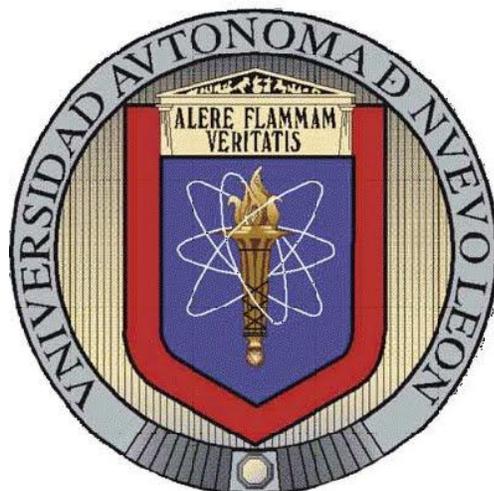


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**RELACIONES ECOLÓGICAS DE LOS MACROMICETOS EN
DIFERENTES TIPOS DE VEGETACIÓN PRESENTES EN LA
ESTACIÓN CIENTÍFICA “BOSQUE ESCUELA”, ITURBIDE, N.L.**

PRESENTA:

Biol. YAZMIN HAILEN UGALDE DE LA CRUZ

TESIS

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

Linares, Nuevo León.

Julio, 2013

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

**Relaciones ecológicas de los macromicetos en diferentes
tipos de vegetación presentes en la estación científica
“Bosque escuela”, Iturbide, N.L.**

Tesis de Maestría

Para obtener el grado de
MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES

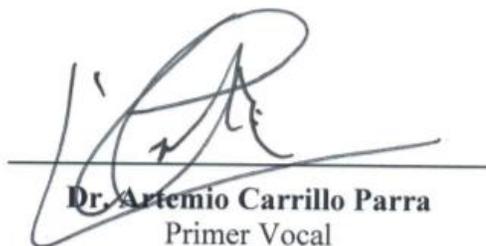
Presentada por:

Biol. Yazmin Hailen Ugalde de la Cruz

Comité de Tesis:



Dr. Fortunato Garza Ocañas
Director



Dr. Artemio Carrillo Parra
Primer Vocal



Dr. José G. Marmolejo Monsivais
Segundo vocal

Dedicatoria

A Dios que nunca me abandona y me da motivos suficientes para no rendirme y seguir adelante.

A mis padres Manuel Ugalde y Josefina de la Cruz por sus incontables sacrificios y sus valiosas enseñanzas de vida que me han guiado en la dirección correcta. Los amo porque son y serán los pilares más fuertes de mi vida.

A mis hermanos y confidentes Irais, Eder, Emir y Miriam, quienes me apoyaron y alentaron a luchar incansablemente por este nuevo objetivo. Gracias familia porque sus muestras de amor y cariño no conocen el tiempo, ni la distancia y es a ustedes a quien dedico este gran logro.

A mi sobrino Emiliano, que con su ternura y hermosa inocencia me ha enseñado el verdadero significado de la vida y a ver el mundo de una forma distinta.

A mis tios, Karina, Hugo, Patricia y José Luis por siempre preocuparse y alentarme a seguir adelante para alcanzar mis objetivos.

A mi gran amor Juan Pablo, por su gran paciencia, infinito amor y apoyo incondicional que me brindó día tras día. Por aceptar este reto y entender el sacrificio que implicaría obtener este logro, que sabes que cada uno de ellos son igualmente tuyos, a ti mil gracias Amor.

Te deseo:

*Que la tierra se haga camino entre tus pasos,
que el viento sople siempre a tus espaldas,
que el sol brille cálido sobre tu rostro,
que la lluvia riegue suavemente tus campos,
y hasta que volvamos a encontrarnos,
que los Dioses te lleven en la palma de sus manos.*



(Antigua oración irlandesa)

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca para realizar mis estudios de posgrado.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León y a la Facultad de Ciencias Forestales por darme la oportunidad de pertenecer al programa de Maestría en Ciencias Forestales.

A mi director de tesis, el Dr. Fortunato Garza Ocañas, por su valiosa amistad y su siempre disposición para orientarme, apoyarme y soportar mis crisis estadísticas. Gracias porque sin su ayuda gran parte de este trabajo no hubiera sido posible.

A mis asesores, el Dr. Artemio Carrillo y el Dr. José Marmolejo, por sus importantes aportaciones y atinadas observaciones en la elaboración de esta investigación.

Agradezco a todos mis profesores del posgrado por compartir sus enseñanzas, por el verdadero aprendizaje en campo

También agradezco a los técnicos del laboratorio, Daniel “Juanito” y Ceci, por regalarme un poco de su tiempo y esfuerzo en las caminatas y colectas en el bosque.

Infinitas gracias a mis compañeros y amigos de la 33^a Generación del Posgrado en Ciencias Forestales, que me ayudaron desinteresadamente en el desarrollo de esta investigación, especialmente a Santiago Torres, José Ángel Sigala, Román Ramírez, Omar Doria, Ernesto Rubio, Alejandro Roblero, Carlos Mora, Carlos Romero y Valeria Valdez

Y por último pero no menos importantes, a mis amigas y casi hermanas, Ana Gabriela López, Esmeralda Méndez y Lourdes Borrego, con las que forme una hermosa familia, siempre alegraron mis días con sus ocurrencias, soportaron mi estrés con la estadística, por esas inolvidables y memorables reuniones y porque estuvieron conmigo en las buenas, en las malas y en las peores. Las llevaré por siempre en mi corazón.

ÍNDICE GENERAL

| | |
|---|-------------|
| DEDICATORIA | I |
| AGRADECIMIENTOS | III |
| ÍNDICE GENERAL | IV |
| ÍNDICE DE FIGURAS | VII |
| ÍNDICE DE CUADROS | VIII |
| RESUMEN | IX |
| ABSTRACT | X |
| CAPÍTULO I | 1 |
| 1. INTRODUCCIÓN | 1 |
| 1.1. GENERALIDADES DE LOS HONGOS | 1 |
| 1.1.1. CLASIFICACIÓN DE LOS HONGOS | 1 |
| 1.1.2. CICLO DE VIDA DE LOS MACROMICETOS | 3 |
| 1.2. IMPORTANCIA BIOLÓGICA Y FUNCIÓN ECOLÓGICA DE LOS HONGOS EN LOS ECOSISTEMAS. | 4 |
| 1.2.1. HONGOS SAPROBIOS | 4 |
| 1.2.2. HONGOS SIMBIONTES | 5 |
| 1.2.3. HONGOS PARÁSITOS | 7 |
| 1.3. DIVERSIDAD | 7 |
| 1.4. LA DIVERSIDAD EN MÉXICO | 9 |
| 1.5. LAS COMUNIDADES VEGETALES Y SU DIVERSIDAD DE MACROMICETOS EN MÉXICO. | 12 |
| HIPÓTESIS | 18 |

| | |
|---|-----------|
| OBJETIVOS | 19 |
| GENERAL | 19 |
| PARTICULARES. | 19 |
| CAPÍTULO II | 20 |
| 2. MATERIALES Y MÉTODOS | 20 |
| 2.1. DIAGRAMA GENERAL DE LA INVESTIGACIÓN. | 20 |
| 2.2. ÁREA DE ESTUDIO | 21 |
| 2.2.1. CLIMA | 21 |
| 2.2.2. SUELO | 21 |
| 2.2.3. GEOLOGÍA | 21 |
| 2.2.4. TOPOLOGÍA | 23 |
| 2.2.5. VEGETACIÓN | 23 |
| 2.3. COLECTA DE MATERIAL BIOLÓGICO | 25 |
| 2.4. ANÁLISIS DE DATOS | 25 |
| 2.4.1. ANÁLISIS TAXONÓMICO | 25 |
| 2.4.2. PARÁMETROS ECOLÓGICOS | 26 |
| 2.4.3. ANÁLISIS DE DIVERSIDAD | 27 |
| CAPÍTULO III | 30 |
| 3. RESULTADOS | 30 |
| 3.1. ANÁLISIS TAXONÓMICO | 30 |
| 3.2. PARÁMETROS ECOLÓGICOS | 43 |
| 3.2.1. ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTANCIA. | 45 |
| 3.3. ANÁLISIS DE DIVERSIDAD | 49 |
| 3.3.1. DIVERSIDAD ALFA (A). | 49 |
| 3.3.1. DIVERSIDAD BETA (B). | 50 |

| | |
|------------------------------|-----------|
| CAPÍTULO IV | 53 |
| 4. DISCUSIÓN | 53 |
| 4.1. ANÁLISIS TAXONÓMICO | 53 |
| 4.2. PARÁMETROS ECOLÓGICOS | 54 |
| 4.3. ANÁLISIS DE DIVERSIDAD | 58 |
| CAPÍTULO V | 62 |
| 5. CONCLUSIONES | 62 |
| LITERATURA CONSULTADA | 65 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Esquema de la clasificación del Reino Fungi. Tomado de Petersen y Laessle (2013)..... | 2 |
| Figura 2. Localización del área de estudio y sitios de muestreo en el Ejido de Santa Rosa, Iturbide, Nuevo León..... | 22 |
| Figura 3. Vegetación presente en cada sitio de estudio dentro del Campus Ecológico, Iturbide..... | 24 |
| Figura 4. Estructuras microscópicas empleadas para la identificación de macromicetos.. | 26 |
| Figura 5. Distribución de las especies de acuerdo a su nivel taxonómico..... | 30 |
| Figura 6. Número de especies de hongos por familia..... | 32 |
| Figura 7. Número de especies de hongos por género..... | 32 |
| Figura 8. Representación gráfica de la comparación de la riqueza de especies fúngicas entre dos años distintos de colecta..... | 42 |
| Figura 9. Proporción de las especies fúngicas en relación a su tipo de hábitat..... | 43 |
| Figura 10. Curvas de acumulación de especies fúngicas de las cuatro comunidades vegetales con base en la superficie muestreada (m ²)..... | 44 |
| Figura 11. Registro del número de especies por número de muestreo, para cada uno de los cuatro tipos de vegetación muestreados, así como el nivel de precipitación..... | 49 |
| Figura 12. Dendrograma de similitud-disimilitud de Bray-Curtis de las cuatro comunidades vegetales, con base en la abundancia de especies..... | 52 |

ÍNDICE DE CUADROS

| | |
|--|----|
| Cuadro 1. Número de categorías taxonómicas en cada phylum..... | 31 |
| Cuadro 2. Lista taxonómica de las especies identificadas en los cuatro tipos de vegetación, especificando su distribución y tipo de hábitat. | 33 |
| Cuadro 3. Especies de hongos registradas en las cuatro comunidades vegetales muestreadas en la Campus Ecológico, Iturbide, Iturbide, Nuevo León. | 36 |
| Cuadro 4. Especies de hongos considerados nuevos registros para Nuevo León. | 42 |
| Cuadro 5. Especies de macromicetos que mostraron los mayores índices de valor de importancia en cada tipo de vegetación. | 46 |
| Cuadro 6. Especies de macromicetos que mostraron los índices del valor de importancia más bajos en los cuatro tipos de vegetación. | 47 |
| Cuadro 7. Comparación de la diversidad y riqueza entre cuatro tipos de vegetación presentes en la Campus Ecológico, Iturbide. | 50 |
| Cuadro 8. Estimación de los valores de t de la prueba pareada de Hutcheson (parte inferior izquierda) y grados de libertad (parte superior derecha), para la comparación de la diversidad de especies entre las cuatro comunidades vegetales con un nivel de significancia (α) de (2) 0.05. | 51 |
| Cuadro 9. Resumen del análisis de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para detectar diferencias entre la riqueza, abundancia y dominancia de las especies de hongos presentes en las cuatro comunidades vegetales. | 51 |

RESUMEN

Cada tipo de vegetación tiene una diversidad de especies de hongos que la caracteriza. Se sabe que existe una relación estrecha entre la diversidad de especies vegetales y de hongos. Sin embargo existen pocos estudios sobre composición de hongos y como estos pueden reflejar la estructura y función de un ecosistema. Este estudio pretende contribuir al conocimiento de las relaciones ecológicas y comprar la diversidad de hongos en cuatro diferentes tipos de vegetación, así como, conocer su relación con el mantenimiento del ecosistema. Se establecieron 15 transectos (20 x 5 m) en cuatro comunidades vegetales, las cuales fueron: Plantación de coníferas, Matorral-chaparral, Bosque pino-encino y Bosque encino, de Junio a Noviembre de 2012. Los ejemplares de hongos se describieron macro y microscópicamente siguiendo las técnicas convencionales de micología. Se estimó el Índice de Margalef (D_{MG}), el índice de Shannon-Wiener (H'), se aplicó una transformación exponencial al valor de Shannon-Wiener (qD), expresado en número de especies efectivas. Debido a que los datos de riqueza absoluta, riqueza específica de Margalef, abundancia y dominancia no presentaron una distribución normal ni una homogeneidad e varianzas, aun con transformaciones de tipo logarítmicas y raíz cuadrada, se empleo la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los tipos de vegetación. Se determinó la similitud/disimilitud mediante un análisis de ordenamiento de Bray-Curtis. Se identificaron 81 especies incluidas en tres divisiones (Ascomycota, Basidiomycota y Myxomycota), 5 clases, 14 órdenes, 32 familias y 53 géneros. El bosque encino presentó el mayor número de especies (47), seguido por el bosque pino-encino (43), la plantación de coníferas (29) y el matorral-chaparral (22). Del D_{MG} , el valor máximo se obtuvo en el bosque encino (6.84), seguido del bosque pino-encino (5.31), plantación de coníferas (4.60) y matorral-chaparral (3.25). Para el H' y qD , los valores más altos se obtuvieron en bosque encino (2.70 y 15.01), seguido de la plantación de coníferas (2.62 y 13.74), bosque pino-encino (2.31 y 9.97) y el matorral-chaparral (2.18 y 8.89). El Análisis de Kruskal-Wallis nos arrojó diferencias significativas en al menos uno de los sitios para la riqueza absoluta, riqueza específica y abundancia ($p < 0.03$). Se obtuvo una similitud del 53.12% entre el bosque encino y matorral-chaparral, una similitud del 31.07% entre bosque encino, matorral-chaparral y plantación de coníferas. La similitud compartida entre las cuatro comunidades fue de 30.14%. La diversidad de especies vegetales y la estructura de la cobertura vegetal condicionan en cierta medida la variación de la condición de humedad y temperatura dentro del bosque y pueden determinar la presencia o ausencia de las taxa fúngicas en las comunidades vegetales estudiadas.

