta muy útil para describir dicho comportamiento es una gráfica de amiba, que fue utilizada en trabajos como el de Torres-Gómez (2012), Ruan-Soto (2014) y Ruan-Soto *et al.* (2020), y que en el caso del presente trabajo se muestra en la figura 11.

Ruan-Soto (2014) no utiliza un Valor de Importancia Ecológica como tal, sin embargo, si utiliza la disponibilidad, que conjunta las variables ecológicas utilizadas en este trabajo, la cual nos indica, de forma indirecta, el comportamiento de las especies de macromicetos en las dos regiones muestreadas por el autor.

En el caso de tierras altas –bosques y agrosistemas-, con presencia de vegetación de clima templado, se observa un mayor número de especies, 36 en total, la cual es una cantidad mayor respecto a los trabajos de Torres-Gómez (2012) y Aguilar-Sobrino (2019), con once y diecinueve especies, respectivamente, pero menor a lo reportado por Garibay-Origel *et al.* (2009) quienes reportaron 81 especies en total.

Entre algunas similitudes existentes pueden mencionarse que son comunidades de macromicetos con una alta presencia de hongos formadores de micorrizas, como *Laccaria sp.*, *Lactarius indigo*, *Amanita vaginata*, entre otras, que

son observables en estos estudios, y que permiten inferir que son especies con una afinidad hacia climas y vegetaciones templadas.

También pueden observarse pocas especies saprofitas, como en el caso particular de Ruan-Soto (2014), donde *Pleurotus djamor* demostró amplia abundancia y fue la segunda dominante, o *Gymnopus dryophilus*, que fue una especie dominante no sólo en este trabajo, si no también en el de Torres-Gómez (2012), lo que podría indicar cierta preferencia de esta especie sobre sitios templados, pues es registrado por Garibay-Origel *et al.* (2009), Ugalde (2013), o por Serrano-Helería (2018) en Coapilla, Chiapas; no obstante, en esta tesis dicha especie está presente, mostrando que también puede distribuirse en zonas tropicales.

Respecto a la abundancia, en el trabajo de Ruan-Soto (2014) se observa la dominancia de *Gymnopus dryophilus* y de *Pleurotus djamor* respecto a la abundancia, con 529 y 502 esporomas, siendo una alta diferencia respecto a las demás especies en tierras altas, mientras que Torres-Gómez (2012) también reporta a *G. dryophilus* como la más abundante en su trabajo, pero en menor número. Algo diferente se observa en el trabajo de Aguilar-Sobrino (2019), donde domina *Scleroderma citrinum* fue la más abundante con 65 esporomas, mientras que Garibay-Origel *et al.* (2009) tuvo como especies más abundantes a *Laccaria laccata* var. *pallidifolia* y *Gymnopus confluens*, con 6 088 y 2 512 esporomas.

Respecto a la biomasa, Ruan-Soto (2014) reporta como especies con mayor biomasa al conjunto de etnotaxa que agrupa a *Ramaria sp.*, *Clavulina sp.*, *Clavicornia sp.*, con una biomasa de 3 078.1 gramos; Aguilar-Sobrino (2019) reporta en cambio a *Ramaria stricta* con una biomasa de 1 215.71 gramos, y Garibay-Origel *et al.* (2009) reporta como especie con mayor biomasa a *Laccaria laccata* var. *pallidifolia*, con 17 655.2 gramos.

En general, en los trabajos citados se observa un comportamiento heterogéneo de ambas variables, siendo lo único similar la dominancia de *G. dryophilus* en dos trabajos (Torres-Gómez, 2012; Ruan-Soto, 2014), con valores muy variables en cuanto a la abundancia, mientras que en la biomasa se observa que la mayor parte de ella, en bosques templados, es otorgado mayormente por

especies micorrícicas, apoyando el patrón mostrado por Garibay-Origel *et al.*, (2009) y Ruan-Soto *et al.*, (2020), es decir, que en tierras altas o con vegetación templada, existe mayor riqueza de especies con mayor producción de biomasa, pero dichas especies son en su mayoría poco abundantes, y a su vez, no concuerda con lo mencionado por Garibay-Origel (2006), esto es, que tanto abundancia y biomasa tienen impacto positivo sobre la producción de esporomas, ni por lo dicho por Vázquez-Mendoza (2008), quien dice que a menor abundancia de especies tiende a menor biomasa. Se observa que este criterio no se cumple del todo en el trabajo de Aguilar-Sobrino (2019), pues halló una producción de esporomas poco abundante con mayor biomasa.

En los casos de las frecuencias espacial y la temporal, en la investigación realizada por Ruan-Soto (2014), se observa que las especies halladas presentan una frecuencia espacial baja, apareciendo en casi la mitad de los transectos de tierras altas totales muestreados -48.33%-, con una aportación mayor en los bosques -64.58%- que en los agroecosistemas -32.08%-. Los taxones con mayor frecuencia espacial son *Laccaria* sp., el conjunto de etnotaxa que agrupa a *Ramaria* sp, *Clavulina* sp., *Clavicornia* sp., y el conjunto de etnotaxa que agrupa a *Boletus* sp., *Leccinum* sp., *Suillus* sp. y *Tylopilus* sp.

En la frecuencia temporal se observa que en todas las fechas de monitoreo aparecieron hongos comestibles, y solamente 8.3% de los taxones registrados tuvieron presencia en todas las fechas de monitoreo.

Torres-Gómez (2012) encontró mayor disponibilidad temporal en las especies de hongos micorrízicos comestibles de bosques nativos que en plantaciones de *Cupressus lusitanica* del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, al encontrarlos por más semanas en los bosques nativos, pero no hay diferencias notables en las especies saprobias. También encontró que la disponibilidad temporal entre ambos grupos de hongos no es tan evidente en los bosques de pino-encino, ya que fue más homogénea.

Garibay-Origel *et al.* (2009) encontró que las especies monitoreadas presentaron una frecuencia espacial baja, con un comportamiento en general heterogéneo, como que el 61.73% de las especies mostraron una distribución

restringida, con presencia en uno a cuatro sitios de muestreo, y que en un solo sitio de muestreo se expresó el 58.02% de la diversidad total.

De igual manera, Aguilar-Sobrino (2019) encuentra una frecuencia espacial baja, con solamente 54.17% de los sitios de muestreo con al menos un registro de especie de hongo, y el 45.83% de éstos sin ninguna presencia, además de que 13 de las 19 especies se distribuyen de forma restringida, debido a que fueron halladas en una sola banda. La frecuencia temporal se muestra de manera homogénea, lo que podría indicar que los hongos medicinales estudiados pueden hallarse en la mayoría de las fechas de lluvia. La especie con mayor frecuencia espacial -0.75- se halló en seis de las ocho visitas, tratándose de *Amanita vaginata*, seguida por *Scleroderma citrinum* y *Laccaria bicolor*, mientras que 15 especies se registraron en un único muestreo, lo que podría indicar que los bajos valores de esta variable de cada especie los determinan como restringidas a un periodo de tiempo.

En general, respecto a las frecuencias espaciales y temporales en los trabajos anteriormente citados, las comunidades de macromicetos muestran ciertos patrones en sitios con vegetación templada o de tierras altas, por ejemplo, una frecuencia espacial baja y heterogénea, siendo mayor la probabilidad de encontrar esporomas en áreas naturales como bosques y selvas (Garibay-Origel *et al.*, 2009; Torres-Gómez, 2012; Ruan-Soto, 2014; Aguilar-Sobrino, 2019; Ruan-Soto *et al.*, 2020) que en agroecosistemas (Ruan-Soto, 2014), además de que muchas de las especies poseen una distribución restringida (Garibay-Origel *et al.*, 2009; Ruan-Soto, 2014; Aguilar-Sobrino, 2019) encontrándose éstas en uno o pocos sitios de muestreo.

Por el contrario, la frecuencia temporal se muestra más homogénea en los trabajos ya citados, pues en todos ellos se encontraron esporomas de hongos comestibles (Garibay-Origel *et al.*, 2009; Torres-Gómez, 2012; Ruan-Soto, 2014) o medicinales (Aguilar-Sobrino, 2019), en todas las fechas en que se realizaron muestreos. Solamente Garibay-Origel *et al.*, (2009) y Ruan-Soto (2014) encontraron pocos taxones con presencia en todas las fechas de monitoreo.

Finalmente, parece validarse el supuesto de que a mayor presencia de una especie en los sitios de muestreo, hay mayor posibilidad de fructificar en diferentes momentos (Taylor, 2002; Garibay-Origel *et al.*, 2009), lo que puede observarse en los trabajos ya citados, aunque se necesita mayor investigación para comprobar este supuesto.

En el caso de tierras bajas –selvas y agrosistemas-, pueden mencionarse el trabajo de Ruan-Soto (2014), además de la presente tesis, donde se monitorearon áreas con vegetación tropical y con las variables ecológicas a evaluar, mientras que Ruan-Soto *et al.* (2020) analizan la disponibilidad del recurso fúngico en el anterior trabajo.

En tierras bajas, donde predomina la vegetación tropical, Ruan-Soto (2014) encuentra 20 especies, mientras que en este trabajo se localizaron 27 especies.

Respecto a la abundancia, se observa la dominancia de *Schizophyllum commune*, con gran diferencia respecto a las demás especies, siendo a su vez, la más dominante, con 9653 esporomas, seguido por *Auricularia* sp., con 2718 esporomas. Esto es muy similar al presente trabajo, pues también se halló una dominancia de la especie *Schizophyllum commune*, seguida, en este caso, por los taxones *Earliella* y *Sparassis* como las más abundantes, aunque en este caso el número de esporomas registrados es menor, con 1145, 338 y 245 esporomas.

Referente a la biomasa, Ruan-Soto (2014) encuentra que en tierras bajas la especie con mayor biomasa es *Auricularia* sp., seguida por *Favolus tenuiculus*, siendo la mayor parte de aportación de biomasa en las zonas de selva, con 5 319.8 y 1186.3 gramos, respectivamente. En esta tesis, sin embargo, no es posible evaluar la biomasa debido a que no fue incluida en las variables ecológicas a valorar.

En el caso de la frecuencia espacial, se observa una frecuencia alta de *Schizophyllum commune*, seguida por *Cookenia* sp. y *Lentinus* sp. Además la frecuencia espacial es mayor que en tierras altas. En el caso de esta tesis de investigación, se observa una frecuencia alta de dos taxones, *Collybia* sp.04 y *Marasmius* sp.02, con presencia en todos los sitios con vegetación conservada, mientras que en sitios con zona perturbada *Lentinus crinitus*, *Poliporoide* sp. 02 y

Schizophyllum commune se presentan en sólo dos bandas. Como tal, la frecuencia espacial muestra un comportamiento heterogéneo, pues existe una banda con ausencia total de esporomas, mientras que en las demás bandas muestreadas si tuvieron presencia de éstas.

Respecto a la frecuencia temporal, en el trabajo de Ruan-Soto (2014) es posible observar que en todas las fechas de monitoreo se encontraron cuerpos fructíferos de macrohongos, lo cual coincide con lo expuesto en esta investigación, pues también se encontraron esporomas en todas las fechas muestreadas. También se observa una marcada presencia de la especie *Schizophyllum commune*, al estar presente en ocho de las nueve fechas monitoreadas en este trabajo, siguiéndole en frecuencia temporal las especies *Gymnopus driophyllus*, *Lenzites betulina* y *Stereum complicatum*, con presencia en cuatro de las nueve fechas totales de muestreo.

Las variables ecológicas utilizadas en este trabajo, las cuales fueron integradas en un índice como medida de disponibilidad, nos permite ver el comportamiento en general de la comunidad de macromicetos muestreadas en esta investigación, de acuerdo a estos parámetros. De forma general, en áreas con vegetación conservada se observan mayores valores de los parámetros de riqueza de especies, frecuencia espacial y frecuencia temporal que en sitios con vegetación perturbada, mientras que en éstos últimos el parámetro de abundancia es mayor.

Puede observarse que la riqueza es mayor en sitios con vegetación natural –selva alta en este caso- que en sitios con vegetación perturbada o agroecosistemas, un hecho que se esperaba (Ruan-Soto, 2014), pues hay trabajos que han demostrado mayor riqueza y diversidad en sitios conservados y menor en sitios perturbados (Quiñónez-Martínez, 2008; Gómez-Reyes *et al.*, 2014), lo cual concuerda con los resultados expuestos.

Referente a las frecuencias espaciales y temporales, éstas presentan mayores valores en las áreas conservadas que en las perturbadas, teniendo la frecuencia espacial un comportamiento homogéneo al encontrarse esporomas en todos los sitios muestreados en áreas conservadas, mientras que en las

perturbadas un sitio de muestreo tuvo una ausencia total de esporomas. La frecuencia temporal igualmente mostró un comportamiento homogéneo, pues se encontraron esporomas en todas las fechas de muestreo, en ambas condiciones vegetacionales.

Finalmente, puede decirse que empieza a dilucidarse un comportamiento ecológico del recurso fúngico representado por los macromicetos tropicales, en donde se encuentra que en tierras bajas –selvas y agroecosistemas asociadas a ellas- éstos presentan una mayor abundancia de esporomas y frecuencia espacial (Ruan-Soto, 2014; Ruan-Soto *et al.*, 2020), mientras que en tierras altas –bosques y agroecosistemas asociadas éstos- los macromicetos manifiestan mayor riqueza de especies junto a una mayor producción de biomasa (Garibay-Origel *et al.*, 2009; Torres-Gómez, 2012; Ruan-Soto, 2014; Aguilar-Sobrino, 2019; Ruan-Soto *et al.*, 2020).

En este trabajo, el comportamiento de los macromicetos mostró mayor riqueza de especies, frecuencia espacial y temporal en los sitios con condición vegetal conservada, mientras que los sitios perturbados mostraron una abundancia de esporomas ligeramente mayor.

Sin embargo, debido a que los trabajos que utilizan una metodología que implique el uso de estas variables ecológicas son todavía incipientes en investigaciones con hongos tropicales, es necesario refinar la metodología en cuanto al uso de determinadas variables ecológicas, el cálculo de éstas, además de su conjugación para utilizarlas de forma integral, de manera que sean lo más fidedignas posibles en cuanto a los aspectos ecológicos que registran los macromicetos estudiados, lo que nos permitirá conocer y hacer un mejor uso y manejo de los recursos forestales, como es el caso del recurso fúngico y sus productos los macromicetos, así como el comportamiento de éstos en determinados ambientes respecto a sus cualidades ecológicas, con la finalidad de usarlos y aprovecharlos de la mejor manera posible, pero igualmente de manera responsable y sustentable, logrando con esto la subsistencia de tales recursos naturales en el futuro.

IX. CONCLUSIONES

- Se registraron un total de 132 morfoespecies, de las cuales se identificaron 79 a nivel de género y 27 a nivel de especie. La familia Polyporaceae es la que presenta mayor número de especies, con siete en total.
- Se registra por primera vez para el estado de Chiapas a la especie *Schizophyllum fasciatum* como parte de la micobiota de la región.
- Entre las condiciones vegetacionales estudiadas, se registran 20 especies y 33 géneros en las áreas conservadas, mientras que en áreas alteradas se registran trece especies y catorce géneros. El sustrato mayor utilizado es el lignícola, agrupando al 78% de las especies, mientras que el 89% de éstas son de hábito lignícola. La presencia de ciertos taxones en este estudio, así como su ecología, permite inferir sobre la dinámica de este ecosistema entre ambas condiciones de vegetación, así como el uso de los macromicetos como indicadores ecológicos, pues reflejan las relaciones entre estos organismos y el ecosistema. Así, la presencia de taxa como *Auricularia delicata*, *Pleurotus djamor*, *Fabisporus sanguineus* y *Schizophyllum commune* son indicadores de cierto grado de perturbación y de espacios transformados, coincidiendo su aparición en áreas alteradas, así como *Chlorociboria aeruginascens*, *Cyathus striatus*, *Lentinus tricholoma* y *Oudemansiella canarii* están estrechamente relacionados al sustrato. Por otro lado, taxa como *Cortinarius*, *Laccaria laccata* o *Heimioporus betula*, que son micorrícicos, o *Desarmillaria tabescens*, el cual es parásito, indican cierto grado de conservación, debido a las condiciones particulares que implican estos hábitos.
- Se observa una abundancia heterogénea, predominando la especie *S. commune* con el 49.84% de todos los esporomas. Se encontraron más esporomas en la vegetación perturbada que en la conservada. La relación de abundancia de esporomas por condición de vegetación es contraria a la riqueza, es decir, aunque en las áreas perturbadas se encuentra un menor número de especies, éstas producen un mayor número de cuerpos fructíferos; mientras que en las zonas con vegetación conservada se

localizan más especies, pocas producen un número significativo de esporomas, y la mayoría produce un bajo número de éstos.

- De acuerdo al área total por tipo de vegetación, existe mayor posibilidad de encontrar cuerpos fructíferos en áreas perturbadas que en áreas conservadas, pues la densidad de la primera es de 2.01 esporomas por m², mientras que en la segunda, la densidad de esporomas es de 1.73 por m², siendo estos valores mayores que los reportados en selvas y agroecosistemas de tierras bajas, lo que brinda una idea de la producción de esporomas que es posible encontrar en ecosistemas tropicales como son las selvas húmedas.
- La frecuencia espacial muestra un comportamiento heterogéneo entre ambas condiciones de vegetación, siendo menor en la vegetación perturbada y con una diversidad baja de macromicetos, mientras que en áreas conservadas los taxa están más dispersos y existe mayor diversidad. Esto indica una distribución agregada de los hongos muestreados relacionada a la ecología de estos organismos.
- Aunque en ambas condiciones de vegetación se colectaron cuerpos fructíferos, el comportamiento de la frecuencia temporal fue heterogéneo, debido a que en las zonas conservadas los taxa *Gymnopus driophyllus*, *Lenzites betulina* y *Stereum complicatum* poseen la frecuencia temporal más alta, mientras que en las zonas perturbadas *S. commune* posee la mayor frecuencia temporal. La visita número cuatro, correspondiente al mes de septiembre de 2017 fue la más próspera, con una colecta total de 33 morfoespecies entre ambas condiciones vegetacionales.
- Respecto al valor de importancia ecológica, la especie *S. commune* presenta el mayor valor, con un VIE de 2.7710, mientras que 40 taxa cuentan con un VIE de 1.3614, el valor más bajo dentro de este estudio. El comportamiento ecológico entre las condiciones de vegetación muestra mayor riqueza, frecuencia espacial y temporal en las áreas con vegetación conservada, mientras que las áreas con vegetación perturbada sólo muestran una abundancia ligeramente mayor.

- Finalmente, empieza a dilucidarse un comportamiento ecológico del recurso fúngico representado por los macromicetos tropicales, en donde se encuentra que en tierras bajas –selvas y agroecosistemas asociadas a ellas- éstos presentan una mayor abundancia de esporomas y frecuencia espacial, mientras que en tierras altas –bosques y agroecosistemas asociadas éstos- los macromicetos manifiestan mayor riqueza de especies junto a una mayor producción de biomasa.
- Aunque esta información no puede ser concluyente, ya que el estudio abarca dos temporadas de lluvias y las condiciones ambientales varían cada año, este trabajo puede considerarse un análisis del comportamiento de la disponibilidad de los macromicetos en la zona de estudio, que en el futuro pueda servir para elaborar estrategias de aprovechamiento o conservación de especies de interés, mediante bases ecológicas establecidas.

X. RECOMENDACIONES

- Realizar más estudios que impliquen el monitoreo e inventario de macromicetos en zonas del estado, y abarcando los diferentes tipos de vegetación, sobre todo en aquellos que no han sido estudiadas o el conocimiento sea escaso respecto a los macromicetos, como tulares o manglares, por ejemplo.
- Aunado al punto anterior, se sugiere que se evalúen áreas dentro de los tipos de vegetación a estudiar que tengan cierto grado de conservación, e igualmente áreas que posean distintos grados de perturbación, y/o en vías de recuperación, para evaluar la dinámica de estos ecosistemas y el papel que los macromicetos realizan dentro de estos procesos.
- También es menester realizar estudios ecológicos más detallados para este tipo de organismos, considerando el uso de más variables ecológicas como temperatura o precipitación, así como las relaciones de los macromicetos con las diversas especies de plantas presentes en las zonas a estudiar. Por ejemplo, identificar a las especies micorrizógenas junto a las especies vegetales a las que están asociadas, o bien, en el caso de las especies lignícolas, identificar, si es posible, las especies que utilizan como sustrato y del cual obtienen su alimento.
- Es recomendable hacer uso de los Sistemas de Información Geográfica para analizar las diferentes variables presentes en las áreas de interés para afinar la metodología. Igualmente, el uso de SIG junto a los resultados obtenidos permitiría realizar planes de manejo para el aprovechamiento de las especies de macromicetos, basado en la disponibilidad de éstos. Así, aquellas especies con mayor disponibilidad pueden aprovecharse de manera aleatoria sin poner en riesgo su viabilidad. Sin embargo, aquellas especies con una distribución espacial agregada, a pesar de que sean abundantes, necesitan un mapeo de sus ubicaciones y poblaciones, debido a que la probabilidad de hallarlas en otros sitios es baja.
- En cuanto al método utilizado, se sugiere utilizar otras variables ecológicas, como la temperatura o precipitación, que permitan una interpretación más

robusta de las relaciones de los macromicetos con el ecosistema en el que se desarrollan. De igual manera, es recomendable realizar muestreos en distintos puntos o bandas dentro del área de interés para obtener un inventario micológico más completo.

- Por último, pero no menos importante, identificar a los macromicetos muestreados a nivel de género o especie, si es posible, para romper el círculo vicioso existente sobre el poco conocimiento taxonómico respecto a estos organismos.

XI. BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

- Acosta-Urdapilleta, L., Medrano-Vega, F. A. y Villegas-Villarreal, E. C. 2012. Cultivo de *Pycnoporus sanguineus* en aserrín de pino, encino y cedro. En: Sánchez, J. E. y Mata, G. (Eds.) Hongos comestibles y medicinales en Iberoamérica: investigación y desarrollo en un entorno multicultural. El Colegio de la Frontera Sur e Instituto Nacional de Ecología. Tapachula, Chiapas, México.
- Ágreda, T., Fernández, M. y Martínez F. 2010. Los hongos y el bosque. Principales especies, su ecología y aprovechamiento en Soria. Junta de Castilla y León. España. 60 pp.
- Aguilar-Sobrino, E. 2019. Disponibilidad de esporomas de hongos medicinales en el Parque Educativo San José, Zinacantán, Chiapas, México. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 131 pp.
- Aguirre-Acosta, C. E. y E. Pérez-Silva. 1978. Descripción de algunas especies del género *Laccaria* (Agaricales) de México. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología*. 12: 33-58.
- Aguirre-Acosta, E., Ulloa, M., Aguilar, S., Cifuentes, J. y Valenzuela, R. 2014. Biodiversidad de hongos en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Supl. 85: S76-S81. Doi: 10.7550/rmb.33649
- Alexander, M. 1971. Microbial ecology. Wiley. Estados Unidos. 66 pp.
- Alexopoulos, C. J., y Mims, C. W. 1985. Introducción a la micología. Omega. España. 638 pp.
- Alexopoulos, C. J., Mims, C. W. y Blackwell, M. 1996. Introductory Mycology. Ed. John Wiley & Sons. New York. Estados Unidos. 869 pp.
- Allen, M. 1991. The ecology of micorrhiza. Cambridge University Press. New York. Estados Unidos.
- Alvarado-Castillo, G. y Benítez, 2009. El enfoque de agrosistemas como una forma de intervención científica en la recolección de hongos silvestres comestibles. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10: 531-539.

- Alvarado-Rodríguez, R. 2006. Aproximación a la etnomicología zoque en la localidad de Rayón, Chiapas, México. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 77 pp.
- Alvarado-Rodríguez, R. 2010. Conocimiento micológico local y micetismo: una aproximación a la etnomicología tzeltal de Kotolte', Tenejapa, Chiapas, México. Tesis de maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural, El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. 164 pp.
- Álvarez, I. F. 1991. Ecología, fisiología e implicaciones prácticas de las ectomicorrizas. En: Olivares, J. y J. M. Barea (Eds.). Fijación y movilización biológica de nutrientes. Vol. II. CSIC. España. Pp. 247-259.
- Álvarez-Espinosa, O. 2006. Diversidad y abundancia de macromicetos en el Parque Educativo San José Bocomtenelté, municipio de Zinacantán, Chiapas. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 56 pp.
- Álvarez-Sánchez, J. Sánchez-Gallen, I., Hernández-Cuevas, L. Hernández-Oro, L. y Meli, P. 2017. Diversidad, abundancia y variación estacional en la comunidad de hongos micorrizógenos arbusculares en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Micología-Scientia Fungorum*. 45: 37-51.
- Amaranthus, M. P. y Perry, D. A. 1994. The functioning of ectomycorrhizal fungi in the field: linkages in space and time. *Plant Soil*. 159: 133-140.
- Amaranthus, M. P. y Pilz, D. 1996. Productivity and sustainable harvest of wild mushrooms. In: Pilz, D. y Molina, R. (Eds.). Managing forest ecosystems to conserve fungus diversity and sustain wild mushroom harvests. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-371, Portland, Oregon. Pp. 42-61.
- Andrade-Gallegos, R. H. y Sánchez-Vázquez, J. E. 2005. La diversidad de hongos en Chiapas: un reto pendiente. En: González-Espinosa, M., Ramírez-

- Marcial, N. y Ruíz-Montoya, L. (Coord.). Diversidad Biológica en Chiapas. Ecosur, COCYTECH, Plaza y Valdés, México, D. F. 33-80 pp.
- Anzer, H. 1982. Pilzberatungstellen: Segen oder Fluch?. *Natur und Umwelt*. 62: B6-B7.
- Arellano, L. y Halffter, G. 2003. Gamma diversity: derived from and determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. *Acta Zool. Mex.* (n.s) 90:27-76.
- Arnolds, E. 1981. Ecology and coenology of macrofungi in grasslands and moist heath-lands in Drenthe, the Netherlands. Part. 1. Introduction and synecology. Cramer Vaduz. Liechtenstein.
- Arnolds, E. 1988. The changing mycomycete flora in the Netherlands. *Transactions of the British Mycological Society*. 90: 391-406.
- Arnolds, E. 1995. Conservation and Management of Natural-Populations of Edible Fungi. *Can. J. Bot.* 73: 987-998.
- Assmann, E. 1970. The principles of forest yield study. Pergamon Press, Oxford. Reino Unido. 22 pp.
- Ballard, T. M. 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. *For. Ecol. Manag.* 133: 37-42.
- Bandala, V. M., Guzmán, G. y Montoya, L. 1993. Los hongos del grupo de los poliporáceos conocidos en México. *Revista Forestal* (núm. esp. UANL) 13: 1-55.
- Bandala, V. M., Montoya, L., y Mata, M. 2008. New species and records of *Crepidotus* from Costa Rica and México. *Fungal Diversity*. 32: 9-29.
- Becerril-Navarrete, A. M., Gómez-Reyes, V. M., Palestina-Villa, E. N. y Medel-Ortiz, R. 2018. Nuevos registros de *Xylaria* (Xylariaceae) para el estado de Michoacán, México. *Scientia Fungorum*. 48: 61-75.
- Begon, M., Townsend, C. y Harper, J. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. 4ta. Ed. Blackwell Publishing. Reino Unido. 750 pp.
- Bendayán-Acosta, M. E. 2010. Análisis comparativo de la diversidad y abundancia de hongos de la clase basidiomicetes en dos tipos de bosques de la carretera Iquitos-Nauta. Tesis de maestría. Maestría en ciencias con

- mención en ecología y desarrollo sostenible. Escuela de Postgrado. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana. Lima, Perú. 198 pp.
- Bendayán, M. E., Pezo, R., Mori, T., Bendayán, N. y Tresierra-Ayala, A. 2011. Estudio comparativo de la población fúngica basidiomicética en dos tipos de bosque de la carretera Iquitos-Nauta. *Conocimiento Amazónico*. 1 (2): 21-32.
- Boa, E. 2005. Los hongos silvestres comestibles: perspectiva global de su uso e importancia para la población. *Productos Forestales No Maderables* 17. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación (FAO). Roma. Italia. 161 pp.
- Boddy, L. y Watkinson, S. C. 1995. Wood decomposition, higher fungi, and their role in nutrient redistribution. *Can. J. Bot.* 73: 1377-1383.
- Breedlove, D. E. 1981. Flora of Chiapas. Part I: Introduction to the Flora of Chiapas. California Academy of Sciences, San Francisco. 33 pp.
- Brownlee, C., Duddridge, J. A., Malibari, A. y Read, D. J., 1983. The structure and function of mycelial system of ectomycorrhizal roots with special reference to their role in forming interplants connections and providing pathways for assimilate and water transport. *Plant Soil*. 71: 433-443.
- Bruns, T. D. 1995. Thoughts on the processes that maintain local species diversity of ectomycorrhizal fungi. *Plant Soil*. 170:63-73.
- Buscardo, E., Rodríguez-Echeverría, S., De Angelis, P. y Freitas, H. 2009. Comunidades de hongos ectomicorrícicos en ambientes propensos al fuego: compañeros esenciales para el reestablecimiento de pinares mediterráneos. *Ecosistemas*. 18 (2): 55-63.
- Butterfill, G. B. y Spooner, B. M. 1995. *Sarcoscypha* (Pezizales) in Britain. *Mycologist*. 9 (1): 20-26. DOI: [https://dx.doi.org/10.1016/S0269-915X\(09\)80243-7](https://dx.doi.org/10.1016/S0269-915X(09)80243-7).
- Caballero-Moreno, A. y Palacios-Remondo, J. 2001. Aportación al catálogo micológico de la Rioja (España): Hygrophoraceae Lotsy. *Zubia*. 19: 9-41.