ABSTRACT

Fungal diversity is considered to be different in general terms for every vegetation type and it is well known that there is a very close relationship between plant diversity and fungal diversity. Only a few studies regarding fungal species composition and their relationship to plant communities structure and function have been reported so far. This study aims to generate knowledge on fungal ecological relationships and diversity as related to four vegetation types. Thus, fifteen transects (20 x5) were established in the following vegetation types: Conifer plantation; Thornscrub-Chaparral; Pine-Oak forest and Oak forest during 2012. Fungal species were described macro and microscopically following conventional mycological techniques. Both Margalef (D_{MG}), and Shannon-Wiener (H') indexes were calculated and an exponential transformation for the Shannon-Wiener (qD) value showing the effective number of fungal species was applied. Due to the fact that data on Margalef absolute and specific richness as well as abundance and dominance did not showed a either normal distribution nor a homogeneity on the variance even after a logarithmic transformation and square root, the Kruskal-Wallis non parametric test was used in order to try to detect significant differences between the vegetation types. The Bray-Curtis ordering analysis for similarity and dissimilarity was studied. Eighty one fungal species from 5 classes, 14 orders, 32 families and 53 genera belonging to the Ascomycota, Basidiomycota y Myxomycota divisions were determined. Oak forest showed the greatest number of species (i.e. 47) followed by Pine-Oak forest (43), conifer plantation (29) and Thornscrub-Chaparral (22). Results showed that the highest D_{MG} value occurred in the Oak forest (6.84), followed by the Pine-Oak forest (5.31), conifer plantation (4.60) and Thornscrub-Chaparral (3.25). Also results showed that highest H' y qD values were obtained for Oak forest with (2.70 and 15.01), this was followed by the conifer plantation (2.62 and 13.74), Pine-Oak (2.31 and 9.97) and Thornscrub-Chaparral (2.18 and 8.89). The Kruskai-Wallis analysis showed significative differences in at least one of the sites for absolute richness, specific richness and abundance ($p < 0.03$). Results showed a similarity of 53.12% between Oak forest and Thornscrub-Chaparral and 31.07% for Oak forest, Thornscrub-Chaparral and the Conifer plantation. Shared similarity for the four communities was 30.14%. Plant diversity, structure and cover may have an impact on humidity and temperature variations in the forests and these may determine to a certain extent the presence or absence of fungal species in the vegetation types studied.

CAPÍTULO I

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Generalidades de los hongos

1.1.1. Clasificación de los Hongos

Desde los inicios de la micología, se ha tratado de buscar la clasificación taxonómica más adecuada, que pueda organizar a todas las especies hasta el momento conocidas. Ya sea por medio de los clásicos trabajos taxonómicos o por medio del uso de herramientas más modernas como es el uso de PCR (polymerase chain reaction, por sus siglas en inglés) y secuenciación del ADN de los hongos, aun con el uso de diversas técnicas ya sean clásicas o modernas, la clasificación del Reino Fungi ha sufrido diferentes cambios, y a la fecha, no se cuenta con una clasificación del todo definida para este grupo tan complejo.

La clasificación propuesta por Petersen y Laessle (2013), esquematiza una clasificación general de los hongos (Figura 1). Dentro de esta clasificación los hongos denominados superiores incluyen las phyla Ascomycota y Basidiomycota.

Los hongos que pertenecen al phylum Ascomycota producen sus esporas para su reproducción sexual dentro de una estructura denominada asca. Estas esporas son denominadas ascosporas. Los ascomicetos son capaces de colonizar cualquier hábitat (Guillen *et al.*, 2004;).

Las cuatro clases que incluyen este grupo son las siguientes: Laboulbeniomycetes, Hemiascomycetes (Taphrinales y Endomycetales), Plectomycetes (Onygenales, Eurotiales y Ophiostomatales) e Hymenoascomycetes (Erysiphomycetidae, Pezizomycetidae, Pyrenomycetidae), (Courtecuisse y Duhem, 1995).

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

son llamadas basidias. Usualmente en un extremo poseen unas estructuras denominadas esterigmas, lugar dónde se localizan las basidiosporas. Dentro de esta sub-división comprende de igual forma cuatro clases que son las siguientes: Teliomycetes (Uredinales y Ustilaginales), Phragmobasidiomycetes (Auriculariales y Tremellales), Grupos transicionales (Dacrymycetales y Syzygosporales) y Homobasidiomycetes (Aphyllorphomycetales, Gasteromycetidae y Agaricomycetidae) (Courtecuisse y Duhem, 1995; García *et al.*, 1998; Lodge *et al.*, 2004).

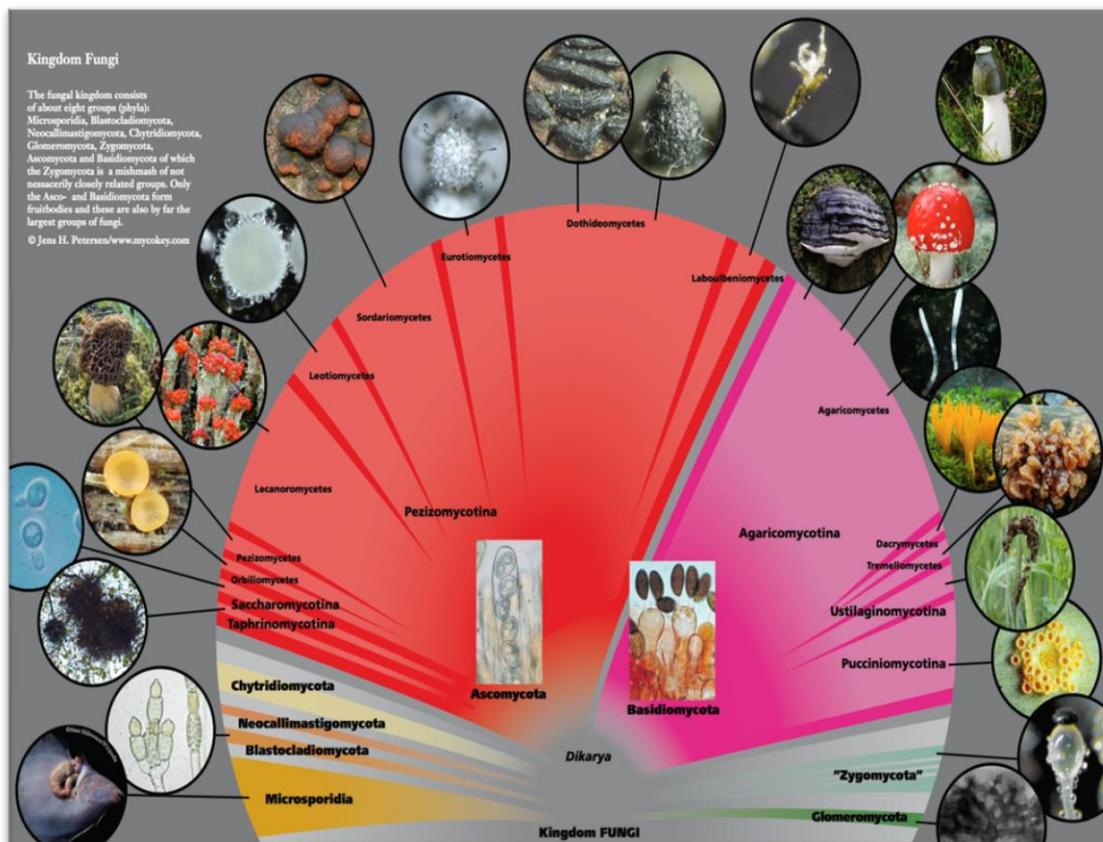


Figura 1. Esquema de la clasificación del Reino Fungi. Tomado de Petersen y Laessle (2013).

El hábitat de los hongos es muy diverso y se presentan en la mayoría de las comunidades vegetales del mundo. Desde la zona fría ártica, hasta los bosques templados y tropicales, así como en las condiciones semiáridas y áridas. Han evolucionado con una estrategia para optimizar los procesos de transporte de nutrientes del suelo hacia la planta (Trappe, 1977).

Los hongos son organismos que constituyen uno de los cinco reinos de la naturaleza, el cual es denominado el Reino Fungi (Mendoza, 2004). Se definen como organismos heterotróficos y eucarióticos que están integrados por filamentos conocidos como hifas, generalmente de color blanco. Que en conjunto se conocen como micelio, el cual constituye la parte vegetativa del hongo. Las hifas son ramificadas y en la mayoría de los casos están constituidas por paredes celulares que contienen quitina y/o celulosa. Las hifas pueden formar un órgano reproductor, esporangio o gametangio. Por lo general se reproducen de manera asexual y sexual (por esporas) (Alexopoulos y Mims, 1985; Castillo, 1987; Herrera y Ulloa, 1998).

1.1.2. Ciclo de vida de los Macromicetos

La reproducción es la formación de nuevos individuos que poseen todas las características típicas de la especie. Como ya se mencionó anteriormente, se conocen dos tipos de reproducción: la sexual y la asexual. La reproducción asexual, no se realiza con la unión de núcleos, de células sexuales ni de órganos sexuales. Por otra parte, la reproducción sexual viene caracterizada por la unión de dos núcleos (Alexopoulos y Mims, 1985; Guillen *et al.*, 2004).

La reproducción asexual es más importante para la propagación de la especie, debido a que permite la producción 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). Por otro lado tenemos la reproducción sexual, la cual tiene lugar mediante la unión de dos núcleos compatibles. El proceso de la reproducción sexual presenta típicamente tres fases distintas. La primera de estas fases se denomina plasmogamia, que encierra dos núcleos haploides en una célula. La segunda fase es la cariogamia, que constituye la fusión

de los dos núcleos, formando un núcleo diploide. La tercera y última fase es la meiosis, que reduce el número de cromosomas en los núcleos hasta el estado haploide (Alexopoulos y Mims, 1985). Se sabe que los hongos son particularmente activos en la parte más superficial del suelo, 10 cm, y a medida que aumenta la profundidad esta disminuye. Para que la reproducción y el desarrollo de un hongo se lleve a cabo de manera adecuada y regular, son necesarias condiciones abióticas óptimas como temperatura (25 a 35°C), humedad relativa alta (70%) y pH ácido (5.5 a 6.5), (Marcano, 1998; Pazos, 2007).

1.2. Importancia biológica y función ecológica de los hongos en los ecosistemas.

Los hongos son el segundo grupo más diverso de individuos, después de los insectos (Hawksworth, 1991). Los hongos desempeñan funciones de suma importancia relacionadas con el reciclaje de la materia orgánica en los ecosistemas (Trape y Luoma, 1992; Martínez, 2008; Montoya *et al.*, 2010). Ecológicamente destacan por los múltiples roles que juegan en los ambientes naturales, lo cual está íntimamente relacionado con su tipo de nutrición. La absorción de nutrientes la realizan a través de la membrana y dependen íntimamente del sustrato donde se desarrollen, siendo capaces de desdoblar materiales orgánicos tan complejos como la celulosa, hemicelulosa y la lignina, componentes más importantes de la hojarasca, constituyendo de 50 a 80% de la materia seca (Valenzuela *et al.*, 2001). Con base en sus características tróficas, los hongos se clasifican en tres niveles tróficos: saprobios, simbioses y parásitos (Martínez, 2008, Marmolejo, 2000, Montoya *et al.*, 2010).

1.2.1. Hongos Saprobios

Este tipo de hongos basan su nutrición en sustancias producidas por la degradación de materia orgánica. Dicho proceso genera la volatilización de carbono, oxígeno e hidrógeno, y la liberación de nitrógeno, fósforo, potasio, azufre, entre otros. Por esta razón juegan un papel de suma importancia en el ecosistema (Martínez, 2008; Canseco, 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 desarrollar esta actividad los hongos han desarrollado una serie de complejos enzimáticos, como se comentó anteriormente, pueden ser capaces de degradar fuentes de carbono complejas como la celulosa, la lignina, o

el almidón y transformarlas en moléculas más sencillas y nutritivas como azúcares y aminoácidos (Ágreda *et al.*, 2010 Herrera, 1998).

Las enzimas que este tipo de hongos producen presentan distinto grado de efectividad en la degradación, la cual está en relación al tipo de sustrato. Mientras algunos hongos aprovechan por igual toda la materia orgánica, otros son más específicos con respecto a la degradación del sustrato (Martínez, 2008). De ahí que en los ecosistemas naturales encontremos hongos lignícolas (crecen sobre madera), terrícolas (crecen sobre la tierra), humícolas (sobre restos vegetales), fimícolas o coprófilos (excretas de animales), prácticolas (en prados), folícolas (en las hojas), cortícolas (sobre corteza de árboles), pirófilos (terrenos previamente quemados), entre otros (García *et al.*, 1998; Montoya *et al.*, 2010; Frutis y Valenzuela, 2009).

Es importante señalar que la descomposición es un proceso largo, y para que esto suceda deben existir las condiciones abióticas idóneas como el clima, la cantidad de humedad en el sustrato y contenido de sustancias tóxicas. Por ejemplo, para la degradación de troncos de grandes dimensiones se pueden requerir más de 300 años, mientras que pequeñas ramas se requieren de entre 2 a 20 años (Ágreda *et al.*, 2010).

Dada la gran cantidad de biomasa vegetal que cada año es producida y captada 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).

1.2.2. Hongos Simbiontes

Dentro de los hongos simbiontes tenemos a los micorrícicos, los cuales establecen asociaciones simbióticas mutualistas con las plantas, formando así lo que se denominan micorrizas. El Término fue propuesto por Frank (1877) y se refiere a la asociación simbiótica entre las hifas de un hongo y las raíces de las plantas. Las micorrizas pueden ser clasificadas en seis tipos: ectomicorrizas, arbusculares o vesículo-arbusculares, arbutoides, monotropoides, ericoides y orquidoides (Harley y Smith 1983). Esta clasificación se

estableció con base en características morfológicas y el taxón simbiote (Ágreda et al., 2010).

Por otro lado, se ha estimado que entre el 85% y el 95% de las especies de plantas vasculares, conocidas en el mundo, pertenecen a familias micorrícicas. Sin embargo, solo del 3 al 5% de dichas plantas establecen asociaciones de tipo ectomicorrícica (Trappe, 1977; Ágreda *et al.*, 2010). A pesar de ser una minoría, su importancia en el mundo forestal es enorme, pues se trata de las familias Pinaceas, Fagaceae, Betulaceae, Salicaceae, entre otras.

Cabe mencionar que los hongos ectomicorrícicos se ubican entre las divisiones Basidiomycota (*Amanita*, *Boletus*, *Lactarius*, *Hebeloma*, etc.) y Ascomycota (*Elaphomyces*, *Tuber*, *Balsamia*, etc.). Muchas especies de los géneros antes mencionados son muy comunes en los bosques. Algunas de estas especies producen carpóforos que son comestibles y de gran importancia en la industria alimenticia, como lo son las trufas, boletos, niscalos, criadillas de tierra, entre otros (Ágreda *et al.*, 2010; Martínez, 2008).

Los hongos ectomicorrícicos son de gran importancia en los ecosistemas ya que favorecen principalmente a la captación de fósforo y nitrógeno (Smith y Read, 2008). Las hifas del hongo absorben el agua y nutrientes del suelo, que difícilmente son movilizados por las raíces de las plantas, y los transportan al manto donde son metabolizados y almacenados, para que posteriormente el sistema de hifas de la red de Hartig transfiera dichos nutrientes a la planta hospedera a cambio de carbohidratos (Paterson *et al.*, 2004; Martínez, 2008; Ágreda *et al.*, 2010).

Además de la importancia alimenticia que puedan 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; Ágreda *et al.*, 2010).

1.2.3. Hongos Parásitos

Los hongos pertenecientes a este tipo pueden vivir en diferentes huéspedes, provocándoles daños que pueden ser menores a muy graves, incluso pueden llegar a matar al hospedero. Cuando provocan enfermedades se les refieren 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 consigue 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 forma que los nutrientes de la planta son desviados hacia el hongo. De este modo la planta no muere, sin embargo sus procesos vitales se ven perjudicados en cierto grado (Guillen *et al.*, 2004, Laessoe y Lincoff, 2002).

A pesar de los daños que puedan causar a los organismos huésped, juegan un papel importante en los ecosistemas, ya que afectan la competencia entre especies vegetales actuando, como factores equilibradores del ecosistema. Abren espacios en el bosque, generan microhábitats que permiten el desarrollo de otras especies, producen cambios en la composición, tamaños y distribución de las especies dentro de la población vegetal, lo que genera una mayor diversidad.

1.3. Diversidad

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 primisas: 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, contienen un número moderado de especies comunes, muy pocas abundantes y un número relativamente elevado son raras (Magurran, 1989).

El concepto de biodiversidad de manera general se refiere a la variabilidad de la vida; incluye los ecosistemas terrestres y acuáticos, los complejos ecológicos de los que forman parte, así como la diversidad entre las especies y dentro de cada especie. La biodiversidad abarca, por lo tanto, tres niveles de expresión de variabilidad biológica: ecosistemas, especies y genes (Neyra y Durand, 1998). Con base en la mayor o menor diversidad, en el mundo existen 12 países denominados megadiversos, entre ellos México, estos países megadiversos albergan en conjunto entre 60 y 70% de la biodiversidad del planeta (Challenger y Soberon, 2008). La diversidad se refiere a una condición de la variedad de formas de vida, en donde se consideran dos elementos: número de especies y distribución de estas en la comunidad, así mismo los complejos ecológicos de los que forma parte, esto incluye: diversidad dentro de las especies, entre especies y de ecosistemas (Moreno, 2001).

Es necesario mencionar que las comunidades no se encuentran aisladas ni mucho menos en un entorno neutral. En las unidades geográficas y en cada uno de los paisajes, existe un número variable de comunidades (Moreno, 2001). Es por ello que para comprender los cambios en la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, se ha hecho una división de la diversidad en tres componentes: diversidad alfa (α), diversidad beta (β) y diversidad gamma (γ) (Whittaker, 1972), lo que permite monitorear y evaluar de manera más adecuada los cambios de la diversidad a tres escalas. La diversidad α o diversidad puntual, se refiere al número de especies presentes en un lugar. Las diferencias en el número de especies podrían ocurrir en el espacio. Por otro lado la diversidad β mide las diferencias (el recambio) entre las especies de dos puntos, dos tipos de comunidades o dos paisajes, por último, la diversidad γ se define como el número de especies del conjunto de sitios o comunidades que integran un paisaje (Halffter y Moreno, 2005).

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 diversidad o heterogeneidad de especies, es una característica ampliamente aceptada como organización ecológica y los niveles de diversidad biológica son el resultado de las interacciones entre múltiples factores tales como: características bióticas y abióticas, relaciones entre especies, disturbios y otras propiedades de estructura y dinámica de los ecosistemas. Se dice que una comunidad tiene una alta diversidad si las especies presentes tienen similar abundancia, lo cual indica a una comunidad compleja, y cuando la comunidad está compuesta de un mínimo de especies o si solamente unas pocas especies son abundantes, la diversidad de especies es baja (Moreno, 2001; Mireles, 2007).

1.4. La diversidad en México

México es un país de gran diversidad biológica debido a que en él convergen dos regiones biogeográficas, la Neártica y la Neotropical. En ellas la variedad de climas y una compleja historia geológica y biológica promueven el desarrollo de las especies. Estos factores han contribuido a formar un mosaico de condiciones ambientales y microambientales, que promueven una gran variedad de hábitats y de formas de vida (Neyra y Durand, 1998; García-Jiménez, 1999; Challenger y Soberón, 2008).

En los casi dos millones de kilómetros cuadrados que abarca el territorio mexicano (1.5% de la superficie emergida del planeta) se encuentra alrededor del 10% de la diversidad biológica del mundo (Alanís, 2010). Se estima que deben de existir entre 25,000 y 30,000 especies de plantas vasculares, lo que representa entre un 6 y 8% de las especies del planeta (García-Jiménez, 1999). En el territorio mexicano se encuentran representados muchos

tipos de vegetación reconocidos en el mundo y hay una gran variedad en las formas biológicas de la flora (Challenger y Soberon, 2008).

Con el fin de simplificar la heterogeneidad ecológica y facilitar el reconocimiento de grandes discontinuidades en el paisaje a escala nacional, Rzedowski (2006) clasificó la vegetación en 10 tipos diferentes: bosque tropical perennifolio, bosque tropical subcaducifolio, bosque tropical caducifolio, bosque espinoso, bosque mesófilo de montaña, bosque de coníferas, bosque de *Quercus*, matorral xerófilo, pastizal y vegetación acuática y subacuática (Flores y Gerez, 1994; Neyra y Durand, 1998; Rzedowski, 2006).

De manera particular el bosque de coníferas incluye 4 subtipos de vegetación: bosque “cultivado”, bosque de oyamel, bosque de pino y bosque de pino-encino. Tomando como un conjunto a los bosques de coníferas, estos abarcan cerca del 15% del territorio de país y más de 90% de esta superficie corresponde al bosque de pinos o Bosque mixto (pinos y encinos) (Rzedowski, 2006). Este último se caracteriza por ser una comunidad siempre verde, los elementos de este tipo de bosque tienen una altura que va de los 8 a los 40 m, esta vegetación posee generalmente tres estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo). Se encuentran en un gradiente que va desde el nivel del mar hasta los 3000 msnm, en los lugares donde se desarrolla este tipo de vegetación, el clima predominante es de templado semihúmedo a frío. Generalmente los suelos son ricos en materia orgánica, profundos a pedregosos, con un pH ácido (Rzedowski, 2006).

La similitud de las exigencias ecológicas de los pinares y los encinares da como resultado que los dos tipos de bosques ocupen nichos muy similares, que se desarrollen con frecuencia uno al lado del otro, formando intrincados mosaicos y complejas interrelaciones sucesionales que a menudo se presenten en forma de bosques mixtos. Además cabe mencionar que México posee la mayor diversidad de pinos (*Pinus*) y encinos (*Quercus*) en el mundo (Alanís, 2010; Baca, 2000; Richardson, 2000)

Es de suma importancia saber que los bosques son indispensables para el mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas y para la regulación del clima del planeta (Inventario Nacional de Bosques Nativos, 2005), son uno de los depósitos más importantes de

diversidad biológica terrestre, forman un sistema natural complejo que, junto a los mares y océanos, constituyen el sustento esencial para la vida en la tierra. El conjunto de bosques tropicales, templados y boreales ofrece hábitats muy diversos para las plantas, los animales y los microorganismos. (FAO, 2011).

De acuerdo a la definición de la FAO (2011), “Bosque”, es la tierra que abarca más de 0.5 hectáreas, con cubierta de árboles cuya altura es superior a 5 metros y con una cubierta de copas de al menos 10%, o árboles capaces de alcanzar estos límites mínimos in situ.

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). 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-Ocañas *et al.*, 2002).

De manera particular los hongos son organismos degradadores de materia orgánica y juegan un papel ecológico importante en la naturaleza, al participar activamente en los procesos de reciclaje de la materia orgánica, en la formación y conservación del suelo. Además mantienen el equilibrio de los ecosistemas naturales a través de sus relaciones con otros organismos (Díaz *et al.*, 2005). 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).

Diferentes especies de hongos ectomicorrícicos muestran preferencias por distintas condiciones edáficas relacionadas con la humedad, profundidad, presencia de hojarasca, y naturaleza del substrato (Buscardo *et al.*, 2009). 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). Sin embargo cabe destacar que la actividad de los hongos en el suelo de bosques templados es importante por la estrecha relación que tienen con el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos, particularmente en el ciclo del carbono. Esta actividad puede ser alterada por distintos tipos de disturbios que modifican el componente vegetal de los ecosistemas y comunidades, además de que cambian el componente edáfico, reducen la biomasa y la diversidad de las poblaciones fúngicas (Neary *et al.*, 1999; Martínez *et al.*, 2005; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2008; Alanís, 2010).

Y es debido a los graves problemas de deterioro del entorno; que el manejo, utilización y conservación de la biodiversidad debería ser una de las prioridades del ser humano en la actualidad. Así mismo los estudios sobre biodiversidad a nivel mundial han considerado muy poco o nada a los hongos. Se calcula que hay miles de especies de hongos y que estas ocupan el segundo lugar en cantidad de especies después de los insectos (Guzmán, 1995).

La diversidad fúngica en México es muy grande, debido a la posición biogeográfica que este país tiene. Además su intrincada orografía favorece una gran variedad de climas, lo que ocasiona el complejo mosaico vegetal que cubre el territorio nacional. Se conocen actualmente más de 6,000 especies de hongos en México, dicha cifra se encuentra repartida en aproximadamente 2,000 micromicetos y 4,000 macromicetos incluyendo en estos últimos líquenes y mixomicetos (Guzmán, 1995; Buscardo *et al.*, 2009; Pardavé *et al.*, 2007).

1.5. Las comunidades vegetales y su diversidad de macromicetos en México.

El mantenimiento de la diversidad de los hongos y de los procesos del ecosistema en ambientes heterogéneos es importante cuando estos ecosistemas se encuentran bajo estrés, lo que afecta considerablemente la diversidad fúngica. Por otro lado el comportamiento de los hongos puede ser modificado en ecosistemas con cierto grado de disturbio. Por lo que se ha planteado que los factores principales que determinan la distribución de las especies son las fuerzas externas abióticas (como el clima y el suelo) y bióticas (interacciones), así como la historia de los disturbios y sus propiedades intrínsecas, tales como su habilidad de

dispersión y sus tasas de extinción e incluso especiación (Chaudhary *et al.*, 2008). En base a lo anterior se considera que la composición de hongos de un sitio en particular, es un indicador de la estructura y función del un ecosistema (Quiñonez *et al.*, 2008). Sin embargo existen muy pocos trabajos que relacionen la diversidad y riqueza fúngica comparando distintos tipos de vegetación en un área determinada.

A manera de antecedentes tenemos que los trabajos sobre hongos y su ecología son escasos, la mayoría se han dirigido hacia grupos muy específicos como los trabajos de García y Garza (2001), Montaña *et al.*, (2006), Valenzuela *et al.*, (2006), Rodríguez (2009), Romero-Bautista *et al.*, (2010), Beug (2011) y Salinas-Salgado *et al.*, (2012), o hacia especies particulares como los trabajos de Pérez-Silva *et al.*, (2006), Bandala *et al.*, (2008), Aguilar-Cruz y Villegas (2010), Mendel *et al.*, (2010), Valenzuela (2011) y Raymundo *et al.*, (2012). Por otro lado tenemos que, otra parte de los estudios que implican la ecología de hongos, está relacionada más específicamente a los hongos micorrícicos, por mencionar algunos trabajos están el de Garza *et al.*, (1985), Garza (1986), Garza *et al.*, (2002), Estrada (2004), Mendoza (2004), Quiñonez (2007) y Chávez-León *et al.*, (2009), también cabe mencionar que otros están dirigidos hacia su importancia económica (Garibay-Origel *et al.*, 2009; Martínez, 2008).