- Cabarroi, M., Maldonado, S. y Recio, G. 2012. Catálogo de hongos y mixomycetes del Jardín Botánico Nacional de Cuba. Editorial Universitaria Cubana. Cuba.
- Cannon, P. F. 1997. Strategies for rapid assessment of fungal diversity. *Biodiversity and Conservation*. 6: 669-680.
- Cannon, P. F. y Kirk, P. M. 2007. Fungal families of the World. Ed. CABI. Egham, Surrey, U. K. Reino Unido.
- Canseco-Zorrilla, E. 2011. Estudio de la diversidad de macromicetos silvestres en el municipio de San Gabriel Mixtepec, Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Universidad del Mar. Campus Puerto Escondido. Puerto Escondido. Oaxaca.
- Cappello, S. 2006. Hongos del Yumka: Guía ilustrada. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Secretaría de Desarrollo Social y Protección al Medio Ambiente, Villahermosa, Tabasco.
- Carranza-Velázquez, J., Marín-Méndez, W., Ruiz-Boyer, A. y Di Stéfano Gandolfi, J. F. 2014. Riqueza de macrohongos en la Estación La Leona, Parque Nacional Corcovado, Puntarenas, Costa Rica. *Brenesia*. 81-82: 37-51.
- Chacón, S. 1988. Conocimiento etnoecológico de los hongos en Plan de Palmar, municipio de Papantla, Veracruz, México. *Micología Neotropical Aplicada*. 1: 45-54.
- Chacón, S., Guzmán, G., Montoya, L. y Bandala, V. 1995. Guía ilustrada de los hongos del Jardín Botánico Francisco Javier Clavijero de Xalapa, Veracruz y áreas circunvecinas. Instituto de Ecología, A. C. México.
- Chanona, G. F., Álvarez, P. y Pérez, L. 2014. Hongos de Chiapas. Instituto Politécnico Nacional. México.
- Chanona-Gómez, F., Álvarez-Gutiérrez, P. E. y Pérez-Luna, Y. C. 2019. Macromycetes of the San José educational park, municipality of Zinacantán, Chiapas, México. *Acta Universitaria* 29, e2127. Doi: <http://doi.org/10.15174.au.2019.2127>.
- Chanona-Gómez, F., Andrade-Gallegos, R. H., Castellanos-Albores, J. y Sánchez, J. E. 2007. Macromicetos del Parque Educativo Laguna Bélgica, municipio

- de Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 78(1): 369-381.
- Chapin, F. S., Matson, P. A., y Mooney, H. A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer. Estados Unidos. 38 pp.
- Cifuentes-Blanco, J., Villegas-Ríos, M., García-Sandoval, R., Vidal-Gaona, G., Sierra-Galván, S., Valenzuela-Garza, R., Pérez-Ramírez, L. y Morales-Torres, E. 2004. Distribución de macromicetos: una aproximación al análisis de áreas de endemismo. In: Luna, I., Morrone, J. J. y Espinosa, D. (Eds.). Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. Comisión Nacional para el Estudio de la Biodiversidad. México, D. F. México. 355-374 pp.
- Cifuentes-Blanco, J., Villegas, M. y Pérez, R. L. 1986. Hongos: En: Chiang, A. F. (Ed.). Manual de herbario. Consejo Nacional de la Flor en México, A. C. Pp. 55-64.
- Colwell, R. K. y Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*. 345: 101-118.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2011. Biodiversidad mexicana ¿Cuántas especies hay?. Consultado el 04/09/2017 en <http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/cuantasesp.html>.
- Cooke, R. 1977. The biology of symbiotic fungi. John Wiley & Sons. Reino Unido. Pp. 44.
- Cooke, W. B. 1979. The ecology of fungi. CRC Press, Boca Ratton. Estados Unidos. 7-32 pp.
- Copeland, H. F. 1938. The kingdoms of organisms. *Quarterly Review of Biology*. 13: 383-420.
- Costello, M. J., y Wilson, S. P. 2011. Predicting the number of known and unknown species in European seas using rates of description. *Glob Ecol Biogeogr* 20:319-330. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00603.x>.
- Cruz-Solís, A. Contribución al conocimiento de los macromicetos de Nahá: las especies y su importancia cultural. Monografía de licenciatura en biología,

- Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 59 pp.
- Curtis, J. y McIntosh, R. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*. 32:476-496.
- Dahlberg, A., Schimmel, J., Taylor, A. y Johannesson, H. 2001. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biological Conservation*. 100: 151-161.
- Delmas, J. 1987b. Fruiting requirements of fungi under natural and artificial conditions. *Indian Mushroom Science*. 2: 219-229.
- Del Moral-Cervantes, P. 2015. Productividad y estrategias de aprovechamiento de hongos comestibles en cafetales del centro de Veracruz. Tesis de maestría. Instituto de investigaciones forestales. Universidad Veracruzana. Veracruz, México. 134 pp.
- Díaz-Barriga, H., Guevara-Fefer, F. y Valenzuela, R. 1988. Contribución al conocimiento de los macromicetos del estado de Michoacán. *Acta Botánica Mexicana*. 2: 21-44.
- Díaz-Moreno, R. 2004. Los hongos del orden Aphyllophorales en los estados de Durango, Chihuahua y Coahuila, México. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León, México. 207 pp.
- Díaz-Moreno, R., Marmolejo, J. G., y Valenzuela, R. 2005. Flora micológica de bosques de pino y pino-encino en Durango, México. *Ciencia UANL*. 7: 362-369.
- Díaz-Moreno, R., Valenzuela, R., Marmolejo, J. G. y Aguirre-Acosta, E. 2009. Hongos degradadores de la madera en el estado de Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 80(1): 13-22.
- Dickman, A. 1992. Plant pathogens and long-term ecosystem changes. In: Carroll, G. C. and D. T. Wicklow (Ed.). *The fungal community, its organization and role in the ecosystem*. Marcel Dekker. Estados Unidos. 499-520 pp.
- Dighton, J. 2003. *Fungi in Ecosystem Processes*. Marcel Dekker. Estados Unidos. Pp. 7-20.

- Dighton, J. y Mason, P. A. 1985. Mycorrhizal dynamics during forest tree development. In: Moore, D.; Castellano, L. A.; Wood, D.; Frankland, J. C. (Ed.). Development biology of higher fungi. University Press Cambridge. Reino Unido. 117-139 Pp.
- Dighton, J., Poskitt, J. y Howard, D. 1986. Changes in occurrence of basidiomycete fruit bodies during forest stand development with specific reference to mycorrhizal species. *Transactions of the British Mycological Society*. 87: 163-171.
- Dighton, J., Tuininga, A. R., Gray, M. D., Huskins, R. E. y Belton, T. 2004. Impacts of atmospheric deposition on New Jersey pine barrens forest soils and communities of ectomycorrhizae. *Forest Ecology and Management*. 201 (1): 131-144. Doi: 10.1016/j.foreco.2004.07.038.
- Dix, N. J. y Webster, J. 1995. Fungal ecology. Ed. Chapman & Hall. Londres, Reino Unido. 549 pp.
- Domínguez-Gutiérrez, M. H. 2011. La diversidad fúngica a través de los ojos lacandones de Nahá, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Dowding, P. 1981. Allocation of resources. Nutrient uptake and release by decomposer organism. In: Anderson, J. M. and A. Maclayen (Eds.). The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes. Black Well Sci. Publins, Oxford. Reino Unido. 132 pp.
- Egla, S., Peter, M., Buser, C., Stahel, W. y Ayer, F. 2006. Mushroom picking does not impair future harvests-results of a long-term study in Switzerland. *Biol. Conserv.* 129: 271-276.
- Eriksson, J., Hjörtstam, K. and Ryvarden, L. 1978. The Corticiaceae of North Europe. Vol. IV. Mycoaciella-Phanerochaete. Fungiflora. Noruega. Pp. 889-1047.
- Esqueda, M., Coronado, M., Gutiérrez, A., Valenzuela, R., Chacón, S., Gilbertson, R. L., Herrera, T., Lizárraga, M., Moreno, G., Pérez-Silva, E. y Van Devender, T. R. 2010. Hongos. En: Molina-Freaner, F. E. y Van Devender,

- T. R. (eds.). Diversidad biológica de Sonora. UNAM, CONABIO, México, D. F. 189-205 pp.
- Esqueda-Valle, M., Pérez-Silva, E., San-Martín, F. y Santos, R. 1999. Macromicetos de selva baja caducifolia I: Álamos, Sonora, México. *Revista Mexicana de Micología*. 15: 73-78.
- Fentrop, J. G. J. 1977. Op de paden en handen af!. *Natura*. 74: 223.
- Fox, F. M., 1992. Tropical Fungi: Their commercial potencial. In: Isaac, S. (Ed.). Aspects of tropical micology. Simposium of the British Micological Society. University of Liverpool, Cambridge. Ed. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido. 253-263 pp.
- Franco-Molano, A. E., Vasco-Palacios, A. M., López-Quintero, C. A. y Boekhout, T. 2005. Macrohongos de la región del medio Caquetá-Colombia. Guía de campo. Universidad de Antioquia. Medellín. Colombia.
- Frank, B. 1885. Ueber die auf Wurzelsymbiose beruhende Ernährung gewisser Bäume durch unterirdische Pilze. *Baerichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*. 3: 128-145.
- Frankland, J. C., 1992. Mechanisms in fungal succession. In: Carroll, G. C.; Wicklow, D.T. (Eds.). The fungal community: Its organization and role in the ecosystem. 383-401 pp.
- Fraume N. J. 2006. Manual abecedario ecológico, la más completa guía de términos ambientales. Ed. Fundación Hogares Juveniles Campesinos. Colombia. Pp. 22.
- García, J. J. 2013. Diversidad de macromicetos en el estado de Tamaulipas, México. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. 254 pp.
- García, J. y Castillo, J. 1981. Las especies de Boletáceos y Gomfidiaceos conocidas en Nuevo León. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología*. 15: 121-197.
- García, J., Pedraza, D., Silva, C., Andrade, R. y Castillo, J. 1998. Hongos del Estado de Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Forestales. 263. Pp

- García-Jiménez J. y Garza-Ocañas, F. 2001. Conocimiento de los hongos de la familia Bolataceae de México. *Ciencia UANL*. México. 4: 336-344.
- García-Lemos, A. y Bolaños-Rojas, A. C. 2010. Macrohongos presentes en el bosque seco tropical de la región del Valle del Cauca, Colombia. *Revista de Ciencias*. Facultad de Ciencias Naturales y Exactas de la Universidad del Valle. 14: 45-54.
- García-Santiago, W. 2011. Conocimiento micológico tradicional en el ejido Ribera El Gavilán, Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 79 pp.
- Garibay-Origel, R. 2006. Análisis de la relación entre la disponibilidad del recurso fúngico y la importancia cultural de los hongos en los bosques de pino-encino de Ixtlán, Oaxaca. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias. UNAM.
- Garibay-Origel, R. 2006. Los hongos comestibles en la propiedad comunal de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. Tesis de doctorado. Posgrado en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México, D. F. Cap. 1.
- Garibay-Origel, 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.
- Garmendía, A., Salvador, A., Crespo, C., Garmendía, L. 2005. Evaluación de impacto ambiental. Ed. Pearson educación, S. A. Madrid, España. Pp. 17-21.
- Garza, F., García, J., Estrada, E. y Villalón, H. 2002. Macromicetos, ectomicorrizas y cultivos de *Pinus culminicola* en Nuevo León. *Ciencia UANL*. 5 (2): 204-210.
- Gazis, R. 2002. Evaluation of the macrofungal community at Los Amigos Biological Station, Madre de Dios, Perú. Tesis de Maestría. Facultad de Posgrado. Universidad Cristiana de Texas. Lima, Perú.

- Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forest. In: Bullock, S. H.; Mooney, H. A.; Medina, E. (Eds.). Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press. Estados Unidos. Pp. 146-190.
- Gilbertson, R. L. y Ryvarden, L. 1987. North America Polypores 2. Megasporonia-Wrightporia. *Fungiflora*. Noruega.
- Gobierno del Estado de Chiapas. 2015. Plan municipal de desarrollo Ocosingo 2015-2018. Gobierno del Estado de Chiapas. Pp. 24-26.
- Gobierno del Estado de Chiapas. s/f. Programa regional de desarrollo Región XII Selva Lacandona. Gobierno del Estado de Chiapas. Pp. 3-15.
- Gómez-García, V. H., Cappello-García, S., Cifuentes-Blanco, J. y Cámara-Cabrales, L. C. 2013. Hongos agaricoides asociados a la selva mediana perennifolia de canacoíte (*Bravaisia integerrima*), Tabasco, México. *Kuxulkab'* Revista de Divulgación, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 37: 47-55.
- Gómez-Reyes, V. M., Tinoco, O., Terrón, A., Gómez, M., Tena, C. y Garza, F. 2014. Efecto de los incendios forestales en la riqueza y composición de macromicetos. *Revista Mexicana de Micología*. 39: 21-30.
- Gorman, C. M. y Fuller, H. T. 2008. Prevalence of culturable airborne spores of selected allergenic and pathogenic fungi in outdoor air. *Atmospheric Environment*. 42 (18): 43-55.
- Grajales-Vázquez, A. 2013. Conocimientos micológicos culturales en la comunidad de Tzisco, Chiapas, México. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Grajales-Vázquez, A., Velasco-Alvarado, R. K., Sánchez-Molina, D. Y., Reyes-Mérida, I. Y., Serrano-Ramírez, J. L. y Ruan-Soto, F. 2008. Estudio etnomicológico en San Antonio Linda Vista, municipio de La Independencia, Chiapas. *Lacandonia*. 2: 5-15.
- Groombridge, B. 1992. Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources. Chapman y Hall. Reino Unido.