Existen algunos estudios, donde diversos autores han calculado la riqueza y/o diversidad de hongos comparando distintas comunidades vegetales en diferentes estados del país, con el fin de ampliar el conocimiento sobre el funcionamiento ecológico y la distribución de los hongos en los ambientes naturales. A continuación se hace mención de algunos de los trabajos que han contribuido de forma importante sobre el rol que juegan los hongos como parte de la dinámica en los ecosistemas.

En la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, Heredia (1989) estableció un estudio dónde analizó la distribución, el sustrato e importancia de 126 especies de hongos en un gradiente altitudinal entre 240 y 1400 m.s.n.m., en cuatro tipos de vegetación: Bosque Tropical Subcaducifolio, Bosque Mesófilo de Montaña, Bosque Encino-Pino y zona de transición entre Bosque Mesófilo de Montaña y Bosque Encino-Pino. Encontró que del

total de especies identificadas 102 pertenecieron a la subdivisión Basidiomycotina, 19 Ascomycotina y 5 Myxomycetes. Siendo los hongos de la subdivisión Basidiomycotina los mejor representados en los cuatro tipos de vegetación. El Bosque Mesófilo de Montaña presentó el mayor número de especies (89) seguido en orden decreciente el Bosque Encino-Pino, la zona de transición, y finalmente el Bosque Tropical Subcaducifolio (47, 45 y 31 especies, respectivamente). Además encontró una mayor abundancia de especies lignícolas saprobias en la zona tropical en comparación con las zonas templadas. Aunado a esto el Bosque Mesófilo presentó una riqueza considerable de hongos desarrollándose sobre troncos tirados, del total de especies el 50% fueron colectados sobre madera en diferentes estados de descomposición.

En el Estado de Aguascalientes, en el Área Protegida de Sierra Fría, Pardavé y Terán (1999), determinaron la densidad y frecuencia de especies de macromicetos en dos localidades de Bosque de encino durante dos años (1996 y 1997). La diferencia del número de especies comparando ambos años, demostró que en el 96' en ambas localidades fue por mucho superior (Localidad del Norte 65 especies y 51 para la localidad Sur), en comparación con los resultados de 1997 (Localidad Norte 10 especies y 5 especies para la localidad Sur). Las densidades y frecuencias de las especies igualmente fueron superiores para el año de 1996. Los altos valores obtenidos en este estudio se relacionaron directamente con el alto nivel de precipitación (359.2 mm) registrado en 1996, en comparación con el nivel de precipitación (235.8 mm) registrado para el año 1997.

Díaz *et al.*, (2005), determinaron la flora micológica en bosques de encino y pino-encino en el estado de Durango. Encontraron un total de 123 especies, de las cuales 27 fueron comestibles, seguido en orden decreciente los micorrizógenos y los patógenos forestales (25 y 20, respectivamente). En menor proporción fueron los micopatógenos y fimícolas (2 y 1, respectivamente). Con lo que respecta a los hongos lignícolas, estos fueron los más abundantes con 51 especies. Por último encontraron que las familias mejor representadas fueron: Polyporaceae (34%), Hymenochaetaceae (13.8%), Amanitaceae (6.5%), Boletaceae (5.7%) y Tricholomataceae (4.8%).

Entre los límites estatales de Querétaro y Guanajuato, se encuentra el cerro El Zamorano, donde Landeros y colaboradores, (2006), registraron y analizaron la distribución de un total de 130 especies de macromicetos en tres tipos de vegetación desarrollados en El Zamorano, bosque de *Quercus*, de *Abies religiosa* y bosque de *Abies-Quercus*. Del total de especies registradas 9 se ubicaron adscritas a los Ascomycotina y el resto a Basidiomycotina. La mayor riqueza fúngica (123 especies) se presentó en el bosque de *Abies-Quercus*, mientras que en el bosque de *Abies* solo se presentaron 66 especies. También es importante destacar que en el sustrato en el que predominaron los hongos fue en el húmico-terrácola con un 68.5% de especies, seguido de las lignícolas 29.2%. De dichas especies húmico-terrácolas el 74.2% fueron micorrizógenas.

Villarruel y Cifuentes (2007), trabajaron en la cuenca del río Magdalena Contreras, en el Distrito Federal, generaron un listado de macromicetos de un total de 309 morfoespecies y 84 a nivel de especie. Dicho listado se obtuvo de muestreo de tres tipos de vegetación: bosque *Abies religiosa*, bosque de *Pinus hartwegii* y un bosque mixto (*Abies*, *Cupressus*, *Pinus* y *Quercus*). Siendo en este último donde se registraron el mayor número de morfoespecies (167), el bosque de *Abies* 102 morfoespecies y el de *Pinus* solo 94. Además encontraron que las familias mejor representadas en bosque de *Abies* son, en orden decreciente, Tricolomataceae, Cortinariaceae, Russulaceae y Amanitaceae. Y con respecto a la similitud de especies entre los tres tipos de vegetación, esta resultó por debajo del 27%.

Vázquez (2008), estimó la riqueza de macromicetos en el Municipio de Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca, y analizó patrones de diversidad y productividad en cuatro localidades con distinta altitud y tipo de vegetación, los cuales fueron: bosque de pino y bosque pino-oyamel (3120 msnm), bosque encino-pino (2900 msnm), bosque de encino (2245 msnm) y bosque de encino chaparro (2100 msnm). El número de especies registradas por localidad en 800m² fue de 314, 280, 165 y 136 respectivamente. Además encontró una relación positiva entre la riqueza específica y la productividad con la altitud. Por otro lado los hongos lignícolas tuvieron en las cuatro localidades la mayor proporción de biomasa y riqueza, mientras que en sitios con mayor altitud la abundancia de los hongos micorrícicos fue

superior. Las Familias Stereaceae, Polyporaceae, Cortinariaceae y Tricholomataceae fueron las que mayor riqueza de especies presentaron por localidad.

López-Eustaquio *et al.*, (2010), hicieron un registro de la micobiota que se desarrolla en diferentes tipos de vegetación presentes en la Reserva Ecológica “Corredor Biológico Chichinautzin”, en Morelos. Encontraron un total de 340 especies, incluidas en 123 géneros. Siendo las familias mejor representadas: Tricholomataceae (60 especies), Boletaceae (36), Amanitaceae (22), Strophariaceae (22), Russulaceae (20), Cortinariaceae (18), Polyporaceae (16), Agaricaceae (14), Coprinaceae (14) y Hervellaceae (10). De las comunidades vegetales exploradas, encontraron que los bosque de coníferas fueron lo mas representados por su extensión y abundancia.

Actualmente el conocimiento sobre la diversidad de hongos en el Campus Ecológico Iturbide es escaso. El único estudio relacionado con riqueza y diversidad de hongos que se tiene registrado para esta área es el trabajo de Marmolejo (2000), es el único desarrollado en Iturbide, Nuevo León, en el área del “Bosque Escuela”, actualmente llamado “Campus Ecológico Iturbide” de la UANL. Hace una comparación de la riqueza y diversidad de las especies en dos tipos de vegetación, Bosque de pino y Bosque de encino ubicados en el Parque Ecológico Chipinque en Monterrey y en el “Bosque Escuela” en Iturbide. Registró un total de 115 taxa, 86 para el Bosque escuela y 66 para Chipinque. La diversidad fúngica comparando ambos tipos de vegetación, la mayor diversidad se obtuvo en la vegetación de encino. También observó una mayor diversidad en la localidad en la localidad del Bosque Escuela, comparada con la obtenida en el Parque Chipinque. Dicha diferencia de diversidad la asoció a la cercanía de la urbe y los niveles de contaminación a los que está expuesto el Parque Chipinque, aunado al comportamiento atípico de las precipitaciones.

Debido a la notable escases de estudios micológicos, hace notar la necesidad por conocer la diversidad fúngica e incrementar el conocimiento sobre los hongos, principalmente su relación con el mantenimiento del ecosistema y como indicadores de la condición existente en el mismo. Por lo que se necesitan estudios en los distintos tipos de vegetación relacionándolos con la diversidad de las especies fúngicas, así como comparar las

condiciones de disturbio que se pueden presentar por la presencia de paseantes, por la tala, incendios, etcétera. Por lo que se requieren investigaciones que engloben los tipos de vegetación y el disturbio mediante la aplicación de índices de medición de diversidad, y riqueza, y su relación con ciertos disturbios y la intensidad de estos.

HIPÓTESIS

La diversidad y riqueza de macromicetos, presentes en cuatro tipos diferentes de vegetación, se verá afectada por las condiciones bióticas y abióticas que predominen, viéndose reflejado en la similitud y disimilitud fúngica entre cada comunidad vegetal.

OBJETIVOS

General

Este estudio tuvo como objetivo conocer las relaciones ecológicas y comparar la diversidad fúngica de los diferentes tipos de vegetación, basado en los factores ambientales y biológicos presentes en las cuatro comunidades vegetales, de la estación científica “Bosque escuela”, Iturbide, Nuevo León.

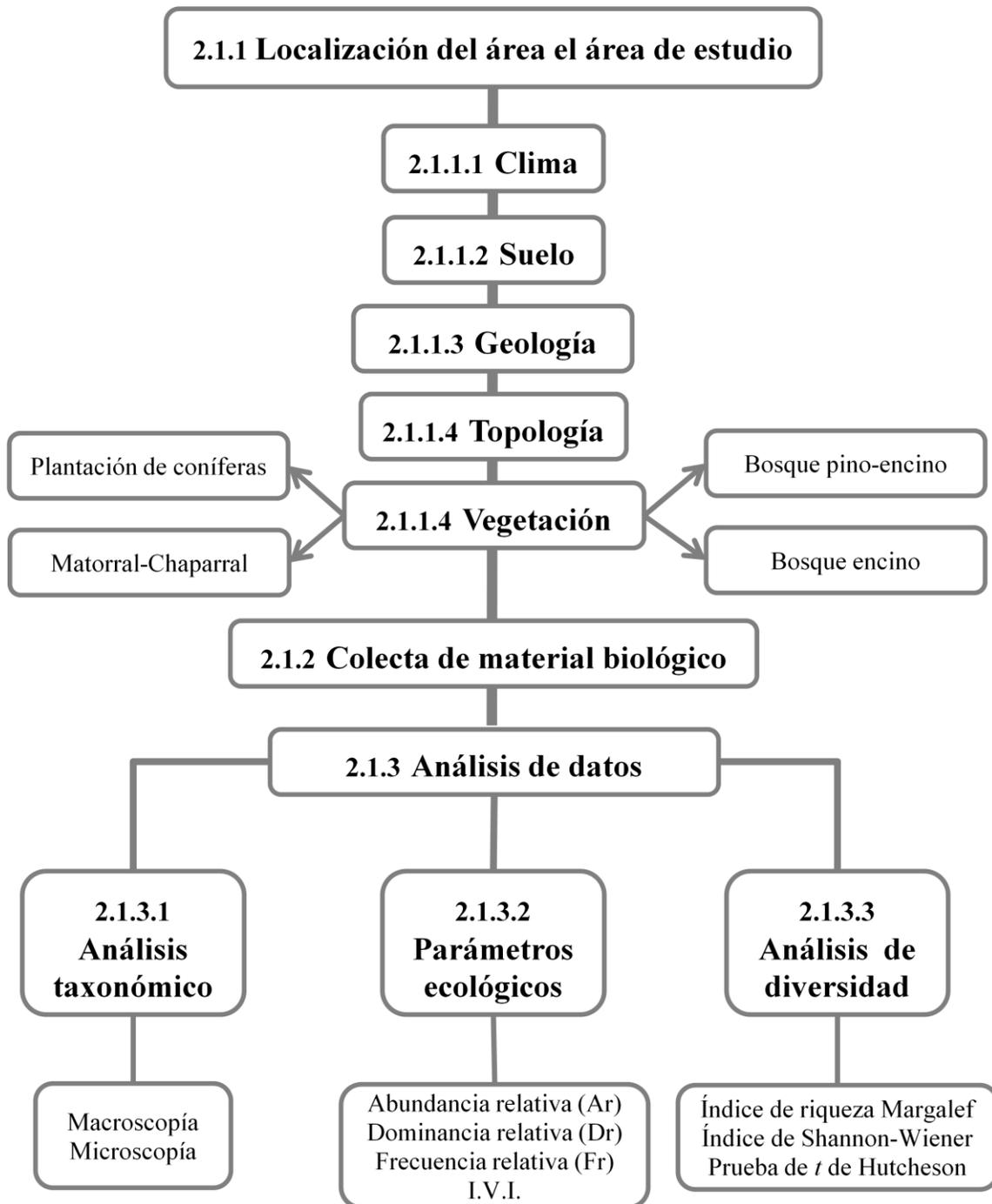
Particulares.

1. Identificar las especies fúngicas asociadas a los cuatro diferentes tipos de vegetación (Plantación coníferas, Matorral-chaparral abierto, Bosque mixto pino-encino y Bosque encino) presentes en el área de estudio.
2. Comparar la diversidad fúngica encontrada en cada uno de los cuatro tipos de vegetación (Plantación coníferas, Matorral-chaparral abierto, Bosque mixto pino-encino y Bosque encino).
3. Determinar la riqueza de especies de macromicetos asociadas a cada uno de los cuatro tipos de vegetación.
4. Estimar el Índice de Valor de Importancia de las especies fúngicas, de cada una de las cuatro comunidades vegetales.
5. Estimar las similitud y disimilitud de especies fúngicas, considerando las condiciones bióticas y abióticas de cada una de las cuatro comunidades vegetales muestreadas.

CAPÍTULO II

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Diagrama general de la investigación.



2.2. Área de estudio

Esta investigación se llevó a cabo en la estación científica “Bosque escuela” actualmente llamado “Campus Ecológico, Iturbide” de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL). Es una propiedad de 1,035 has, cerca del Ejido de Santa Rosa, ubicada a 15 km al Sureste del Municipio de Iturbide, Nuevo León, México, en las coordenadas de los 24° 43' N y 99° 52' longitud O, a una altura entre 1,250 y 1,925 msnm, en la Sierra Madre Oriental (Synnott y Marroquín, 1987; Marmolejo 2000; Himmelsbach, 2010) (Figura 2).

2.2.1. Clima

El clima que predomina en el área de acuerdo a la clasificación de Köppen (1931) es del tipo BS1hw, seco con lluvias en verano. La precipitación media anual es de 620 mm. Las dos temporadas de mayor precipitación ocurren en Junio y Septiembre. Los inviernos generalmente son secos, con tormentas y ondas frías ocasionales del Norte, alcanzando temperaturas de hasta -10°C. La temperatura promedio anual es de 18°C, sin embargo durante el periodo más cálido la temperatura puede llegar hasta los 35°C en verano (Marmolejo 2000; Cantú y González, 2002.).

2.2.2. Suelo

El tipo de suelo que predomina en el área de estudio corresponde a la clase kastañozem cálcico, de textura limosa en el suelo superficial y arcilloso limosa en el subsuelo, con altos contenidos de nutrientes minerales tales como K, Fe, Mn, Cu, así como bajos contenidos de Zn y P. El pH que predomina en el área es moderadamente alcalino (7.5 – 8.5), con bajos contenidos de materia orgánica y nitrógeno (Cantú y González, 2002).

2.2.3. Geología

La geología del área consiste en lutitas y calizas del Cretácico Superior, junto con depósitos sedimentarios recientes, Eflorescencias de Jurásico y Cretácico inferior se encuentran en las laderas de los alrededores (Synnott y Marroquín, 1987; Marmolejo, 2000).

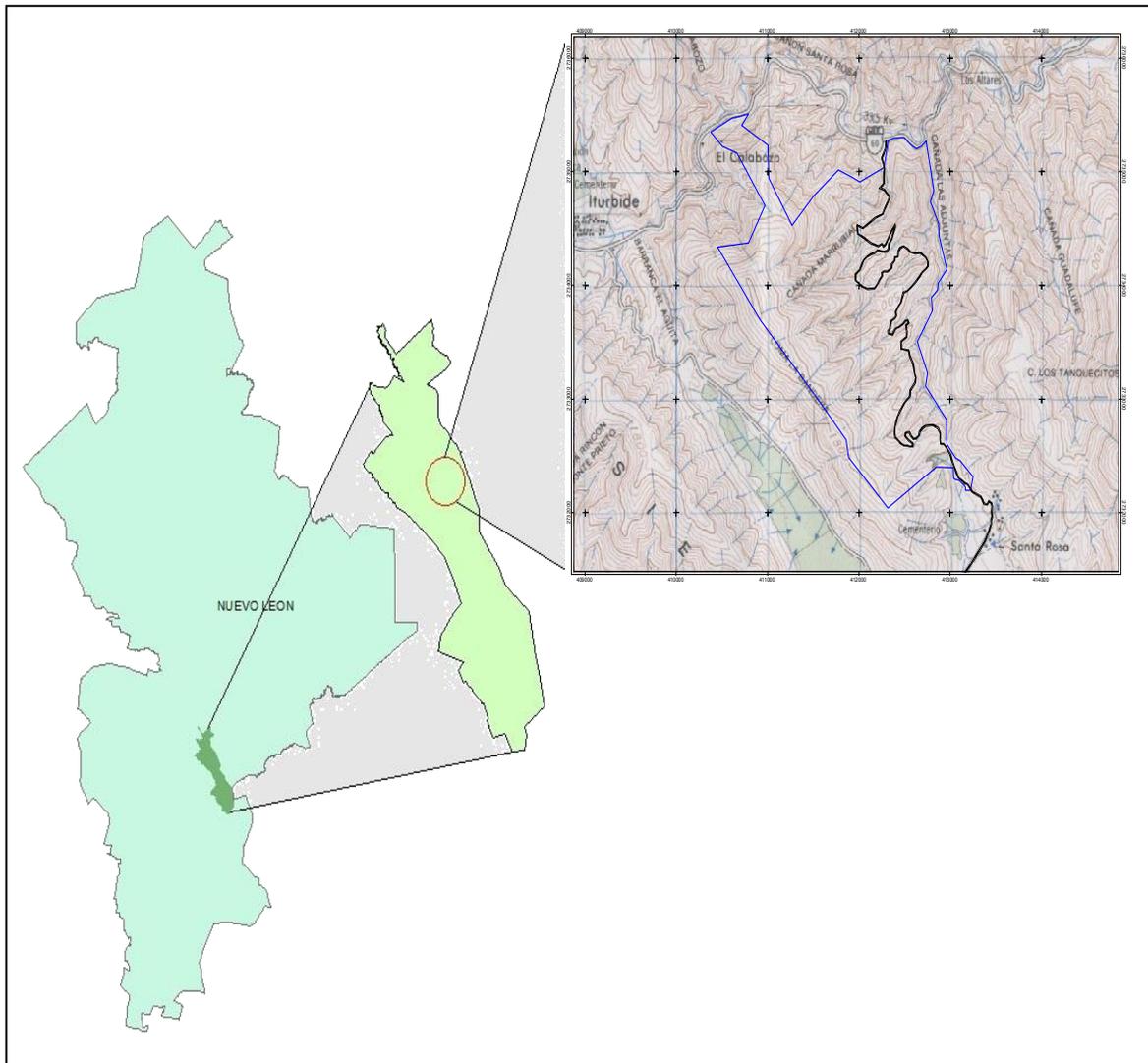


Figura 2. Localización del área de estudio y la ubicación de los sitios de muestreo en el Ejido de Santa Rosa, en el Municipio de Iturbide, Nuevo León, México.

2.2.4. Topología

La topografía es muy accidentada, con pendientes generalmente de 30-70% y con crestas de caliza con pendientes menores. El espectro de suelos de acuerdo a Woerner (1990) es muy amplio y diversificado. Los suelos tienen en común un contenido considerable de carbonatos, muy afectados por procesos de erosión o acumulación debido al relieve muy acentuado del terreno y se muestran, según su espesor, como suelos estratificados (Marmolejo, 2000; Cantú y González, 2002).

2.2.5. Vegetación

Dentro del Campus Ecológico, Iturbide, de acuerdo a Synnott y Marroquín (1987) se distinguen las siguientes comunidades con sus transiciones, basados en su estructura y en las especies de árboles dominantes: Bosque de cañón, Bosque de encinos, Bosque de encinos-fresno-cedro, en caliza, Bosque de pino, Rodales de cedro y Matorral-Chaparral bajo, abierto.

Sin embargo para el desarrollo de este estudio se ubicaron cuatro sitios correspondientes a cuatro tipos de vegetación distintos, que son los siguientes:

Sitio 1.- Plantación de coníferas. Las especies presentes son: *Pinus greggii*, *Pinus pseudostrobus*, *Pinus teocote*, *Abies vejarii* y *Juniperus fláccida*. Está ubicado en las coordenadas 24° 42' 22.9" N y 99° 52' 45.1" O, a una altitud de 1610 msnm, (Figura 3a)

Sitio 2.- Matorral-Chaparral abierto. Éste sitio se localiza en las coordenadas 24° 42' 23.9" N y 99° 51' 44.3" O, a una altitud de 1,620 msnm, (Figura 3b).

Sitio 3.- Bosque mixto de pino-encino. Está ubicado en las coordenadas 24° 42' 29.8" N y 99° 51' 43.5" O, a una altitud de 1,631 msnm, (Figura 3c).

Sitio 4.- Bosque de encino. Está ubicado en las coordenadas 24° 42' 27.9" N y 99° 51' 51.3" O, a una altitud de 1,646 msnm, (Figura 3d).



Figura 3. Vegetación presente en cada sitio de estudio, Campus Ecológico, Iturbide. De la Universidad Autónoma de Nuevo León. a) Sitio 1: Plantación de coníferas, b) Sitio 2: Matorral-chaparral abierto, c) Sitio 3: Bosque mixto pino-encino y d) Sitio 4: Bosque de encino.

2.3. Colecta de material biológico

Para la colecta del material biológico, se establecieron en forma aleatoria 15 transectos de 5 x 20 m por cada una de las comunidades estudiadas. El periodo de colecta fue de Junio a Noviembre del 2012, concentrando los esfuerzos de colecta en los periodos de mayor precipitación. El material biológico colectada consistió en todos los esporomas de macromicetos (mayores a 0.5 cm) encontrados dentro de cada transecto. De cada espécimen colectados se registró la fecha, el número de sitio, el número de transecto, el número de individuos, así como las especies arbóreas y arbustivas asociadas. Además se registraron las características macroscópicas en fresco, que con el tiempo y el transporte pudieran cambiar como: la forma, el color, la textura, la altura, el diámetro, el hábitat y registro fotográfico del material. Los esporomas se transportaron en bolsas de papel encerado para su posterior deshidratación.

2.4. Análisis de datos

2.4.1. Análisis taxonómico

Los ejemplares colectados se montaron temporalmente por medio de reacciones químicas con KOH al 5%, solución de Melzer y/o rojo Congo, de cada una de los especímenes se hizo un análisis macroscópico y microscópico (Figura 4). La identificación se hizo con claves y bibliografía especializada como Mata (2003), Wright y Albertó (2006), Barron (1999), Laessoe y Lincof (2002), García y Sánchez (2009), Phillips (1981), Rodríguez *et al.*, (2002), Mueller *et al.*, (2004), Furci (2007), Pompa *et al.*, (2011) y García *et al.*, (1998). Así mismo se consultaron páginas de internet las cuales se enlistan enseguida: Index Fungorum (2013), Macrofungi of Costa Rica (Halling y Mueller, 2009), Mycology Resources (Bates, 2012), The Fungi of California (Wood y Stevens, 2012), Rogers Mushrooms (Phillips, 2001), Hongos de Costa Rica (INBio, 2013), Mushrooms Expert (Kuo, 2006), A photo fungi (Fenwick, 2013) y Mushroom Observer (Rockefeller, 2013).

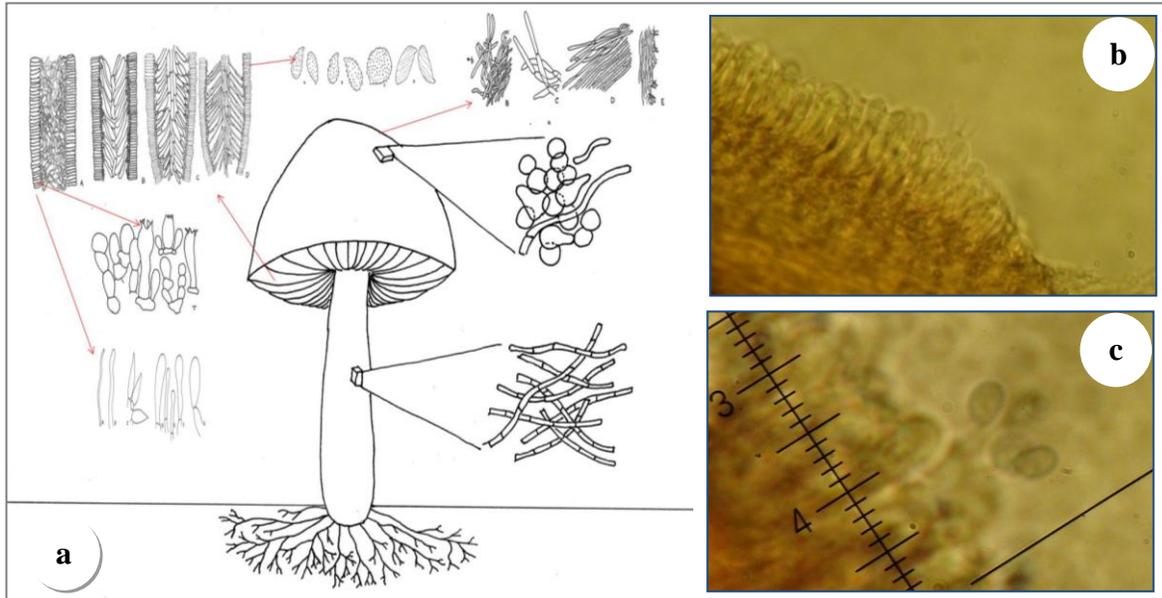


Figura 4. Estructuras microscópicas empleadas para la identificación de macromicetos. a) Esquema de estructuras microscópicas de un hongo, b) Cistidios y b) Basidio con esporas sostenidas en los esterigmas.