- Guevara, R. y Dirzo, R. 1998. A rapid method for the assessment of the macromycota. The fungal community of an evergreen cloud forest as an example. *Canadian Journal of Botany*. 76 (4): 596-601.
- Guillen, G., Asensio, S., Pérez, M. y Benavente, V. 2004. Iniciación a la micología. *Revista de Educación del CPR de Toledo*. 6: 98-132.
- Guzmán, G. 1975. Hongos mexicanos (macromicetos) en los herbarios del extranjero III. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología*. 9: 85-102.
- Guzmán, G. 1979. Identificación de los hongos. Comestibles, venenosos, alucinantes y destructores de la madera. Ed. LIMUSA. 2da. Ed. México. 452 pp.
- Guzmán, G. 1987. Identificación de los hongos. Comestibles, venenosos, alucinantes y destructores de la madera. Ed. LIMUSA. 4ta. Reimpresión. México. 451 pp.
- Guzmán, G. 1994. Algunos aspectos importantes en la ecología de los hongos (en especial de los macromicetos). *Ecológica*. 3 (2): 1-9.
- Guzmán, G. 1997. Los nombres de los hongos y lo relacionado con ellos en América Latina. Introducción a la etnomicobiota y micología aplicada a la región. Ed. Instituto de Ecología, A. C. CONABIO. México. Pp. 356.
- Guzmán, G. 1998a. Análisis cualitativo y cuantitativo de la diversidad de hongos en México (Ensayo sobre el inventario fúngico del país). En: Halffter, G. (Comp.) La diversidad biológica de Iberoamérica, Vol. II. Acta Zoológica Mexicana, nueva serie, vol. especial. México. Pp. 111-175.
- Guzmán, G. 1998b. Inventorying the fungi of México. En: Biodiversity and conservation. 7:369-384.
- Guzmán, G. 2003. Los hongos del Edén, Quintana Roo. Introducción a la micobiota tropical de México. Instituto de Ecología, A. C. (INECOL) y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México. 316 pp.
- Guzmán, G. 2007. Variabilidad, producción e importancia de los hongos en la naturaleza. En: Zulueta, R. Trejo, D y Trigos, A. El maravilloso mundo de los hongos. Universidad Veracruzana, Xalapa, México. 19-29 pp.

- Guzmán, G. 2008a. Análisis de los estudios sobre los macromycetes de México. *Revista Mexicana de Micología*. 28: 7-15.
- Guzmán-Dávalos, L. y Fragoza-Díaz, G. 1994. Los hongos registrados del estado de Jalisco. *Boletín Ibug* (Instituto de botánica, Universidad de Guadalajara). Época 3, 2(3-4): 109-160.
- Guzmán-Dávalos, L. y Guzmán, G. 1979. Estudio ecológico comparativo entre los hongos (macromicetos) de los bosques tropicales y los de coníferas del sureste de México. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología*. 13: 89-125.
- Haeckel, E. 1869. Monograph of Monera. *Quarterly Journal of Microscopical Science*. 9: 27-42, 113-134, 219-232, 327-342. Citado en: Scamardella, J. M. 1999. Not plants or animals: a brief history of the origins of Kingdoms Protozoa, Protista and Protoctista. *International Microbiology*. 2: 207-216.
- Halffter, G. 1998. Una estrategia para medir la biodiversidad a nivel de paisaje. En: Halffter, G. (Ed.). La diversidad biológica de Iberoamérica II. Acta Zoológica Mexicana, nueva serie. Vol. Especial. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) e Instituto de Ecología. México. Pp. 3-17.
- Halffter, G. y Moreno, C. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En: Halffter, G.; Soberon, J.; Koleff, P.; Melic A. (Eds.). Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa (α), beta (β) y gamma (γ). Vol 4. Monografías Tercer Milenio. España.
- Hansen, K. y Pfister, D. 2006. Systematics of the Pezizomycetes, the operculate discomycetes. *Mycologia*. 98: 1029-1040.
- Härkönen, M., Saarimäki, T., Mwasumbi, L. y Niemela, T. 1993. Colección del patrimonio micológico de Tanzania como forma de cooperación al desarrollo de entre las universidades de Helsinki y Dar es Salaam. *Aquilo, Ser. Botánica* (31): 99-105.
- Harley, J. L. 1971. Fungi in ecosystems. *J. Ecol.* 59: 653-668.
- Harley, J. L. y Smith, S. E. 1983. Mycorrhizal symbiosis. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich. Reino Unido. 483 pp.

- Harvey, A. E., Jurgensen, M. F., y Larsen, M. J. 1979. Role of forest fuels in the biology and management of soil. USDA Forest Service, General Technical Report INT-65. Estados Unidos.
- Hawker, L. E. 1966. Environmental influences on reproduction. In: Ainsworth, G. C. and A. S. Sussman (Eds.). The fungi, an advance treatise, vol. II: The fungal organism. Academic Press. Estados Unidos. 73 pp.
- Hawksworth, D. L. 1991. The fungal dimensión of biodiversity: Magnitude, significance and conservation. *Myc. Res.* 95: 641-655.
- Hawksworth, D. L. 2001. The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research.* 105 (12): 1422-1432.
- Hawksworth, D. L. y Colwell, R. R. 1992. Microbial diversity 21: biodiversity amongst microorganisms and its relevance. *Biodiversity and Conservation.* 1: 221-226.
- Hawksworth, D. L., Kirk, P. M., Sutton, B. C. y Pegler, D. N. 1995. Dictionary of the fungi. 8va. Edición. Ed. CABI International. Reino Unido.
- Hawksworth, D. L., Kirk, P. M., Sutton, B. C. y Pegler, D. N. 1996. Ainsworth & Bisby's dictionary of the fungi. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo.* 38, 272-272.
- Hawksworth, D. L., Lücking, R. 2017. Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. *Microbiol Spectrum* 5(4): FUNK-0052-2016. Doi: 10.1128/microbiolspec.FUNK-0052-2016.
- Hawksworth, D. L. y Mound, L. A. 1991. Biodiversity databases: The crucial significance of collections. In: Hawksworth, D. L. (Ed.). The biodiversity of microorganisms and invertebrates: Its role in sustainable agriculture. C. A. B. International. Reino Unido.
- Hedger, J. N. 1985. Tropical agarics: resource relation and fruiting periodicity. In: Moore, D.; Wood, D. A., and Frankland, J. C. (Eds.). Developmental biology of higher plants. Cambridge University Press. Reino Unido. 41-86.
- Heredía, G. 1989. Estudio de los hongos de la Reserva de la Biósfera El Cielo, Tamaulipas. Consideraciones sobre la distribución y ecología de algunas especies. *Acta Botánica Mexicana.* 7: 1-18.

- Hernández-Maza, E. 2009. Diversidad de macromicetos en dos tipos de vegetación (bosque mesófilo de montaña y vegetación secundaria) en Cerro Brujo, municipio de Ocozocoautla, Chiapas. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Herrera, T. y M. Ulloa. 1990. El reino de los hongos, micología básica y aplicada. UNAM-Fondo de Cultura Económica. México, D. F. México. 552 pp.
- Herrera-Fonseca, M. J., Guzmán-Dávalos, L. y Rodríguez, O. 2002. Contribución al conocimiento de la micobiota de la región de San Sebastián del Oeste, Jalisco, México. *Acta Botánica Mexicana*. 58: 19-50.
- Hibbett, D. S., Binder, M., Bischoff, J. F., Blackwell, M., Cannon, P. F., Eriksson, O. E., Huhndorf, S., James, T., Kirk, P. M., Lücking, R., Lumbsch, H. T., Lutzoni, F., Matheny, P. B., McLaughlin, D. J., Powell, M. J., Redhead, S., Schoch, C. L., Spatafora, J. W., Stalpers, J. A., Vilgalys, R., Aime, M. C., Aptroot, A., Bauer, R., Begerow, D., Benny, G. L., Castlebury, L. A., Crous, R. W., Dai, Y. C., Gams, W., Geiser, G. M., Griffith, G. W., Gueidan, C., Hawksworth, D. L., Hestmark, G., Hosaka, K., Humber, R. A., Hyde, K. D., Ironside, J. E., Koljalg, U., Kurtzman, C. P., Larsson, K. H., Lichtwardt, R., Longcore, J., Miadlikowska, J., Miller, A., Moncalvo, J. M., Mozley-Standridge, S., Oberwinkler, F., Parmasto, E., Reeb, V., Rogers, J. D., Roux, C., Ryvarden, L., Sampaio, J. P., Schüßler, A., Sugiyama, J., Thorn, R. G., Tibell, L., Untereiner, W. A., Walker, C., Wang, Z., Weir, A., Weiss, M., White, M. M., Winka, K., Yao, Y. J. y Zhang, N. 2007. A higher-level phylogenetic classification of the Fungi. *Mycological Research* 111:509-547.
- Hickman, C. J. 1965. Fungal structure and organization. In: Ainsworth, G. C. and A. S. Sussman (Eds.). The fungi, an advance treatise, vol. I: The fungal cell. Academic Press. Estados Unidos. 58 pp.
- Hunt, O. L. 1991. Forestry word games: "Biodiversity". *Journal of Forestry*. 89 (6): 39.

- James, T. Y., Kauff, F., Schoch, C. L., Matheny, P. B., Hofstetter, V., Cox, C. J., Celio, G., Gueidan, C., Fraker, E., Miadlikowska, J., Lumbsch, H. T., Rauhut, A., Reeb, V., Arnold, A. E., Amtoft, A., Stajich, J. E., Hosaka, K., Sung, G. H., Johnson, D., O'Rourke, B., Crockett, M., Binder, M., Curtis, J. M., Slot, J. C., Wang, Z., Wilson, A. W., Schüssler, A., Longcore, J. E., O'Donnell, K., Mozley-Standridge, S., Porter, D., Letcher, P. M., Powell, M. J., Taylor, J. W., White, M. M., Griffith, G. W., Davies, D. R., Humber, R. A., Morton, J. B., Sugiyama, J., Rossman, A. Y., Rogers, J. D., Pfister, D. H., Hewitt, D., Hansen, K., Hambleton, S., Shoemaker, R. A., Kohlmeyer, J., Volkmann-Kohlmeyer, B., Spotts, R. A., Serdani, M., Crous, P. W., Hughes, K. W., Matsuura, K., Langer, E., Langer G., Untereiner, W. A., Lücking, R., Büdel, B., Geiser, D. M., Aptroot, A., Diederich, P., Schmitt, I., Schultz, M., Yahr, R., Hibbett, D. S., Lutzoni, F., McLaughlin, D. J., Spatafora, J. W. y Vilgalys, R. 2006a. Reconstructing the early evolution of Fungi using a six-gene phylogeny. *Nature*. 443: 818-822.
- James, T. Y., Letcher, P. M., Longcore, J. E., Mozley-Standridge, S. E., Porter, D., Powell, M. J., Griffith, G. W. y Vilgalys, R. 2006b. A molecular phylogeny of the flagellated Fungi (Chytridiomycota) and description of a new phylum (Blastocladiomycota). *Mycologia* 98:860-871.
- Jansen, A. E. y van Dobben, H. F. 1987. Is decline of *Cantharellus cibarius* in The Netherlands due to air pollution?. *Ambio*. 16: 211-213.
- Jenkins, D. T. 1986. *Amanita* of North America. Mad River Press Inc. Estados Unidos. 197 pp.
- Jiménez-González, F. J. 2013. Las Áreas Naturales Protegidas Federales. En: CONABIO, La biodiversidad en Chiapas: Estudio de estado. CONABIO-Gobierno del estado de Chiapas, México, D. F. 391-396 pp.
- Jones, M. D., Durall, D. M., y Cairney, J. W. G. 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytol*. 157: 399-422.

- Jones, M. D. M., Forn, I., Gadelha, C., Egan, M. J., Bass, D., Massana, R. y Richards, T. A. 2011. Discovery of novel intermediate forms redefines the fungal tree of life. *Nature* 474: 200-203.
- Jülich, W. y Stalpers, J. A. 1980. The resupinate non-poroid Aphyllophorales of the temperate northern hemisphere. North-Holland Publishing Company. Holanda. 335 pp.
- Kadowaki, K., Yamamoto, S., Sato, H., Tanabe, A. S., Hidaka, A. y Tojou, H. Mycorrhizal fungi mediated the direction and strength of plant-soil feedbacks differently between arbuscular mycorrhizal and ectomycorrhizal communities. *Communications Biology*. 196: 1-11. Doi: <https://doi.org/10.1038/s42003-018-0201-9>.
- Kalamees, K. y Silver S. 1988. Fungal productivity of pine heaths in North-West Estonia. *Acta Bot. Fennica*. 136: 95-98.
- Kong, A., Montoya, A., García-de Jesús, S., Ramírez-Terrazo, A., Andrade, R., Ruan-Soto, F., Rodríguez-Palma M. M. y Estrada-Torres, A. 2018. Hongos ectomicorrizógenos del Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 89: 741-756.
- Krebs, J. Ch. 1985. Ecología. Estudio de la distribución y abundancia. Harla S. A. México. 753 pp.
- Laessle, T. y Lincoff, G. 2002. Smithsonian Handbooks Mushrooms. 2da. Ed. Dorling Kindersley Book. Reino Unido. 304 pp.
- Le Tacon, F., Lamoure, D., Guimberteau, J. and Fiket, C. 1984. Les symbiotes mycorrhiziens de l'Épicéa commun et du Douglas dans le Limousin. *Revue Forestière Française*. 36: 325-338.
- Lilly, G. V. y Barnett H. L. 1951. Physiology of the fungi. McGraw Hill. Estados Unidos. 84 pp.
- Lindeberg, G. 1981. Roles of litter-decomposing and ectomycorrhizal fungi in nitrogen cycling in the Scandinavian coniferous forest ecosystem. In: Wicklow, D. F. and G. C. Carroll (Eds.). The fungal community, its organization and role in ecosystems. Marcel Decker. Estados Unidos. 61 pp.

- Linnaeus, C. 1767. *Systema naturae per regna tria nature: secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Editio duodecima. 1. Regnum Animale. 1 & 2 Holmiae, Laurentii Salvii*. In: *Holmiae (Stockholm), Laurentii Salvii*.
- Liu, C. Y. y Zhuang, W. Y. 2006a. Phylogeny of some genera in the Pironemataceae (Pezizales, Ascomycetes). *Mycosystema*. 25 (4): 546-558.
- Locey K. J. y Lennon J. T. 2016. Scaling laws predict global microbial diversity. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 113:5970-5975.
- Lodge, D. J., Ammirati, J., O'Dell, T., and Müller, G. M. 2004. Collecting and describing macrofungi. In: Müller, G., Bills, G., and Foster, M. (Eds.). *Biodiversity of fungi. Inventory and monitoring methods*. Elsevier Academic Press. Burlington, Estados Unidos. Pp. 121-171.
- Lodge, D. J. y Cantrell, S. 1995. Fungal communities in wet tropical forest: variation in time and space. *Canadian Journal Botany*. 73: 1391-1398.
- Longvah, T. y Deosthale, G. 1998. Compositional and nutritional studies on edible wild mushroom from northeast India. *Food Chemistry*. 63: 3314-334.
- López-Guzmán, L. M., Chacón, S. y Bautista-Gálvez, A. 2017. Adiciones al conocimiento sobre la diversidad de los hongos (macromicetes) de Chiapas, México. *Revista Mexicana de Micología-Scientia Fungorum*. 45: 27-35.
- Magurran, A. 1989. *Diversidad Ecológica y su medición*. Ediciones Vedral, España. 210 pp.
- Malloch, D., Pirozynski, K. y Raven, P. 1980. Ecological and evolutionary significance of micorrhizal symbioses in vascular plants (A review). *PNAS USA*. 77: 2113-2118.
- Manga-López, J. I. 2013. *Importancia cultural de los hongos comestibles y procesos de migración en el ejido Flor de Marqués, Marqués de Comillas, Chiapas*. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 102 pp.