2.4.2. Parámetros ecológicos

El papel de las especies dentro de cada una de las comunidades muestreadas se evaluó utilizando indicadores ecológicos como abundancia, dominancia y frecuencia relativas, así como, índice de valor de importancia (Magurran, 2004). La estimación de la abundancia relativa se determinó con la siguiente fórmula:

$$Ar = \frac{n}{N} * 100 \quad [1]$$

Dónde n es el número de individuos de la especie i y N corresponde al número total de individuos. La dominancia relativa se evaluó mediante:

$$Dr = \frac{a_i}{A} * 100 \quad [2]$$

Dónde a_i es el área del píleo de la especie i y A es el área total del píleo. Por otro lado tenemos que la frecuencia es el número de veces en que una especie está representada, para

obtener el valor de cada especie colectada por comunidad vegetal, se aplicó la siguiente fórmula:

$$Fr = \frac{m}{M} * 100 \quad [3]$$

Dónde m es la frecuencia de la especie i en las comunidades de muestreo y M es la sumatoria de las frecuencias de las especies en las comunidades de muestreo. Finalmente el índice de valor de importancia (IVI) se calculó con la siguiente expresión:

$$IVI = Ar + Dr + \quad [4]$$

En dicha fórmula se integran los valores de la abundancia relativa, dominancia relativa y frecuencia relativa.

2.4.3. Análisis de diversidad

Una vez identificadas las especies de hongos encontradas en cada una de las cuatro comunidades vegetales, se hizo la estimación de la diversidad α mediante el índice de riqueza específica de Margalef:

$$D_{MG} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)} \quad [5]$$

Dónde S es el número de especies presentes y N es el número total de individuos. Para la evaluación de la abundancia relativa se usó el índice de Shannon-Wiener (Shannon, 1948; Moreno, 2001), mediante las siguientes ecuaciones:

$$H' = \sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i) \quad [6]$$

$$J' = \frac{H'}{H'} \quad [7]$$

$$H'_{MAX} = \ln S \quad [8]$$

Dónde S es el número de especies presentes, \ln es el logaritmo natural y p_i es la proporción de las especies $p_i = n_i/N$; dónde n_i es el número de individuos de la especie i , N es el número total de individuos y H'_{MAX} es el máximo valor posible de diversidad. A los datos que se obtuvieron del índice de Shannon-Wiener se les aplicó una transformación de tipo exponencial para determinar el valor de la diversidad expresado en número de especies efectivas ${}^qD = \exp(H')$ (Moreno *et al.*, 2011). Para determinar si había diferencias significativas de diversidad entre las cuatro comunidades se hicieron pruebas pareadas entre las cuatro comunidades vegetales empleando la prueba de t propuesta por Hutcheson (1970), (Zar, 2010) dada por la ecuación 9 y con grados de libertad estimados con la ecuación 10.

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)} \quad [9]$$

$$df = \frac{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^2}{\left[(\text{Var}H'_1)^2/N_1 \right] + \left[(\text{Var}H'_2)^2/N_2 \right]} \quad [10]$$

Dónde $H'n$ representa el valor del índice de diversidad del sitio y $\text{Var}H'n$ representa la varianza en la diversidad del sitio, (Zar, 2010). Para la estimación de la varianza se empleó la fórmula 11, (Magurran, 1989):

$$\text{Var}H' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum \ln p_i)^2}{N} \cdot \frac{S-1}{2N^2} \quad [11]$$

Los datos de la riqueza absoluta, riqueza específica de margalef, abundancia y dominancia fueron transformados logarítmicamente y sometidos a un análisis de normalidad mediante la prueba de Shapiro-Wilks, para hacer un análisis de varianza, sin embargo, no se detectó una homogeneidad de varianza ni una distribución normal. Por lo cual se procedió a la aplicación de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis mediante el software STATISTICA v.7 (SatatSoft.Inc. 2004). Para la determinación de la diversidad β con base

en la similitud/disimilitud, se hizo un análisis de ordenamiento de Bray-Curtis (Alanís, 2010). Los resultados se expresan gráficamente mediante un dendrograma mostrando la similitud o disimilitud entre las comunidades vegetales muestreadas. Dicho análisis se hizo empleando el paquete computacional *BioDiversity profesional Version 2*.

CAPÍTULO III

3. RESULTADOS

3.1. Análisis taxonómico

El número total de especies de macromicetos colectadas en las cuatro comunidades vegetales (Plantación de coníferas, Matorral-chaparral, Bosque pino-encino y Bosque encino) dentro del área de estudio fue de 81 especies. Los tres phyla, Ascomycota, Basidiomycota y Myxomycota estuvieron representadas por seis, 73 y dos especies respectivamente. La totalidad de las especies identificadas corresponden a cinco clases, 14 órdenes, 32 familias y 53 géneros (Figura 5).

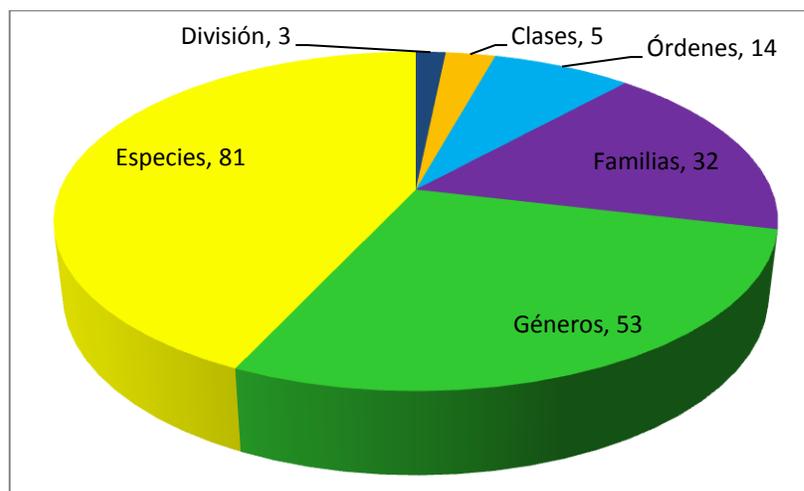


Figura 5. Distribución de las especies de acuerdo a su nivel taxonómico.

El phylum Basidiomycota tuvo mayor representación a nivel de especie con un total de 73 especies, lo mismo para nivel de generó, familia y orden con 46, 27 y 10, respectivamente. En orden de importancia le siguió el phylum Ascomycota con un total de seis especies, las cuales corresponden a cinco géneros, tres familias y dos órdenes, tanto este phylum como el Basidiomycota presentaron solo dos clases. Finalmente en el phylum Myxomycota se incluyeron dos especies, las cuales se integran en dos géneros, dos familias, dos órdenes y una clase, siendo éste último phylum el que tuvo menor representación (Cuadro 1).

Cuadro 1. Número de categorías taxonómicas en cada phylum.

| Phylum | Clases | Órdenes | Familias | Géneros | Especies |
|---------------|---------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|
| Ascomycota | 2 | 2 | 3 | 5 | 6 |
| Basidiomycota | 2 | 10 | 27 | 46 | 73 |
| Myxomycota | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Total | 5 | 14 | 32 | 53 | 81 |

Las familias que tuvieron un mayor número de especies, en orden descendente fueron Marasmiaceae (13), Tricholomataceae (11), Polyporaceae (5) Hymenochaetaceae, Mycenaceae y Xylariaceae (con 4 especies cada una) y Fomitopsidaceae, Inocybaceae y Strophariaceae (3 especies cada una). Las siguientes 15 familias, Agaricaceae, Aulariaceae, Auriculariaceae, Botryobasidiaceae, Coriolaceae, Cortinariaceae, Diplocystidiaceae, Hyaloscyphaceae, Physalacriaceae, Physaraceae, Pleurotaceae, Rutstroemiaceae, Schizoporaceae, Trichiaceae y Typhulaceae presentaron una sola especie (Figura 6).

Los géneros que tuvieron un número mayor de especies, en orden descendente fueron: *Marasmius* (7), *Collybia* (5), *Mycena* (4), *Clitocybe*, *Crepidotus*, *Gymnopus* y *Phellinus* (con 3 especies cada una), por otro lado *Daedalea*, *Entoloma*, *Geastrum*, *Hypoxylon*, *Omphalina*, *Schizophyllum* y *Stereum* (con 2 especies cada una). Del total de 53 géneros, 39 solo presentaron una sola especie, las cuales fueron *Antrodia*, *Astraeus*, *Auricularia*, *Baeospora*, *Biscogniauxia*, *Botryobasidium*, *Byssomerulius*, *Ceriporia*, *Crucibulum*, *Dacrymyces*, *Dacryopinax*, *Dendrophora*, *Diplomitoporus*, *Exidia*, *Flammulina*, *Fuligo*, *Galerina*, *Gloeoporus*, *Gymnopilus*, *Heliocybe*, *Hexagonia*, *Hohenbuehelia*, *Hydnochaete*, *Lachnellula*, *Marasmiellus*, *Metatrachia*, *Panus*, *Peniophora*, *Perenniporia*, *Phaeocollybia*, *Psilocybe*, *Resupinatus*, *Rhodocollybia*, *Rutstroemia*, *Schizopora*, *Steccherium*, *Trichaptum*, *Typhula* y *Xylaria* (Figura 7).

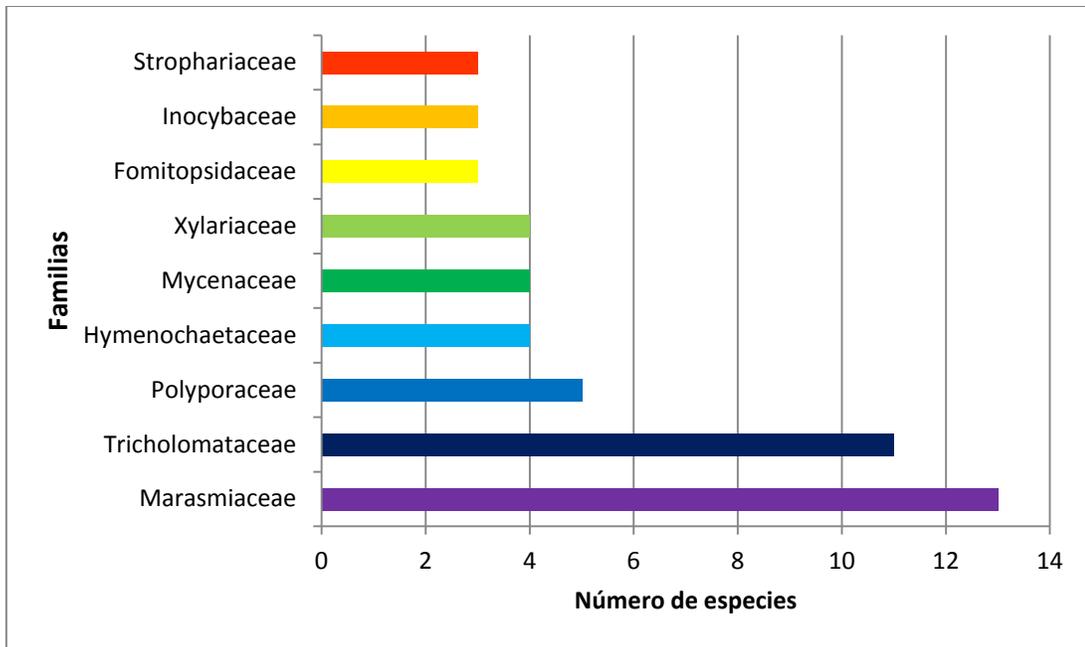


Figura 6. Número de especies de hongos por familia.

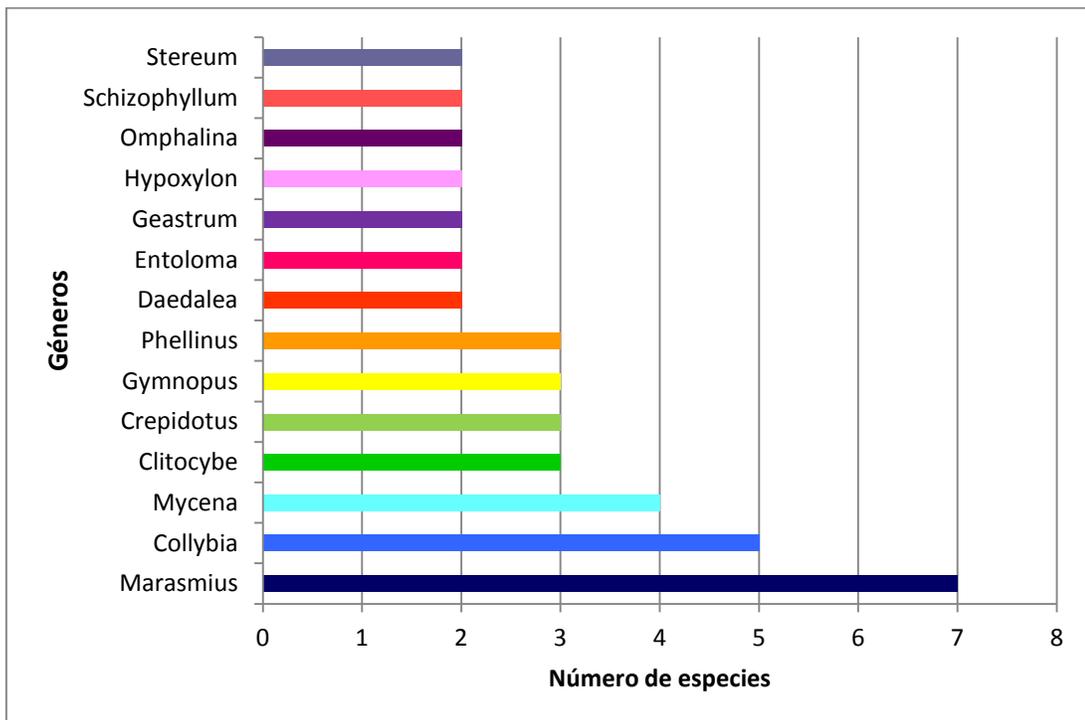


Figura 7. Número de especies de hongos por género.

Cuadro 2. Lista taxonómica de las especies identificadas en los cuatro tipos de vegetación, especificando su distribución y tipo de hábitat.

| Phylum: Ascomycota | | | | | | | |
|------------------------------|-----------------|-----------------------------------|---------|--------------|----|-----|----|
| Orden | Familia | Especie | Hábitat | Distribución | | | |
| | | | | I | II | III | IV |
| Helotiales | Hyaloscyphaceae | <i>Lachnellula agassizii</i> | L | | | | ● |
| | Rutstroemiaceae | <i>Rutstroemia</i> sp. | L | ● | | | ● |
| Xylariales | Xylariaceae | <i>Biscogniauxia atropunctata</i> | L | | | | ● |
| | | <i>Hypoxylon multiforme</i> | L | ● | | ● | ● |
| | | <i>Hypoxylon</i> sp. | L | ● | | | ● |
| | | <i>Xylaria hypoxylon</i> | L | | | | ● |
| Phylum: Basidiomycota | | | | | | | |
| Orden | Familia | Especie | Hábitat | Distribución | | | |
| | | | | I | II | III | IV |
| Agaricales | Agaricaceae | <i>Crucibulum laevis</i> | L | ● | | | |
| | Cortinariaceae | <i>Phaeocollybia</i> sp. | H | ● | | | |
| | Entolomataceae | <i>Gymnopus dryophilus</i> . | H | ● | | | |
| | | <i>Entoloma</i> sp. | H | | | ● | |
| | Inocybaceae | <i>Crepidotus mollis</i> | L | | | | ● |
| | | <i>Crepidotus</i> sp. | L | | | | ● |
| | | <i>Crepidotus variabilis</i> | L | | | | ● |
| | Marasmiaceae | <i>Baeospora myosura</i> | H | | | ● | |
| | | <i>Gymnopus androsaceus</i> | H | ● | ● | ● | ● |
| | | <i>Gymnopus dryophilus</i> | H | ● | ● | ● | ● |
| | | <i>Gymnopus quercophilus</i> | H | ● | ● | ● | ● |
| | | <i>Marasmiellus ramealis</i> | H | | | ● | ● |
| | | <i>Marasmius cohaerens</i> | H | ● | | | |
| | | <i>Marasmius corbariensis</i> | L | | ● | | |
| | | <i>Marasmius epiphyllus</i> | H | | | ● | ● |
| <i>Marasmius rotula</i> | | L | | | ● | | |
| <i>Marasmius scorodonius</i> | H | ● | ● | ● | ● | | |
| <i>Marasmius siccus</i> | H | ● | | | | | |

| Phylum: Basidiomycota | | | | | | | |
|------------------------------|---------------------------|--|---------|--------------|----|-----|----|
| Orden | Familia | Especie | Hábitat | Distribución | | | |
| | | | | I | II | III | IV |
| Agaricales | Mycenaceae | <i>Marasmius</i> sp. | L | | ● | | |
| | | <i>Rhodocollybia</i> sp. | H | | | ● | |
| | | <i>Mycena epipterygia</i> | H | | | ● | |
| | | <i>Mycena epipterygia</i> var. <i>viscosa</i> | H | | | ● | |
| | | <i>Mycena galopus</i> | H | | | ● | ● |
| | | <i>Mycena osmundicola</i> | H | ● | ● | ● | ● |
| | Physalacriaceae | <i>Flammulina velutipes</i> | H | | | ● | |
| | Pleurotaceae | <i>Hohenbuehelia atrocoerulea</i> | L | | | | ● |
| | Schizophyllaceae | <i>Schizophyllum commune</i> | L | ● | ● | | |
| | | <i>Schizophyllum umbrinum</i> | L | ● | | ● | ● |
| | Strophariaceae | <i>Galerina</i> sp. | H | | | ● | |
| | | <i>Gymnopillus</i> sp. | L | | | ● | |
| | | <i>Psilocybe coprophila</i> | F | ● | | | |
| | Tricholomataceae | <i>Clitocybe dealbata</i> | H | ● | | ● | |
| | | <i>Clitocybe odora</i> | H | | | ● | |
| | | <i>Clitocybe</i> sp. | H | ● | | ● | |
| | | <i>Collybia fusipes</i> | H | | | ● | |
| | | <i>Collybia polyphylla</i> | H | ● | | ● | |
| | | <i>Collybia dryophylla</i> | H | ● | | | |
| | | <i>Collybia</i> sp. | H | | | ● | |
| | | <i>Collybia subnuda</i> | L | ● | | | |
| | | <i>Omphalina pyxidata</i> | H | | | | ● |
| | | <i>Omphalina</i> sp. | H | | | | ● |
| <i>Resupinatus alboniger</i> | | L | ● | ● | | ● | |
| Typhulaceae | <i>Typhula erythropus</i> | L | | | | ● | |
| Auriculariales | Aulariaceae | <i>Auricularia auricula</i> | H | | ● | ● | ● |
| | Auriculariaceae | <i>Exidia glandulosa</i> | L | | ● | ● | ● |
| Boletales | Diplocystidiaceae | <i>Astraeus hygrometricus</i> | T | | ● | ● | |
| Cantharellales | Botryobasidiaceae | <i>Botryobasidium curtisii</i> | L | | | ● | ● |
| Dacrymycetales | Dacrymycetaceae | <i>Dacrymyces palmatus</i> | L | ● | ● | ● | ● |

| Phylum: Basidiomycota | | | | | | | |
|-------------------------|-------------------|--------------------------------|---------|--------------|----|-----|----|
| Orden | Familia | Especie | Hábitat | Distribución | | | |
| | | | | I | II | III | IV |
| Dacrymycetales | Dacrymycetaceae | <i>Dacryopinax spathularia</i> | L | ● | ● | ● | ● |
| Geastrales | Geastraceae | <i>Geastrum saccatum</i> | H | | | ● | |
| | | <i>Geastrum minus</i> | H | | | ● | |
| Hymenochaetales | Hymenochaetaceae | <i>Hydnochaete</i> sp. | L | | | | ● |
| | | <i>Phellinus ferruginosus</i> | L | | | | ● |
| | | <i>Phellinus gilvus</i> | L | | | | ● |
| | | <i>Phellinus igniarius</i> | L | | ● | | ● |
| | Schizoporaceae | <i>Schizopora paradoxa</i> | L | | | | ● |
| Polyporales | Fomitopsidaceae | <i>Antrodia</i> sp. | L | | ● | ● | |
| | | <i>Daedalea quercina</i> | L | | | | ● |
| | | <i>Daedalea elegans</i> | L | | ● | | |
| | Meruliaceae | <i>Gloeoporus dichrous</i> | L | | | | ● |
| | | <i>Steccherinum</i> sp. | L | | ● | | ● |
| | Phanerochaetaceae | <i>Byssomerulius corium</i> | L | | | ● | ● |
| | | <i>Ceriporia spissa</i> | H | | | ● | |
| | Polyporaceae | <i>Poria lindbladii</i> | L | ● | ● | ● | ● |
| | | <i>Heliocybe sulcata</i> | L | | ● | | |
| | | <i>Hexagonia tenuis</i> | L | | | | ● |
| | | <i>Panellus stipticus</i> | L | | | ● | |
| <i>Perenniporia</i> sp. | | L | | | | ● | |
| Poriales | Coriolaceae | <i>Trichaptum biforme</i> | L | ● | ● | ● | ● |
| Russulales | Peniophoraceae | <i>Dendrophora albobadia</i> | L | ● | | | ● |
| | | <i>Peniophora</i> sp. | L | | | | 1 |
| | Stereaceae | <i>Stereum hirsutum</i> | L | ● | | ● | |
| | | <i>Stereum ostrea</i> | L | | ● | | ● |
| Phylum: Myxomycota | | | | | | | |
| Orden | Familia | Especie | Hábitat | Distribución | | | |
| | | | | I | II | III | IV |
| Physarales | Physaraceae | <i>Fuligo septica</i> | L | | | | ● |
| Trichiales | Trichiaceae | <i>Metatrachia vesparium</i> | L | | | | ● |

Comunidad vegetal: I= Plantación de coníferas, II= Matorral-chaparral, III= Bosque pino-encino y IV= Bosque encino.

Hábitat: H= Humícola, L= Lignícola, T= Terrícola y F= Fimícola.

A continuación se muestran ilustraciones de las 81 especies de macromicetos registradas en los cuatro tipos de vegetación en el Campus Ecológico, Iturbide (Cuadro 3).

Cuadro 3. Especies de hongos registradas en las cuatro comunidades vegetales muestreadas en la Campus Ecológico, Iturbide, Iturbide, Nuevo León.





Crepidotus variabilis



Baeospora myosura



Gymnopus androsaceus



Gymnopus dryophilus



Gymnopus quercophilus



Marasmiellus ramealis



Marasmius cohaerens



Marasmius corbariensis



Marasmius epiphyllus



Marasmius scorodonius



Marasmius siccus



Marasmius sp



Rhodocollybia sp



Mycena eipterygia



Mycena eipterygia var. viscosa



Mycena galopus



Mycena osmundicola



Flammulina velutipes



Hohenbuehelia atrocoerulea



Schizophyllum commune



Schizophyllum umbrinum



Galerina sp.



Gymnopilus sp.



Psilocybe coprophila



Clitocybe dealbata



Clitocybe odora



Collybia fusipes



Clitocybe sp.



Collybia polyphylla



Collybia dryophylla



Collybia subnuda



Omphalina pyxidata



Omphalina sp



Resupinatus alboniger



Typhula erythropus



Auricularia auricula



Exidia glandulosa



Astraeus hygrometricus



Botryobasidium curtisii



Dacrymyces palmatus



Dacryopinax spathularia



Geastrum saccatum



Geastrum minimus



Hydnochaete sp



Phellinus ferruginosus



Phellinus gilvus



Phellinus igniarius



Schizopora paradoxa



Antrodia sp.



Daedalea quercina



Daedalea elegans



Gloeoporus dichrous



Steccherinum sp.



Byssomerulius corium



Ceriporia spissa



Poria lindbladii



Heliocybe sulcata



Hexagonia tenuis



Panellus stipticus



Perenniporia sp



Trichaptum biforme



Dendrophora albobadia



Peniophora sp



Stereum hirsutum



Stereum ostrea

División Myxomycota



Fuligo septica



Metatrachia vesparium

Se hizo una comparación entre la riqueza de hongos obtenida en este estudio y la reportada por Marmolejo (2000), de colectas de 1997. De dicha comparación se destaca que de las 81 especies de hongos aquí reportadas, 31 son igualmente citadas por Marmolejo, sin embargo tenemos que 50 especies no figuran en las colectas de 1997, así mismo, de las 155 especies reportadas por Marmolejo (2000) 124 no fueron registradas en este estudio (Figura 8).

Cabe señalar que de las especies que fueron identificadas en este estudio, 20 especies son nuevos registros para el estado de Nuevo León, de las cuales 19 perteneces al phylum Basidiomycota y una especie a Ascomycota (Cuadro 4).

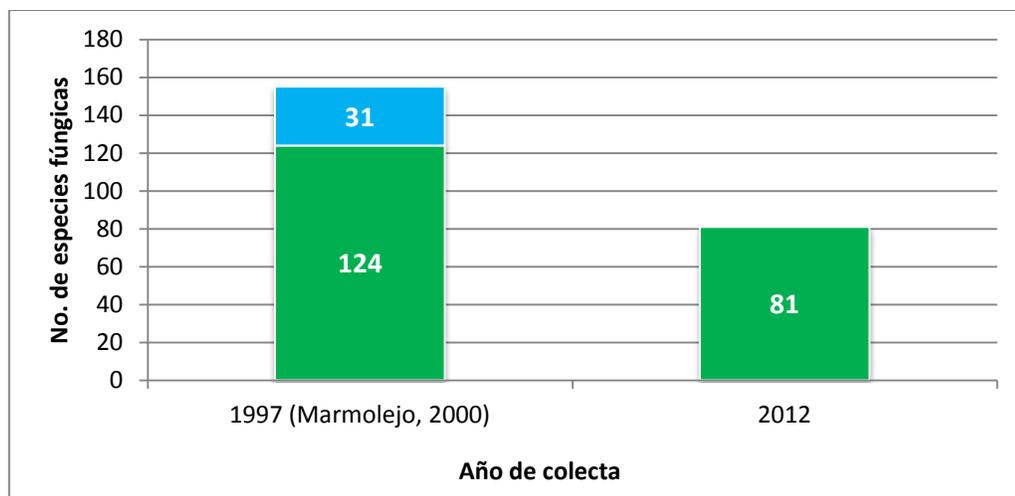


Figura 8. Representación gráfica de la comparación de la riqueza de especies fúngicas entre dos años distintos de colecta.

Cuadro 4. Especies de hongos considerados nuevos registros para Nuevo León.

| Phylum | Orden | Familia | Especie |
|-------------------------|------------------------------|---------------------------|--------------------------------|
| Ascomycota | Helotiales | Rutstroemiaceae | <i>Rutstroemia</i> sp. |
| Basidiomycota | Agaricales | Cortinariaceae | <i>Phaeocollybia</i> sp. |
| | | Inocybaceae | <i>Crepidotus variabilis</i> |
| | | Marasmiaceae | <i>Gymnopus quercophilus</i> |
| | | | <i>Marasmius scorodonius</i> |
| | | | <i>Marasmius siccus</i> |
| | | | <i>Marasmius corbariensis</i> |
| | | Mycenaceae | <i>Mycena osmundicola</i> |
| | | Tricholomataceae | <i>Collybia polyphylla</i> |
| | | | <i>Collybia subnuda</i> |
| | | | <i>Omphalina pyxidata</i> |
| | <i>Resupinatus alboniger</i> | | |
| | Typhulaceae | <i>Typhula erythropus</i> | |
| | Auriculariales | Auriculariaceae | <i>Exidia glandulosa</i> |
| | Cantharellales | Botryobasidiaceae | <i>Botryobasidium curtissi</i> |
| | Hymenochaetales | Hymenochaetaceae | <i>Phellinus ferruginosus</i> |
| | Polyporales | Phanerochaetaceae | <i>Byssomelulius corium</i> |
| <i>Ceriporia spissa</i> | | | |
| Polyporaceae | | <i>Heliocybe sulcata</i> | |
| Russulales | Peniophoraceae | <i>Peniophora</i> sp. | |

3.2. Parámetros ecológicos

Se encontró que el mayor número de especies se presentó en el bosque de encino (47 especies), seguido por el bosque de pino-encino (43), la plantación de coníferas (29) y el matorral-chaparral abierto (22). Las especies *Gymnopus androsaceus*, *Gymnopus dryophilus*, *Gymnopus quercophilus*, *Marasmius scorodoni*, *Dacrymyces palmatus*, *Dacryopinax spathularia*, *Poria lindbladii*, *Mycena osmundicola* y *Trichaptum bifforme* fueron registradas en las cuatro comunidades muestreadas.