- Marcano, V. 1998. Caracterización de los microrrefugios de la Gran Sabana, estado Bolívar, a partir del estudio ecofísico de sus comunidades de plantas inferiores y hongos. *Rev. Ecol. Lat. Am.* 5 (1-2): 21-48.
- Marmolejo, J. G. 2000. Diversidad fúngica en dos ecosistemas forestales del estado de Nuevo León, México. Reporte científico No. 36. Universidad Autónoma de Nuevo León. México. 43 pp.
- Marmolejo, J. G., Castillo, J. y Guzmán, G. 1981. Descripción de las especies de Teleforáceos poco conocidos en México. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología.* 15: 9-63.
- Martínez, J., Bonet, J., Fischer, C. y Colinas, C. 2007. Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forests of the pre-Pyrenees mountains. Spain: Predictive equations for forest management of mycological resources. *Forest Ecology and Management.* 252: 239-256.
- Martínez, P. 2008. Producción de carpóforos de macromicetes epigeos en masas ordenadas de *Pinus sylvestris* L. Tesis de doctorado. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. España.
- Martínez-Peña, F. 2003. Producción y aprovechamiento de *Boletus edulis* Bull. Fr. en un bosque de *Pinus sylvestris* L. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León, 134 pp.
- Martínez-Peña, F. y Fernández-Toirán, M. 1997. Producción de especies fúngicas en masas de *Pinus sylvestris* L. de diferentes edades. Actas Congreso Forestal Hispano Luso. IRATI. Pamplona.
- Mata, M., Halling, R. y Müller, G. M. 2003. *Macrohongos de Costa Rica*. Instituto Nacional de Biodiversidad INBio, Volumen 2. Ed. INBio. Santo Domingo de Heredia. Costa Rica. 256 pp.
- McLaughlin, D. J. y Spatafora, J. W. 2014. *The Mycota: A comprehensive treatise on Fungi as Experimental Systems for basic and applied research. VII Systematics and Evolution Part A.* 2da. Edición.

- Meave del Castillo, J. 1990. Estructura y composición de la selva alta perennifolia en los alrededores de Bonampak, Chiapas. Instituto Nacional de Antropología e Historia (INAH). México. 147 pp.
- Medel, R. 2007. Ascomycetes citados de México IV: 1996-2006. *Revista Mexicana de Micología*. 25: 69-76.
- Medel, R., Castillo, R., Marmolejo, J. y Baeza, Y. 2013. Análisis de la familia Pezizaceae (Pezizales: Ascomycota) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. S21-S38. Doi: 10.7550/rmb.31741.
- Medina-Arias, F. G. 2007. Etnomicología Mam en el volcán Tacaná, Chiapas, México. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 84 pp.
- Medina-Jaritz, N. B., Palacios-Pacheco, M. R., Valenzuela-Garza, R. 2012. Adiciones al conocimiento de los hongos poliporoides de Chiapas. *Acta Botánica Mexicana*. 101: 95-126.
- Mehus, H. 1986. Fruit body production of macrofungi in some north Norwegian forest types. *Norwegian Journal of Botany*. 6: 679-701.
- Mendoza, M. 2004. Determinación de los hongos asociados con encinos y su importancia ecológica en la porción noreste de la sierra de Pachuca, Hidalgo. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- Micheli, P. A. 1729. *Nova plantarum genera iuxta Tournefortii methodum disposita quibus plantae*. Ed. Florentiae: Typis Bernardi Paperinii. Florencia, Italia.
- Mihail, J., Bruhn, J. y Bonella, P. 2007. Spatial and temporal patterns of morel fruiting. *Mycological Research*. 3: 339-346.
- Millar, C. I. y Ford, L. D. 1988. Managing for nature conservation: From genes to ecosystems. *BioScience*. 38 (7): 456-457.
- Miranda, F. y E. Hernández X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 28: 29-179.
- Miranda, F. 2015. La vegetación de Chiapas (Tomo I). 4ta. Edición. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 310 pp.

- Mireles, R. 2007. Diversidad de micromicetos asociados a hojarasca en matorral tamaulipeco, matorral submontano y vegetación secundaria, en Nuevo León, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León. México.
- Mittermeier, R. A., y Goettsch, C. 1992. La importancia de la diversidad biológica de México. Ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Pp. 3.
- Molina, R. y Amaranthus, M. P. 1991. Rhizosphere biology: ecological linkages between soil processes, plant growth and community dynamics. In: Proceedings, management and productivity of western-montane forest soils. Gen. Tech. Rep. INT-280. U. S. Department of Agriculture, Forest Service. 51-58 pp.
- Montaño, A., Valenzuela, R., Sánchez, A., Coronado, M., y Esqueda, M. 2006. Aphylophorales de Sonora, México, I. Algunas especies de la Reserva Forestal Nacional y Refugio de Fauna Silvestre Ajos-Bavispe. *Revista Mexicana de Micología*. 23: 17-26.
- Montoya, E. A. 2001. Hongos comestibles de México. *Revista Asociación Etnobiológica Mexicana (AEM)*. IV Congreso Mexicano de Etnobiología.
- Montoya, E. A. 2005. Aprovechamiento de los hongos silvestres comestibles en el volcán La Malinche, Tlaxcala. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM. México. D. F.
- Montoya, S., Gallegos, J., Sucerquía, A., Peláez, B., Betancourt, O., y Arías, 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.
- Moore, J. C., McCann, K., Setälä, H., y de Ruiter, P. C. 2003. Top-down is bottom-up: Does predation in the rhizosphere regulate above ground production. *Ecology*. 84: 846-857.
- Moore-Landecker, E. 1996. *Fundamentals of the Fungi*. 4ta. Ed. Prentice-Hall. Estados Unidos. 592 pp.

- Moorhead, D. y Reynolds, J. 1992. Modeling the contributions decomposer fungi in nutrient cycling. In: Carroll G. and D. T. Wicklow. (Eds.). The fungal community. Marcel Dekker. Estados Unidos.
- Mora, C., Tittensor D. P., Adl, S., Simpson A. G. B y Worm, B. 2011. How many species are there on Earth and in the ocean?. PLoS Biol 9(8): e1001127. doi:10.1371/journal.pbio.1001127.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA. México. 84 Pp.
- Müeller, G. M. y Bills, G. F. 2004. Introduction. In: Müeller, G. M.; Bills, G.; Foster, M. S. (Eds.). Biodiversity of fungi: inventory and monitoring methods. Elsevier/Academic Press. Estados Unidos. 1–4 pp.
- Müeller, G. M, Bills, G. F. y Foster, M. S. 2004a. Biodiversity of fungi: inventory and monitoring methods. Elsevier/Academic Press. Estados Unidos.
- Müeller, G. M., Halling, R. E., Carranza, J., Mata, M. y Schmit, J. P. 2006. Saprotrophic and Ectomycorrhizal MacroFungi of Costa Rican Oak Forests. *Ecological Studies*. 185: 55-68.
- Müeller, G. M. y Schmit J. P. 2007. Fungal diversity: what do we know? What can do predict? *Biodiversity and Conservation* 16: 1-5.
- Nara, K., Nakaya, H., Wu, B., Zhou, Z. y Hogetsu, T. 2003. Underground primary succession of ectomycorrhizal fungi in a volcanic desert on Mount Fuji. *New Phytol.* 159: 743-756.
- Naranjo-Ortiz, M. A. y Gabaldón, T. 2019. Fungal evolution: diversity, taxonomy and phylogeny of the Fungi. *Biological Reviews* 94: 2101-2137. Doi: 10.1111/brv.12550.
- Newton, A. C., Holden, E., Watling, R., y Davy, L. M. 2003. Fungal conservation in Scotland: Recent progress and future priorities. *Botanical Journal of Scotland*. 55: 39-53.
- Nilsen, A. R., Brown, C. M., Summerfield, T. C. y Orlovich, D. A. 2019. *Cortinarius atropileatus* sp. nov. (Cortinariaceae) from New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*. 57: 50-61. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2018.1548493>.

- Nisbet, L. J. y Fox, F. M. 1991. The importance of microbial biodiversity to biotechnology. In: Hawksworth, D. L. (Ed.). The biodiversity of microorganisms and invertebrates: Its role in sustainable agriculture. C. A. B. International. Reino Unido.
- Ohenoja, E. 1984. Fruit body production of larger fungi in Finland. I. Introduction to the study in 1976-1978. *Acta Bot. Fennica*. 21: 349-355.
- Ohenoja, E. 1989. Forest fertilization and fruiting body production in fungi. *Atti del Centro Studi per la Flora Mediterranea*. 7: 233-253.
- Ohenoja, E. 1993. Effect of weather conditions on the larger fungi at different forest sites in Northern Finland. *Acta Univ. Oluensis*. 243: 1-69.
- Ohenoja, E. y Metsänheimo, K. 1982. Phenology and fruit body production of macrofungi in subarctic Finnish Lapland. In: Laursen, G. and J. Ammirati (Eds.). Arctic and Alpine mycology. University of Washington Press. Estados Unidos. Pp. 371-389.
- Oliveira, J. J. S., Vargas-Isla, R., Cabral, T. S., Rodrigues, D. y Ishikawa, N. K. 2019. Progress on the phylogeny of the Omphalotaceae: *Gymnopus* s. str., *Marasmiellus* s. str., *Paragymnopus* gen. nov. and *Pusillomyces* gen. nov. *Mycological Progress*. 18: 713-739. <https://doi.org/10.1007/s11557-019-01483-5>.
- Olivo-Aranda, F. y Herrera, T. 1994. Las especies de Schizophyllum en México, su distribución ecológica y su importancia etnomicológica. *Revista Mexicana de Micología*. 10: 21-32.
- ONU. 2011. <http://www.un.org/es/events/biodiversityday/forests.shtml>. Consultado el 17 de septiembre del 2017.
- Opik, M., Moora, M., Liira, J. and Zobel, M. 2006. Composition of root-colonizing arbuscular mycorrhizal fungal communities in different ecosystems around the globe. *Journal of Ecology*. 94: 778-790.
- Ortega, A. y Lorite, J. 2007. Macrofungi diversity in cork-oak and holm-oak forests in Andalusia (southern Spain); an efficient parameter for establishing priorities for its evaluation and conservation. *Central European Journal of Biology*. 2 (2): 276-296.

- Ortega-López, I., Valenzuela, R., Gay-González, A. D., Lara-Chávez, M. B. A., López-Villegas, E. O. y Raymundo, T. 2019. La familia Sarcoscyphaceae (Pezizales, Ascomycota) en México. *Acta Botánica Mexicana*. 126: e1430. DOI: 10.21829/abm126.2019.1430.
- Oso, B. 1975. Mushrooms and the Yoruba people of Nigeria. *Mycologia*. 67 (2): 311-319.
- Oso, B. 1977. Mushrooms in Yoruba mythology and medicinal practices. *Economic Botany*, (31): 367-371.
- O'Brien, H. E. O., Parrent, J. L., Jackson, J. A., Moncalvo, J. M. y Vilgalys, R. 2005. Fungal community analysis by Large-Scale sequencing of environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*. 71 (9): 5544-5550. Doi: 10.1128/AEM.71.9.5544.5550.2005.
- Pacioni, G. 1981. Simon & Schuster's Guide to Mushrooms. Fireside book-Simon & Schuster Inc. 511 pp.
- Panayotou, T. y Ashton, P. 1992. Not by timber alone. Economics and Ecology for Sustaining Tropical Forests. Ed. Island Press. Washington D. C. Estados Unidos. 302 pp.
- Parker-Rhodes, A. F. 1951. The basidiomycetes of Skokholm Island, some floristic and ecological calculations. *New Phytol*. 50: 227-243.
- Parmasto, E. 2001. Hymenochaetoid Fungi (Basidiomycota) of North America. *Mycotaxon*. 79: 107-176.
- Pazos, A. 2007. Los hongos en el ecosistema. *Agrupación Micológica A Zarrota*. 2(6): 1-18.
- Pennanen, T., Heiskanen, J. y Korkkama, T. 2005. Dynamics of ectomycorrhizal fungi and growth of Norway spruce seedlings after planting on a mounded forest clearcut. *Forest Ecology and Management*. 213: 243-252.
- Pérez-Silva, E. 1975. El género *Xylaria* (Pyrenomycetes) en México, I. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología*. 9: 31-52 pp
- Pérez-Silva, E., Esqueda-Valle, M., Herrera, T. y Coronado, M. 2006. Nuevos registros de agaricales de Sonora, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 77 (1): 23-33.

- Pérez-Silva, E., Herrera, T. y Ocampo-López, A. 2011. Nuevos registros de macromicetos para el municipio de Temascaltepec, Estado de México. *Revista Mexicana de Micología*. 34: 23-30.
- Pérez-Ovando, E. C. 2011. Contribución al conocimiento de la familia Tricholomataceae del polígono I, Reserva de la Biósfera El Triunfo, Chiapas. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 59 pp.
- Pérez-Ovando, E. C. 2015. Diversidad taxonómica de los hongos boletáceos de los Altos de Chiapas. Tesis de maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural, El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. 133 pp.
- Perry, D. A. y Choquette, C. 1987. Allelopathic effects on mycorrhizae: influence of structure and dynamics of forest ecosystems. In: Waller, G. R. (Ed.). *Allelochemicals, role in agriculture and forestry*. ACS Symposium Series 330. *American Chemical Society*. Estados Unidos.
- Perry, D. A., Amaranthus, M. P., Borchers, J. G. y Brainerd, R. E. 1989. Bootstrapping in ecosystems. *BioSciences*. 39: 230-237.
- Polese, J. M. 2005. *The Pocket Guide to Mushrooms*. Könemann. Eslovaquia. 381 pp.
- Pompa-González, A., Aguirre-Acosta, E., Encalada-Olivas, A. V., de Anda-Jáuregui, A., Cifuentes-Blanco, J. y Valenzuela-Garza, R. 2011. Los macromicetos del Jardín Botánico de ECOSUR "Dr. Alfredo Barrera Marín" Puerto Morelos, Quintana Roo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F. 110 pp.
- Price, P. W. 1991. Symbiosis as a source of Evolutionary Adaptation. In: Margulis, L. and R. Fester (Eds.). MIT Press, Cambridge. Estados Unidos. 262-272 pp.
- Puccinelli, C. y Capelari, M. 2009. *Marasmius* (Basidiomycota, Marasmiaceae) do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Sao Pablo, S. P., Brasil: Seção sicci. *Hoehnea*. 36 (4): 637-655.

- Quezada, A. M. L. 2005. Análisis de la diversidad y distribución de macrohongos (órdenes Agaricales y Aphyllporales) en relación con los paisajes antropogénicos en la zona de influencia del Parque Nacional Laguna Lachuá, Coban, Alta Verapaz. Tesis de licenciatura. Facultad de ciencias químicas y farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
- Quintana-Ascencio, P., Ramírez-Marcial, N. y González-Espinosa, M. 1990. El medio natural de la región de Bonampak, Selva Lacandona, Chiapas. CIES. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- Quiñónez-Martínez, M., Garza-Ocañas, F., Sosa-Cerecedo, M., Lebgue-Keleng, T., Lavin-Murcio, P., y Bernal-Carrillo, S. 2008. Índices de diversidad y similitud de hongos ectomicorizógenos en bosques de Bocoyna, Chihuahua, México. *Rev. Ciencia Forestal en México*. 33: 59-78.
- Quiñónez-Martínez, M., Garza-Ocañas, F. y Vargas-Medrano, M. 2005. Aspectos ecológicos y diversidad de hongos ectomicorrícicos en bosque de pino y encino de 5 localidades del municipio de Bocoyna, Chihuahua. *Ciencia en la frontera: revista de ciencia y tecnología de la UACJ*. 3: 29-38.
- Ramos-Borrego, A. L. 2010. Uso y conocimiento de los hongos macromicetos en la localidad de Ocuilapa de Juárez, municipio de Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas, México. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 64 pp.
- Rammeloo, J. y Walley, R. 1993. The edible fungi of Africa south of the Sahara: a literature survey. *Scripta Botanica Belgica*, (5): 1-62.
- Raven, R. H., Evert, R. F. y Eichhorn, S. E., 1986. Biology of plants. Worth Publishers Inc. Estados Unidos. 775 p.
- Raymundo, T., Aguirre-Acosta, E., Bautista-Hernández, S., Contreras-Pacheco, M., Garma, P., León-Avendaño, H. y Valenzuela, R. 2013. Catálogo de los Ascomycota en los bosques de Santa Martha Latuvi, Sierra Norte, Oaxaca, México. *Boletín de la Sociedad Micológica de Madrid*. 37: 13-29.
- Raymundo, T. y Valenzuela, V. 2003. Los poliporáceos de México VI: Los hongos poliporoides del estado de Oaxaca. *Polbotánica*. 16: 79-112.

- Rayner, A. D. M. and L. Boddy. 1988. Fungal decomposition of wood. John Wiley & Sons. Reino Unido. 68 pp.
- Read, D. J. 1992. The mycorrhizal mycelium. In: Allen, M. F. (Ed.). Mycorrhizal functioning. Chapman & Hall. Estados Unidos. Pp. 102-133.
- Reichle, D. E., Goldstein, R. A., van Hook, R. I. y Dodson, G. J. 1973. Analysis of insect consumption in a forest canopy. *Ecology*. 1076-1084.
- Remacle, J. 1981. The impact of fungi on environmental biogeochemistry. In: Wicklow, D. F. and G. C. Carroil (Eds.). The fungal community, its organization and role in ecosystems. Marcel Decker. Estados Unidos. 45 pp.
- Rinaldi, A. C., Comandini, O. y Kuyper, T. W. 2008. Ectomycorrhizal fungal diversity: separating the wheat from the chaff. *Fungal Diversity*. 33: 1-45.
- Robles-Porras, L., Ishiki-Ishihara, M. y Valenzuela, R. 2006. Inventario preliminar de los macromicetos en los Altos de Chiapas, México. *Polibotánica*. 21: 89-101.
- Romero-Bautista, L. 2007. Avances en la taxonomía y sistemática de los hongos: una revisión general. En: Contreras-Ramos, A.; Cuevas, C.; Boyenechea, I.; Iturbide, V. (Eds.). La sistemática, base del conocimiento de la diversidad. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH). Pachuca. México.
- Roy, M., Dubois, M. P., Proffit, M., Vincenot, L., Desmarais, E. y Selosse, M. A. 2008. Evidence from population genetics that the ectomycorrhizal basidiomycete *Laccaria amethystine* is an actual multihost symbiont. *Mol. Ecol.* 17: 2825-2838.
- Ruan-Soto, F. 2005. Etnomicología en la Selva Lacandona: percepción, uso y manejo de hongos en Lacanjá-Chansayab y Playón de la Gloria, Chiapas. Tesis de maestría en Ciencias, El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Ruan-Soto, F. 2014. Micofilia o micofobia: estudio comparativo de la importancia cultural de los hongos comestibles entre grupos Mayas de tierras altas y

- bajas de Chiapas, México. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de México. México, D. F. 146 pp.
- Ruan-Soto, F., Cifuentes, R., Garibay-Orijel, R. y Caballero, J. 2020(2021). Comparación de la disponibilidad de hongos comestibles en tierras altas y bajas de Chiapas, México, y sus implicaciones en estrategias tradicionales de aprovechamiento. *Acta Botánica Mexicana*. 128: e1731. DOI: 10.21829/abm128.2021.1731.
- Ruan-Soto, F., Cifuentes, J., Mariaca, R., Limón, F., Pérez, L. y Sierra, S. 2009. Uso y manejo de hongos silvestres en dos comunidades de la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Micología*. 29: 61-72.
- Ruan-Soto, F., Garibay-Origel, R. y Cifuentes, J. 2004. Conocimiento micológico tradicional en la Planicie Costera del Golfo de México. *Revista Mexicana de Micología*. 19: 57-70.
- Ruan-Soto F., Hernández-Maza, M. E. y Pérez-Ovando, E. C. 2013. Estado actual del conocimiento de la diversidad fúngica. En: La biodiversidad en Chiapas: Estudio de estado. Vol. 2. Cap. 8. Ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y gobierno del estado de Chiapas. México. Pp. 78.
- Ruan-Soto, F., Mariaca, R., Cifuentes, J., Limón, F., Pérez-Ramírez, L. y Sierra-Galván, S. 2007. Nomenclatura, clasificación y percepciones locales acerca de los hongos en dos comunidades de la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Etnobiología* 5:1-20.
- Ruan-Soto, F., Pérez-Ramírez, L., Cifuentes-Blanco, J., Ordaz-Velázquez, M., Cruz-Solís, A., García del Valle, Y., Reyes-Escutia, F. J. y Mariaca-Méndez, R. 2017. Hongos de los lacandones de Nahá y Metzabok: Guía ilustrada de macromicetos. El colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. 77 pp.
- Ryvarden, L. y Gilbertson, L. 1993. European Polypores. *Fungiflora*. 2: 388-743.
- Sadava D., Heller, G., Orians, G., Purves, W. H. y Hillis D. 2008. Vida, la ciencia de la vida. 8va. Edición. Ed. Médica Panamericana. Argentina. Pp. 667.

- Sánchez, J. E. y Mata, G. 2012. Cultivo y aprovechamiento de macromicetos. Una tendencia global en crecimiento. En: Sánchez, J. E. y Mata, G. (Eds.). Hongos comestibles y medicinales en Iberoamérica: investigación y desarrollo en un entorno multicultural. El Colegio de la Frontera Sur e Instituto Nacional de Ecología. Tapachula, Chiapas, México. 365-376 pp.
- Sánchez, V. J. E. 1994. Producción de hongos comestibles. Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste. México.
- Santiago, M. y A. Estrada-Torres. 1999. Hongos ectomicorrizógenos y producción de inoculantes para plantas de interés forestal. Folleto Técnico No. 19. Universidad Autónoma de Tlaxcala. 20 Pp.
- Santiago-Vilchis, E. C. 2009. Hongos poliporáceos de la Reserva Ecológica y Recreativa El Zapotal, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Santillán, R. E. y Valenzuela, R. 1986. La familia Hymenochaetae en México, I. Especies no citadas anteriormente. *Revista Mexicana de Micología*. 2: 207-216.
- Sarrionandia-Aretio, E. 2006. Estudio de la micocenosis de macromicetos de los encinares del país Vasco.
- Sarukán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente-Bousquets, J., Halffter, G., González, R., March, I., Mhoar, A., Anta, S. y De la Maza, J. 2009. Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. CONABIO. D. F. México.
- Schmit J. P. 2005. Species richness of tropical wood-inhabiting macrofungi provides support for species-energy theory. *Mycologia*. 97 (4): 751-761.
- Schmit, J. P., Müller, G. M., Leacock, P. R., Mata, J. L., Wu, Q. y Huang, Y. 2005. Assessment of tree species richness as a surrogate for macrofungal species richness. *Biological Conservation*. 121: 99-110.
- Schmit, J. P. y Müller, G. M. 2007. An estimate of the lower limit of global fungal diversity. *Biodivers Conserv* 16:99-111.

- Schmit, J. P., Murphy, J. F. y Müller, G. M. 1999. Macrofungal diversity of a temperate oak forest: a test of species richness estimators. *Canadian Journal of Botany*. 77 (7): 1014-1027.
- Schüßler, A., Schwarzott, D. y Walker, C. 2001. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycological Research* 105: 1413–1421.
- Selosse, M., Martin, F. y Le Tacon, F. 2001. Intraspecific variation in fruiting phenology in a ectomycorrhizal *Laccaria* population under Douglas fir. *Mycological Research*. 5: 524-531.
- Serrano-Heleria, C. G. 2018. Macromicetos de Laguna Verde, municipio de Coapilla, Chiapas. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 117 pp.
- Sheil, D. y Wunder, S. 2002. The value of tropical forest to local communities: complications, caveats and cautions. *Conservation Ecology*. 6: 9-25.
- Simonetti, J. A., Arroyo, M. T. K., Spotorno, A. E. y Lozada, E. 1995. Diversidad biológica de Chile. Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT). Chile. 364 pp.
- Singer, R. 1976. Flora neotropical. The New York Botanical Gardens, New York, Estados Unidos. 347 pp.
- Smith, J., Molina, R., Huso, M., Luoma, D., McKay, D., Castellano, M., Lebel, T. y Valachovic, Y. 2002. Species richness, abundance and composition of hypogeous and epigeous ectomycorrhizal fungal sporocarps in young, rotation-age and old-growth stands of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Cascade Range of Oregon, U. S. A. *Canadian Journal of Botany*. 80: 186-204.
- Smith, J. E., McKay, D., Brenner, G., McIver, J. y Spatafora, J. W. 2005. Early impacts of forest restoration treatments on the ectomycorrhizal fungal community and fine root biomass in a mixed conifer forest. *Journal of Applied Ecology*. 42: 526-353.
- Smith, R. L. y Smith, T. M. 2001. Ecología. 4ta. Ed. Addison Wesley. España. 642 pp.

- Smith, S. y Read, D. 1997. Mycorrhizal symbiosis, structure and development of ectomycorrhizal roots. Academic Press. Estados Unidos. Pp. 161-290.
- Sommerkamp, Y. 1990. Hongos comestibles en los mercados de Guatemala. Cuadernos de Investigación, Dirección general de investigación, Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
- Soulé, M. E. 1986. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. 584 pp.
- Spatafora, J. W., Aime, M. C., Grigoriev, I. V., Martin, F., Stajich, J. E. y Blackwell, M. 2017b. The Fungal Tree of Life: from molecular systematics to senome-scale phylogenies. *Microbiology Spectrum* 5: 3-34.
- Strullu, D. G. 1991. Les mycorhizes des arbres et plantes cultivées. Technique et Documentation. Lavoisier. Francia.
- Swift, M. J. 1982. Microbial succession during the decomposition of organic matter. In: Burns, R. G. and J. H. Slater (Eds.). *Experimental Microbial Ecology*. Reino Unido. 164-177 pp.
- Tapia, F. y Chacón, S. 2015. Registros de hongos corticioides de la familia Meruliaceae (Polyporales, Agaricomycetes) de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Micología*. 41: 5-13.
- Taylor, A. F. S. 2002. Fungal diversity in ectomycorrhizal communities: sampling effort and species detection. *Plant and Soil*. 244: 19-28.
- Terríquez-Villanueva, A. K., Herrera-Fonseca, M. J. y Rodríguez-Alcántar, O. 2017. Contribución al conocimiento de la micobiota del cerro Punta Grande, Mezcala, municipio de Poncitlán, Jalisco, México. *Revista Mexicana de Micología*. 45: 53-66.
- Torres-Calvo, D. A. 2013. Introducción al conocimiento de los macromicetos del bosque mesófilo en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. Tesis de licenciatura en biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Torres-Gómez, M. 2012. Disponibilidad de macromicetos silvestres comestibles en dos unidades del paisaje en un Parque Nacional en el eje Neovolcánico. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad

- Nacional Autónoma de México. Morelia, México. 92 pp.
- Tovar, J. y Valenzuela R. 2006. Los hongos del Parque Nacional Desierto de los Leones. Primer espacio de Conservación Biológica en México, Distrito Federal. 131 pp.
- Trappe, J. M. 1962. Fungus associates of ectotrophic mycorrhizae. *Botanical Review*. 28: 538-606.
- Trappe, J. M. 1977. Selection of fungi for ectomycorrhizal inoculation in nurseries. *Annual Review of Phytopathology*. 15: 203-222.
- Trappe, J. M. 1987. Phylogenetic and ecologic aspects of mycotrophy in the angiosperms from an evolutionary standpoint. In: Safir, G. R. (Ed.). *Ecophysiology of VA mycorrhizal plants*. CRC Press, Boca Raton. Estados Unidos. Pp. 5-25.
- Trappe, J. y Louma, D. 1992. The ties that bind: fungi in ecosystems. In: Carroll, G. and D. Wicklow (Eds.). *The fungal community, its organization and role in the ecosystems*. Marcel Dekker. Estados Unidos. 17-27 pp.
- Ugalde, Y. H. 2013. Relaciones ecológicas de los macromicetos en diferentes tipos de vegetación presentes en la estación científica Bosque Escuela, Iturbide, N. L. Tesis de maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León. México. 87 pp.
- Valdés, M., Pereda, V., Ramírez, P., Valenzuela, R., y Pineda, R. M. 2009. The ectomycorrhizal community in a *Pinus oaxacana* forest under different silvicultural treatments. *Journal of Tropical Forest Science*. 21 (2): 88-97.
- Valenzuela, E., Leiva, S., y Godoy, R. 2001. Variación estacional y potencial enzimático de microhongos asociados con la descomposición de la hojarasca de *Nothofagus pumilio*. *Revista Chilena de Historia Natural*. 74: 737-749.
- Valenzuela, R. 1990. El género *Chlorociboria* en México. *Revista Mexicana de Micología*. 6: 125-131.
- Valenzuela, R. 2011. Revisión de las especies con Himenóforo poroide de la Familia *Hymenochaetaceae* (Aphylophorales, Hymenomycetes) en

- México. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Valenzuela, R., de la Huerta, C. y Fernández, R. 2002. Los poliporáceos de México V. Algunas especies del norte del estado de Querétaro. *Polibotánica*. 14: 85-113.
- Valenzuela, R., Palacios-Pacheco, M., Raymundo, T., y Bautista-Hernández, S. 2006. Especies de poliporáceos poco conocidas en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 77: 36-49.
- Valenzuela, R., Tovar, J. A., López, R. y Ávila, D. M. 2006. ¿Qué son los hongos? “Realmente no entiendo su pregunta señor. Los hongos son hongos”. Tovar, J. A. y Valenzuela, R. (Eds.). Los hongos del Parque Nacional Desierto de los Leones. Gobierno del Distrito Federal, Secretaria del Medio Ambiente. México, D. F. 31-36 pp.
- Van Dijk, H., Awana-Onguene, N. y Kuyper, T. W. 2003. Knowledge and utilization of edible mushrooms by local population of the rain forest of South Cameroon. *AMBIO*. 32 (1): 19-23.
- Vázquez-Mendoza, S. 2008. Ecología de comunidades de macromicetos a lo largo de un gradiente altitudinal en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el desarrollo integral regional, unidad Oaxaca. Instituto Politécnico Nacional. Oaxaca, México. 81 pp.
- 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: 17-22.
- Villarreal, L. 1995. Los hongos comestibles, una alternativa para el manejo integral de los bosques. Alternativas al manejo de laderas en Veracruz. SEMARNAP. México. Pp.42.
- Villarreal, L. y F. Castillo. 1995. Los hongos silvestres: componentes de la biodiversidad y alternativa para la sustentabilidad de los bosques

- templados. Informe final del proyecto C066. Instituto de Recursos genéticos y Productividad. Colegio de Posgraduados en Ciencias Agrícolas. Pp. 88.
- Villarreal, L. y Pérez-Moreno, J. 1989. Los hongos comestibles de México, un enfoque integral. *Micología Neotropical Aplicada*. 2: 77-114.
- Villarreal, L., Rodríguez-Franco, C. y Trinidad-Santos, A. 1992. Los hongos comestibles silvestres: Una alternativa para la sostenibilidad de los bosques en México. Memorias del II Simposio y 1 Reunión Nacional sobre agricultura sostenible, Guadalajara, Jalisco. México.
- Villarreal-Ruíz L. 1997. Los hongos silvestres: componentes de la biodiversidad y alternativa para la sustentabilidad de los bosques templados. Colegio de Postgraduados. Instituto de recursos genéticos y productividad. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. C066. México, D. F.
- Villarruel, J. L., Canseco, E. y Cifuentes, J. 2015. Diversidad fúngica en el municipio de San Gabriel Mixtepec, región costa de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Micología*. 41: 55-63.
- Villarruel-Ordaz, J. L. y Cifuentes, J. 2007. Macromicetos de la cuenca del río Magdalena y zonas adyacentes, Delegación Magdalena Contreras, México, D. F. *Revista Mexicana de Micología*. 25: 59-68.
- Villeneuve, N., Grandtner, M. M., y Fortin, J. A. 1991. The study of macrofungal communities: defining adequate sampling units by means of cluster analysis. *Vegetation*. 94: 125-132.
- Vogt, K. A., Bloomfield, J., Ammirati, J. F. and Ammirati, S. R. 1992. Sporocarp production by basidiomycetes, with emphasis on forest ecosystems. In: Carroll, G. C. and D. T. Wicklow (Ed.). The fungal community, its organization and role in the ecosystem. Marcel Dekker. Estados Unidos. 563-581 pp.
- Waid, S. J. 1968. Physiological and biochemical adjustment of fungi: to their environment. In: Ainsworth, G. C., and A. S. Sussman (Eds.). The fungi, an advanced treatise, vol. III. The fungal population. Academic Press. Estados Unidos. 16 pp.

- Walker, J. F., Miller Jr., O. K. y Horton, J. L. 2005. Hyperdiversity of ectomycorrhizal fungus assemblages on oak seedlings in mixed forests in the southern Appalachian Mountains. *Molecular Ecology*. 14: 829-838.
- Wästerlund, I. e Ingelög, T. 1981. Fruit body production of larger fungi in some young Swedish forests with special reference to logging waste. *For. Ecol. Manag.* 3: 269-294.
- Webster, J. y Weber, R. 2007. Introduction to Fungi. 3ra. Edición. Cambridge University Press . New York. Estados Unidos. Pp. 38.
- Whittaker, R. H. 1969. New concepts of kingdoms of organisms. *Evolutionary relations are better represented by new classifications than by the traditional two kingdoms. Science*. 163: 150-161.
- Widden, P. 1981. Patterns of phenology among fungal populations. In: Wicklow, D. F. and G. C. Carroll (Eds.). The fungal community, its organization and role in ecosystems. Marcel Decker. Estados Unidos. 44 pp.
- Wiensczyk, A., Gamiet, S., Durall, D. M., Jones, M. D. y Simard, S. W. 2002. Ectomycorrhizae and forestry in British Columbia: A summary of current research and conservation strategies. *B. C. Journal of Ecosystems and Management*. 2 (1): 1-20.
- Wilcox, B. A., y Murphy, D. D. 1985. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *Amer. Nat.* 125:879-87.
- Wilkins, W. H. y Patrick, S. H. M. 1939. The ecology of the larger fungi. III. Constancy and frequency of grassland species with special reference to soil types. *Annals of Applied Biology*. 26: 25-46.
- Yamashita, S. y Hijii, N. 2006. Spatial distribution of the fruiting bodies of Agaricales in a Japanese red pine (*Pinus densiflora*) forest. *Journal of Forestry Research*. 11: 181-189.

ANEXOS

ANEXO A. Tablas de las variables frecuencia espacial, frecuencia temporal y Valor de Importancia Ecológica

Tabla 3. Frecuencia espacial de los taxones presentes en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas. Las bandas 1-4 pertenecen a los sitios perturbados, y las bandas 5-8 pertenecen a los sitios conservados.

Taxones/# de banda	B. 1	B. 2	B. 3	B. 4	B. 5	B. 6	B. 7	B. 8
Agarical sp. 01					X			
Agarical sp. 02						X		
Agarical sp. 03						X		
Agarical sp. 04							X	
Agarical sp. 05		X						
Agarical sp. 06					X			
Agarical sp. 07		X					X	
Agarical sp. 08						X		X
Agarical sp. 09						X		
Agarical sp. 10					X			
Agarical sp. 11	X							
Agarical sp. 12							X	
Agarical sp. 13								X
Agarical sp. 14								X
<i>Agaricus</i> sp. 01		X						
<i>Aleuria</i> sp. 01							X	X
<i>Amanita</i> sp. 01					X			
<i>Auricularia delicata</i>						X		
<i>Auricularia fuscosuccinea</i>	X							
<i>Auriscalpium vulgare</i>								X
<i>Boletellus</i> sp. 01							X	
<i>Boletus</i> sp. 01					X			
<i>Chlorociboria aeruginascens</i>								X
<i>Clavulinopsis</i> sp. 01								X

<i>Clitocybe</i> sp. 01						X		
<i>Clitocybe</i> sp. 02					X			
<i>Clitocybe</i> sp. 03						X		
<i>Collybia</i> sp. 01					X	X		
<i>Collybia</i> sp. 02						X		
<i>Collybia</i> sp. 03							X	
<i>Collybia</i> sp. 04	X				X	X	X	X
<i>Collybia</i> sp. 05							X	
<i>Cookeina speciosa</i>						X		
<i>Cortinarius</i> sp. 01							X	
<i>Cortinarius</i> sp. 02					X			X
<i>Cortinarius</i> sp. 03						X		
<i>Cortinarius</i> sp. 04							X	
<i>Cortinarius</i> sp. 05							X	
<i>Cortinarius</i> sp. 06						X		
<i>Cortinarius</i> sp. 07						X		
<i>Cortinarius</i> sp. 08					X			
<i>Cortinarius</i> sp. 09					X			
<i>Cotylidia aurantiaca</i>								X
<i>Crepidotus</i> sp. 01							X	
<i>Crepidotus</i> sp. 02					X			
<i>Cyathus striatus</i>				X	X	X	X	
<i>Cymatoderma</i> sp. 01					X	X		
<i>Desarmillaria tabescens</i>	X				X			
<i>Earliella scabrosa</i>		X						X
<i>Earliella</i> sp. 01							X	
<i>Fabisporus sanguineus</i>	X							

<i>Fomes</i> sp01		X						
<i>Ganoderma</i> sp. 01							X	X
<i>Ganoderma</i> sp. 02		X						X
<i>Geastrum</i> sp. 01	X							
<i>Gymnopus driophyllus</i>					X	X	X	
<i>Gymnopus</i> sp. 01						X	X	
<i>Heimioporus betula</i>					X		X	X
<i>Hemimycena</i> sp. 01								X
<i>Hexagonia</i> sp. 01	X							
<i>Hydnellum</i> sp. 01								X
<i>Hygrocybe cantharellus</i>								X
<i>Hygrocybe</i> sp. 01					X			
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>								X
<i>Hygrophorus</i> sp. 01						X		
<i>Inonotus</i> sp. 01		X						
<i>Laccaria laccata</i>								X
<i>Lactarius</i> sp. 01							X	
<i>Lactarius</i> sp. 02						X		
<i>Lactarius</i> sp. 03					X		X	
<i>Lactarius</i> sp. 04					X			
<i>Lactarius</i> sp. 05					X			
<i>Lentinus crinitus</i>	X	X						
<i>Lentinus</i> sp. 01					X			
<i>Lentinus</i> sp. 02					X			
<i>Lentinus tricholoma</i>	X					X		
<i>Lenzites betulina</i>						X		X
<i>Lenzites</i> sp. 01						X		

<i>Lenzites</i> sp. 02	X							
<i>Marasmius</i> sp. 01		X			X			
<i>Marasmius</i> sp. 02					X	X	X	X
<i>Marasmius</i> sp. 03						X	X	X
<i>Marasmius</i> sp. 04					X			
<i>Marasmius</i> sp. 05							X	
<i>Marasmius</i> sp. 06							X	X
<i>Marasmius</i> sp. 07							X	
<i>Marasmius</i> sp. 08					X			
<i>Otidea</i> sp. 01								X
<i>Oudemansiella canarii</i>								X
<i>Parassola</i> sp. 01					X			
<i>Peziza</i> sp. 01							X	X
<i>Phellinus</i> sp. 01		X						
<i>Phellinus</i> sp. 02		X						
<i>Phylloporus</i> sp. 01							X	
<i>Pleurotus djamor</i>	X					X		
<i>Pluteus</i> sp. 01					X	X		
<i>Pluteus</i> sp. 02							X	
<i>Pluteus</i> sp. 03						X		
Poliporoide sp. 01				X				
Poliporoide sp. 02	X	X						
Poliporoide sp. 03								X
Poliporoide sp. 04				X				
Poliporoide sp. 05				X				
Poliporoide sp. 06				X				
Poliporoide sp. 07								X

Poliporoide sp. 08								X
Poliporoide sp. 09		X						
Poliporoide sp. 10	X							
<i>Postia</i> sp. 01	X							
<i>Russula</i> sp. 01						X	X	
<i>Russula</i> sp. 02								X
<i>Russula</i> sp. 03					X			
<i>Russula</i> sp. 04					X		X	
<i>Sarcoschypha</i> sp. 01								X
<i>Schizophyllum commune</i>	X			X				
<i>Schizophyllum fasciatum</i>	X							
<i>Scleroderma</i> sp. 01							X	
<i>Sparassis</i> sp. 01				X				
<i>Stereum complicatum</i>		X						X
<i>Stereum ostrea</i>					X	X		X
<i>Stereum</i> sp. 01								X
<i>Stereum</i> sp. 02								X
<i>Stereum</i> sp. 03	X							
<i>Stropharia</i> sp. 01						X		
<i>Trametes elegans</i>				X				
<i>Trametes</i> sp. 01	X							
<i>Trametes villosa</i>	X							
<i>Tylopilus</i> sp. 01							X	
<i>Xylaria polymorpha</i>					X	X		
<i>Xylaria</i> sp. 01								X
<i>Xylaria</i> sp. 02					X			
<i>Xylaria</i> sp. 03					X			

Tabla 4. Frecuencia temporal de los taxones presentes en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

Taxones/ # de visita	V. 1	V. 2	V. 3	V. 4	V. 5	V. 6	V. 7	V. 8	V. 9
Agarical sp. 01	X								
Agarical sp. 02	X								
Agarical sp. 03	X								
Agarical sp. 04	X								
Agarical sp. 05	X								
Agarical sp. 06		X							
Agarical sp. 07		X							
Agarical sp. 08		X							X
Agarical sp. 09		X							
Agarical sp. 10		X							
Agarical sp. 11		X							
Agarical sp. 12	X							X	
Agarical sp. 13									X
Agarical sp. 14									X
Agaricus sp. 01	X								
Aleuria sp. 01				X					
Amanita sp. 01									X
Auricularia delicata				X					
Auricularia fuscusuccinea								X	
Auriscalpium vulgare		X							
Boletellus sp. 01								X	
Boletus sp. 01									X
Chlorociboria aeruginascens								X	
Clavulinopsis sp. 01					X				
Clitocybe sp. 01		X							
Clitocybe sp. 02				X					
Clitocybe sp. 03									X
Collybia sp. 01	X	X							

<i>Collybia</i> sp. 02		X							
<i>Collybia</i> sp. 03				X					
<i>Collybia</i> sp. 04						X	X	X	
<i>Collybia</i> sp. 05								X	
<i>Cookeina speciosa</i>									X
<i>Cortinarius</i> sp. 01		X							
<i>Cortinarius</i> sp. 02				X					X
<i>Cortinarius</i> sp. 03						X			
<i>Cortinarius</i> sp. 04								X	
<i>Cortinarius</i> sp. 05									X
<i>Cortinarius</i> sp. 06									X
<i>Cortinarius</i> sp. 07									X
<i>Cortinarius</i> sp. 08									X
<i>Cortinarius</i> sp. 09									X
<i>Cotylidia aurantiaca</i>				X					
<i>Crepidotus</i> sp. 01		X							
<i>Crepidotus</i> sp. 02		X							
<i>Cyathus striatus</i>			X	X			X	X	
<i>Cymatoderma</i> sp. 01		X							
<i>Desarmillaria tabescens</i>		X				X			
<i>Earliella scabrosa</i>			X		X				
<i>Earliella</i> sp. 01			X		X				
<i>Fabisporus sanguineus</i>							X		
<i>Fomes</i> sp01			X						
<i>Ganoderma</i> sp. 01		X	X		X				
<i>Ganoderma</i> sp. 02		X	X						
<i>Geastrum</i> sp. 01				X	X				

<i>Gymnopus driophyllus</i>			X	X	X			X	
<i>Gymnopus</i> sp. 01			X						
<i>Heimioporus betula</i>								X	X
<i>Hemimycena</i> sp. 01								X	
<i>Hexagonia</i> sp. 01				X					
<i>Hydnellum</i> sp. 01							X		
<i>Hygrocybe cantharellus</i>					X				
<i>Hygrocybe</i> sp. 01				X					
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>		X							
<i>Hygrophorus</i> sp. 01	X								
<i>Inonotus</i> sp. 01		X							
<i>Laccaria laccata</i>				X					
<i>Lactarius</i> sp. 01				X					
<i>Lactarius</i> sp. 02				X					
<i>Lactarius</i> sp. 03					X			X	
<i>Lactarius</i> sp. 04									X
<i>Lactarius</i> sp. 05									X
<i>Lentinus crinitus</i>				X				X	
<i>Lentinus</i> sp. 01			X						
<i>Lentinus</i> sp. 02									X
<i>Lentinus tricholoma</i>		X	X		X		X		
<i>Lenzites betulina</i>		X	X	X	X				
<i>Lenzites</i> sp. 01	X								
<i>Lenzites</i> sp. 02			X						
<i>Marasmius</i> sp. 01		X		X					
<i>Marasmius</i> sp. 02				X					
<i>Marasmius</i> sp. 03				X	X				

<i>Marasmius</i> sp. 04					X				
<i>Marasmius</i> sp. 05							X		
<i>Marasmius</i> sp. 06								X	
<i>Marasmius</i> sp. 07								X	
<i>Marasmius</i> sp. 08								X	
<i>Otidea</i> sp. 01					X				
<i>Oudemansiella canarii</i>								X	
<i>Parassola</i> sp. 01		X							
<i>Peziza</i> sp. 01					X				X
<i>Phellinus</i> sp. 01		X							
<i>Phellinus</i> sp. 02				X					
<i>Phylloporus</i> sp. 01								X	
<i>Pleurotus djamor</i>						X		X	X
<i>Pluteus</i> sp. 01	X								
<i>Pluteus</i> sp. 02				X					
<i>Pluteus</i> sp. 03									X
Poliporoide sp. 01	X								
Poliporoide sp. 02	X	X							
Poliporoide sp. 03		X							
Poliporoide sp. 04					X				
Poliporoide sp. 05						X			
Poliporoide sp. 06						X			
Poliporoide sp. 07							X		
Poliporoide sp. 08								X	
Poliporoide sp. 09							X		
Poliporoide sp. 10				X					
<i>Postia</i> sp. 01								X	

<i>Russula</i> sp. 01	X								
<i>Russula</i> sp. 02			X						
<i>Russula</i> sp. 03			X						
<i>Russula</i> sp. 04									X
<i>Sarcoschypha</i> sp. 01				X					
<i>Schizophyllum commune</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Schizophyllum fasciatum</i>	X							X	
<i>Scleroderma</i> sp. 01			X						
<i>Sparassis</i> sp. 01						X			
<i>Stereum complicatum</i>		X	X	X	X			X	
<i>Stereum ostrea</i>		X				X	X		
<i>Stereum</i> sp. 01		X							
<i>Stereum</i> sp. 02				X					
<i>Stereum</i> sp. 03				X					
<i>Stropharia</i> sp. 01				X					
<i>Trametes elegans</i>			X	X					
<i>Trametes</i> sp. 01				X					
<i>Trametes villosa</i>					X				
<i>Tylopilus</i> sp. 01	X								
<i>Xylaria polymorpha</i>			X	X	X				
<i>Xylaria</i> sp. 01				X					
<i>Xylaria</i> sp. 02						X			
<i>Xylaria</i> sp. 03									X

Tabla 5. Riqueza, abundancia relativa, frecuencia espacial y frecuencia temporal relativa, así como el Valor de Importancia Ecológica de los taxones presentes en el ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

Taxones	Riqueza	Abun. Rel.	Frec. Esp. Rel.	Frec. Temp. Rel.	V. I. E.
Agarical sp. 01	1	0.0036	0.1111	0.25	1.3647
Agarical sp. 02	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
Agarical sp. 03	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
Agarical sp. 04	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
Agarical sp. 05	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
Agarical sp. 06	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
Agarical sp. 07	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
Agarical sp. 08	1	0.0040	0.2222	0.5	1.7262
Agarical sp. 09	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
Agarical sp. 10	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
Agarical sp. 11	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
Agarical sp. 12	1	0.0013	0.2222	0.25	1.4735
Agarical sp. 13	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
Agarical sp. 14	1	0.0026	0.1111	0.25	1.3637
<i>Agaricus</i> sp. 01	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
<i>Aleuria</i> sp. 01	1	0.0013	0.1111	0.5	1.6124
<i>Amanita</i> sp. 01	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
<i>Auricularia delicata</i>	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
<i>Auricularia fuscisuccinea</i>	1	0.0036	0.1111	0.25	1.3647
<i>Auriscalpium vulgare</i>	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Boletellus</i> sp. 01	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
<i>Boletus</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Chlorociboria aeruginascens</i>	1	0.0190	0.1111	0.25	1.3801
<i>Clavulinopsis</i> sp. 01	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
<i>Clitocybe</i> sp. 01	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
<i>Clitocybe</i> sp. 02	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617

<i>Clitocybe</i> sp. 03	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Collybia</i> sp. 01	1	0.0026	0.2222	0.5	1.7248
<i>Collybia</i> sp. 02	1	0.0010	0.1111	0.5	1.6121
<i>Collybia</i> sp. 03	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Collybia</i> sp. 04	1	0.0030	0.3333	1	2.3363
<i>Collybia</i> sp. 05	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Cookeina speciosa</i>	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
<i>Cortinarius</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Cortinarius</i> sp. 02	1	0.0010	0.2222	0.5	1.7232
<i>Cortinarius</i> sp. 03	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Cortinarius</i> sp. 04	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Cortinarius</i> sp. 05	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Cortinarius</i> sp. 06	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Cortinarius</i> sp. 07	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Cortinarius</i> sp. 08	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Cortinarius</i> sp. 09	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Cotylidia aurantiaca</i>	1	0.0070	0.1111	0.25	1.3681
<i>Crepidotus</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Crepidotus</i> sp. 02	1	0.0040	0.1111	0.25	1.3651
<i>Cyathus striatus</i>	1	0.0083	0.3333	0.75	2.0916
<i>Cymatoderma</i> sp. 01	1	0.0023	0.1111	0.5	1.6134
<i>Desarmillaria tabescens</i>	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
<i>Earliella scabrosa</i>	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
<i>Earliella</i> sp. 01	1	0.1127	0.2222	0.25	1.5850
<i>Fabiosporus sanguineus</i>	1	0.0020	0.1111	0.25	1.3631
<i>Fomes</i> sp01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614

<i>Ganoderma</i> sp. 01	1	0.0116	0.3333	0.5	1.8450
<i>Ganoderma</i> sp. 02	1	0.0043	0.1111	0.25	1.3654
<i>Geastrum</i> sp. 01	1	0.0010	0.2222	0.25	1.4732
<i>Gymnopus driophyllus</i>	1	0.0093	0.4444	0.75	2.2037
<i>Gymnopus</i> sp. 01	1	0.0036	0.1111	0.5	1.6147
<i>Heimioporus betula</i>	1	0.0020	0.2222	0.75	1.9742
<i>Hemimycena</i> sp. 01	1	0.0043	0.1111	0.25	1.3654
<i>Hexagonia</i> sp. 01	1	0.0023	0.1111	0.25	1.3634
<i>Hydnellum</i> sp. 01	1	0.0016	0.1111	0.25	1.3627
<i>Hygrocybe cantharellus</i>	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
<i>Hygrocybe</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Hygrophorus</i> sp. 01	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
<i>Inonotus</i> sp. 01	1	0.0026	0.1111	0.25	1.3637
<i>Laccaria laccata</i>	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
<i>Lactarius</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Lactarius</i> sp. 02	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Lactarius</i> sp. 03	1	0.0006	0.2222	0.5	1.7228
<i>Lactarius</i> sp. 04	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Lactarius</i> sp. 05	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
<i>Lentinus crinitus</i>	1	0.0040	0.2222	0.5	1.7262
<i>Lentinus</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Lentinus</i> sp. 02	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Lentinus tricholoma</i>	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Lenzites betulina</i>	1	0.0213	0.4444	0.5	1.9657
<i>Lenzites</i> sp. 01	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617

<i>Lenzites</i> sp. 02	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Marasmius</i> sp. 01	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
<i>Marasmius</i> sp. 02	1	0.0026	0.1111	1	2.1137
<i>Marasmius</i> sp. 03	1	0.0026	0.2222	0.75	1.9748
<i>Marasmius</i> sp. 04	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Marasmius</i> sp. 05	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Marasmius</i> sp. 06	1	0.0006	0.1111	0.5	1.6117
<i>Marasmius</i> sp. 07	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
<i>Marasmius</i> sp. 08	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
<i>Otidea</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Oudemansiella canarii</i>	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Parassola</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Peziza</i> sp. 01	1	0.0013	0.2222	0.5	1.7235
<i>Phellinus</i> sp. 01	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
<i>Phellinus</i> sp. 02	1	0.0056	0.1111	0.25	1.3667
<i>Phylloporus</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Pleurotus djamor</i>	1	0.0040	0.2222	0.25	1.4762
<i>Pluteus</i> sp. 01	1	0.0010	0.1111	0.5	1.6121
<i>Pluteus</i> sp. 02	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Pluteus</i> sp. 03	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
Poliporoide sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
Poliporoide sp. 02	1	0.0023	0.2222	0.5	1.7245
Poliporoide sp. 03	1	0.0036	0.1111	0.25	1.3647
Poliporoide sp. 04	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
Poliporoide sp. 05	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
Poliporoide sp. 06	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621

Poliporoide sp. 07	1	0.0080	0.1111	0.25	1.3691
Poliporoide sp. 08	1	0.0033	0.1111	0.25	1.3644
Poliporoide sp. 09	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
Poliporoide sp. 10	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
<i>Postia</i> sp. 01	1	0.0010	0.1111	0.25	1.3621
<i>Russula</i> sp. 01	1	0.0023	0.1111	0.5	1.6134
<i>Russula</i> sp. 02	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Russula</i> sp. 03	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Russula</i> sp. 04	1	0.0010	0.1111	0.5	1.6121
<i>Sarcoschypha</i> sp. 01	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
<i>Schizophyllum commune</i>	1	0.3820	0.8888	0.5	2.7709
<i>Schizophyllum fasciatum</i>	1	0.0033	0.2222	0.25	1.4755
<i>Scleroderma</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Sparassis</i> sp. 01	1	0.0817	0.1111	0.25	1.4428
<i>Stereum complicatum</i>	1	0.0583	0.4444	0.25	1.7528
<i>Stereum ostrea</i>	1	0.0166	0.3333	0.75	2.1
<i>Stereum</i> sp. 01	1	0.0026	0.1111	0.25	1.3637
<i>Stereum</i> sp. 02	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
<i>Stereum</i> sp. 03	1	0.0026	0.1111	0.25	1.3637
<i>Stropharia</i> sp. 01	1	0.0013	0.1111	0.25	1.3624
<i>Trametes elegans</i>	1	0.0043	0.2222	0.25	1.4765
<i>Trametes</i> sp. 01	1	0.0016	0.1111	0.25	1.3627
<i>Trametes villosa</i>	1	0.0006	0.1111	0.25	1.3617
<i>Tylopilus</i> sp. 01	1	0.0003	0.1111	0.25	1.3614
<i>Xylaria polymorpha</i>	1	0.0687	0.3333	0.5	1.9020
<i>Xylaria</i> sp. 01	1	0.0070	0.1111	0.25	1.3681

<i>Xylaria</i> sp. 02	1	0.0063	0.1111	0.25	1.3674
<i>Xylaria</i> sp. 03	1	0.0033	0.1111	0.25	1.3644

ANEXO B. Fotografías de las especies de macromicetos del ejido Amatitlán, Ocosingo, Chiapas.

Phyllum Ascomycota



Phyllum Basidiomycota





Earliella scabrosa



Fabisporus sanguineus



Gymnopus driophyllus



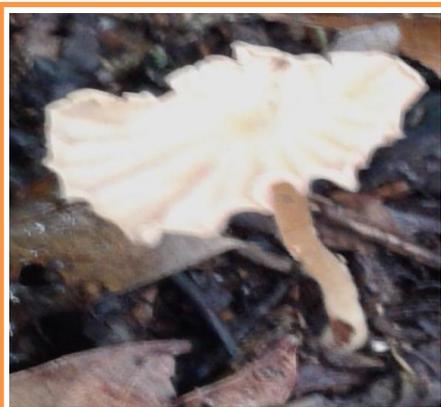
Heimioporus betula



Hygrocybe cantharellus



Hygrophoropsis aurantiaca



Laccaria laccata



Lentinus crinitus



Lentinus tricholoma



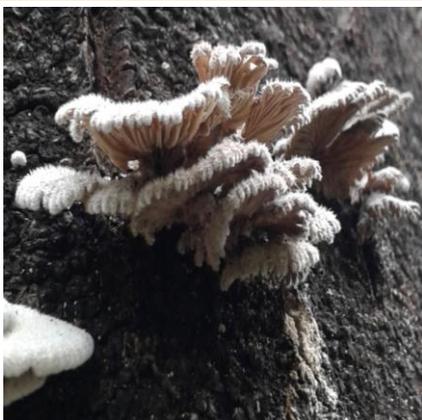
Lenzites betulina



Oudemansiella canarii



Pleurotus djamor



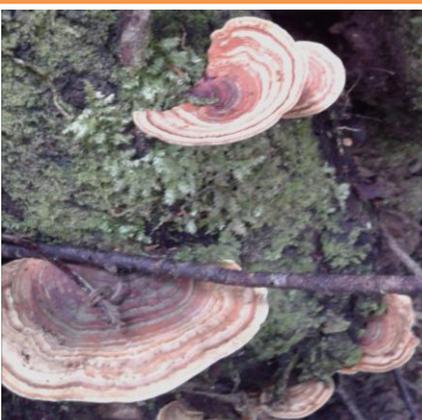
Schizophyllum commune



Schizophyllum fasciatum



Stereum complicatum



Stereum ostrea



Trametes elegans



Trametes villosa