Con base en el tipo de hábitat en el que se desarrollan, encontramos que los hongos más abundantes son los lignícolas con 49 especies (58%), seguido por las especies humícolas con un total de 34 especies (40%), las especies fimícola y las terrícola, solo registraron una especie para cada uno (Figura 9). La distribución por tipo de vegetación de los diferentes hábitats, se encontró que la plantación de coníferas, el matorral-chaparra abierto y el bosque de encino mostraron los valores más altos en el número de hongos lignícolas (15, 14 y 35 especies, respectivamente), siendo este último el que presentó el mayor número de especies lignícolas, además no se encontró especies de hábito terrícola, ni fimícola. Por otro lado, el bosque pino-encino presentó el valor más alto con las especies de hábitos humícolas (27 especies).

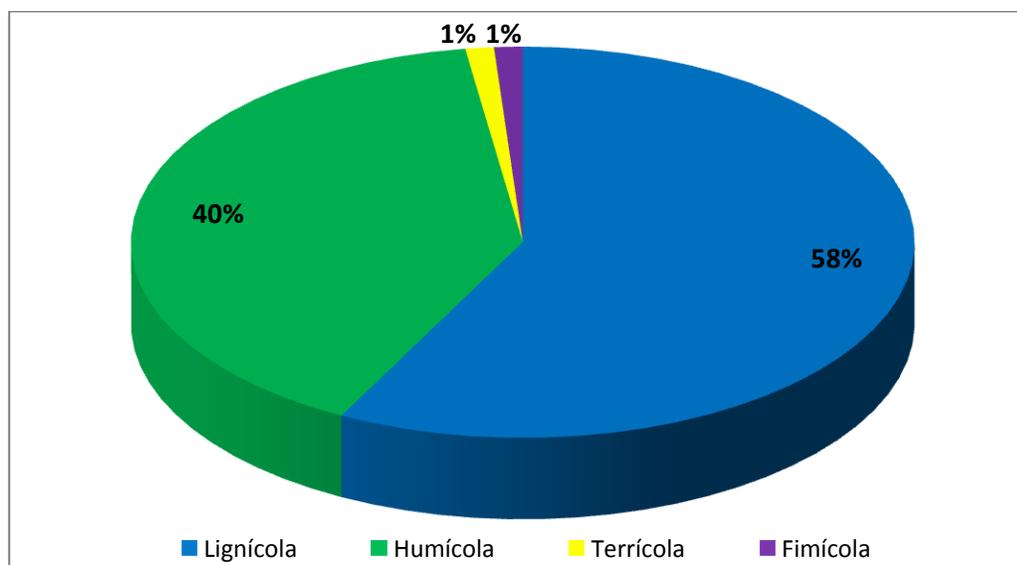


Figura 9. Proporción de las especies fúngicas en relación a su tipo de hábitat.

En lo que respecta a la curva de acumulación de especies, La Figura 10 nos muestra la tendencia de acumulación de especies en una superficie de 1,500 m² para cada una de las cuatro comunidades vegetales. Se puede observar que el mayor valor de riqueza de especies se registró en el bosque de encino (47 especies), seguido por el bosque pino-encino (43), la plantación de coníferas (29) y el matorral-chaparral (22). Sin embargo, ninguna de las cuatro curvas mostró una asíntota, a excepción de la curva que corresponde a la vegetación de tipo matorral-chaparral la cual a los 900 m² se estabilizó, ya que no se registró ninguna especie adicional después de esa superficie muestreada en este sitio. Además se puede observar que las curvas presentan cambios bruscos ante la presencia o ausencia de más especies en los sitios muestreados.

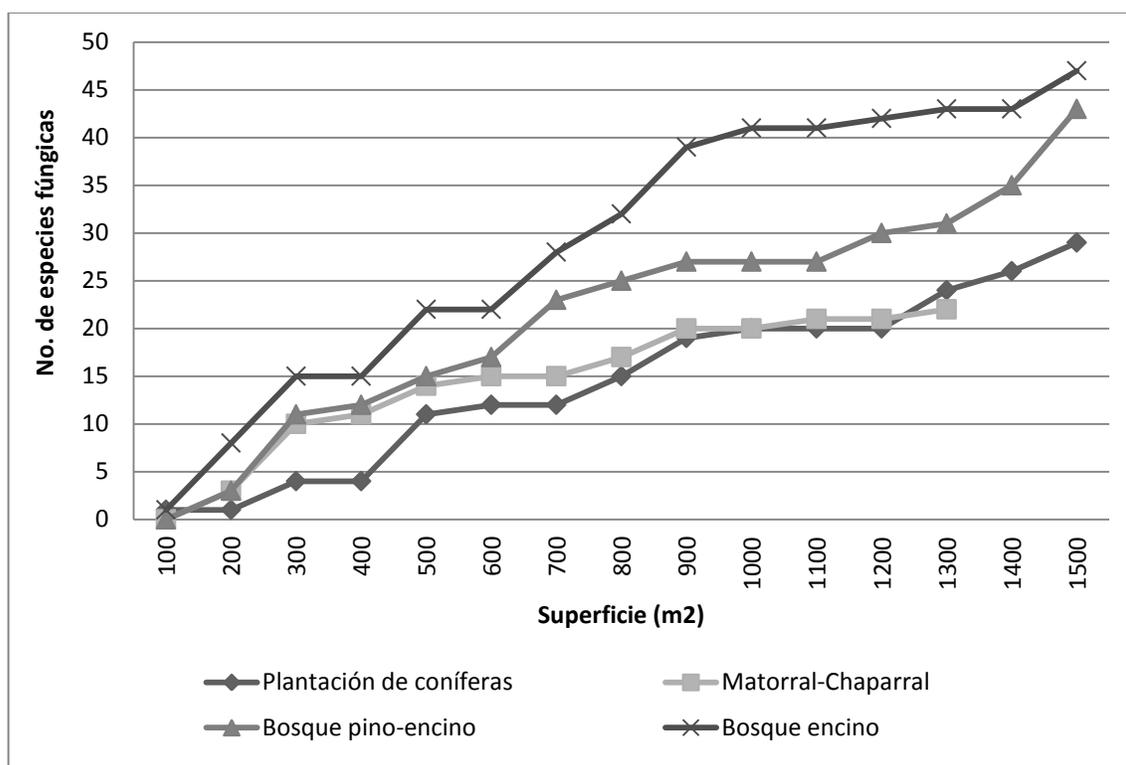


Figura 10. Curvas de acumulación de especies fúngicas de las cuatro comunidades vegetales con base en la superficie muestreada (m²).

3.2.1. Índice de Valor de Importancia.

El listado de especies de macromicetos con el mayor índice de valor de importancia (IVI) se presenta en el Cuadro 5. La especie que mostró el IVI más alto en la plantación de coníferas fue *Poria lindbladii*, con un IVI de 49.78%, mientras que *Marasmius scorodoni* presentó el IVI más alto en el bosque de encino, el bosque pino-encino, así como en el matorral-chaparral con valores de 35.62%, 72.01% y 79.04%, respectivamente, siendo en este último tipo de vegetación dónde dicha especie mostró el máximo valor de IVI. De manera particular tenemos que en la plantación de coníferas las especies que le siguieron a la de máximo peso ecológico, en orden de importancia, fueron: *Gymnopus dryophilus*, *Mycena osmundicola*, *Marasmius scorodoni*, *Dacrymyces palmatus* e *Hypoxylon multiforme* (43.89%, 33.48%, 31.98%, 23.34% y 20.08%, respectivamente). En el matorral-chaparral fueron: *Astraeus hygrometricus*, *Gymnopus quercophilus*, *Gymnopus androsaceus*, *Exidia glandulosa* y *Dacrymyces palmatus* (57.55%, 45.23%, 22.30%, 15.08% y 11.06%, respectivamente).

En el caso del bosque pino-encino las especies que también presentaron altos IVI fueron: *Gymnopus androsaceus*, *Gymnopus quercophilus*, *Mycena galopus*, *Baeospora myosura*, *Gymnopus dryophilus* y *Botryobasidium curtissi* (42.95%, 40.17%, 16%, 14.60%, 11.95% y 10.90%, respectivamente). Finalmente en el Bosque de encino las especies de hongos que igualmente presentaron altos valores de IVI fueron: *Phellinus ferruginosus*, *Gymnopus androsaceus*, *Hypoxylon sp.1*, *Biscogniauxia atropunctata*, *Gymnopus quercophilus*, *Stereum ostrea*, *Schizophyllum umbrinum* y *Resupinatus alboniger* (29.01%, 25.49%, 21.51%, 19.83%, 15.40%, 15.29%, 14.87% y 13.62%, respectivamente).

Cuadro 5. Especies de macromicetos que mostraron los mayores índices de valor de importancia en cada tipo de vegetación.

| Sitio | Especies | A _r | D _r | F _r | IVI |
|-------------------------|-------------------------------------|----------------|----------------|----------------|--------------|
| Plantación de coníferas | <i>Poria lindbladii</i> | 0.91 | 44.28 | 4.60 | 49.78 |
| | <i>Gymnopus dryophilus</i> | 17.50 | 13.75 | 12.64 | 43.89 |
| | <i>Mycena osmundicola</i> | 14.77 | 0.32 | 18.39 | 33.48 |
| | <i>Marasmius scorodonius</i> | 13.41 | 9.37 | 9.20 | 31.98 |
| | <i>Dacrymyces palmatus</i> | 12.27 | 0.72 | 10.34 | 23.34 |
| | <i>Hypoxylon multifforme</i> | 0.91 | 14.57 | 4.60 | 20.08 |
| Matorral-Chaparral | <i>Marasmius scorodonius</i> | 28.46 | 21.52 | 29.07 | 79.04 |
| | <i>Astraeus hygrometricus</i> | 4.45 | 44.96 | 8.14 | 57.55 |
| | <i>Gymnopus quercophilus</i> | 24.80 | 6.47 | 13.95 | 45.23 |
| | <i>Gymnopus androsaceus</i> | 11.13 | 0.71 | 10.47 | 22.30 |
| | <i>Exidia glandulosa</i> | 1.43 | 10.16 | 3.49 | 15.08 |
| | <i>Dacrymyces palmatus</i> | 4.93 | 0.31 | 5.81 | 11.06 |
| Bosque pino-encino | <i>Marasmius scorodonius</i> | 21.64 | 31.01 | 18.47 | 72.01 |
| | <i>Gymnopus androsaceus</i> | 26.78 | 3.23 | 12.85 | 42.95 |
| | <i>Gymnopus quercophilus</i> | 20.68 | 10.23 | 10.04 | 40.17 |
| | <i>Mycena galopus</i> | 4.52 | 6.47 | 4.82 | 16.00 |
| | <i>Baeospora myosura</i> | 2.65 | 8.89 | 2.81 | 14.60 |
| | <i>Gymnopus dryophilus</i> | 2.53 | 4.08 | 5.22 | 11.95 |
| | <i>Botryobasidium curtissi</i> | 0.04 | 10.17 | 0.40 | 10.90 |
| Bosque encino | <i>Marasmius scorodonius</i> | 19.68 | 7.22 | 8.66 | 35.57 |
| | <i>Phellinus ferruginosus</i> | 0.36 | 26.10 | 2.36 | 28.82 |
| | <i>Gymnopus androsaceus</i> | 16.30 | 0.51 | 8.66 | 25.48 |
| | <i>Hypoxylon sp.</i> | 0.96 | 15.70 | 4.72 | 21.40 |
| | <i>Biscogniauxia atropunctata</i> | 0.12 | 18.79 | 0.78 | 19.70 |
| | <i>Schizophyllum umbrinum</i> | 10.14 | 0.69 | 4.72 | 15.56 |
| | <i>Gymnopus quercophilus</i> | 7.36 | 0.93 | 7.08 | 15.38 |
| | <i>Stereum ostrea</i> | 4.71 | 6.59 | 3.93 | 15.24 |
| | <i>Resupinatus alboniger</i> | 10.86 | 0.38 | 2.36 | 13.61 |

En negritas se indican las especies con los IVI más altos en cada una de las comunidades vegetales.

Cuadro 6. Especies de macromicetos que mostraron los índices del valor de importancia más bajos en los cuatro tipos de vegetación.

| Sitio | Especies | A _r | D _r | F _r | IVI |
|-------------------------|-------------------------------------|----------------|----------------|----------------|-------------|
| Plantación de coníferas | <i>Resupinatus alboniger</i> | 0.23 | 0.01 | 1.15 | 1.39 |
| | <i>Crucibulum laevis</i> | 0.23 | 0.04 | 1.15 | 1.41 |
| | <i>Dendrophora albobadia</i> | 0.23 | 0.07 | 1.15 | 1.45 |
| | <i>Collybia sp</i> | 0.23 | 0.08 | 1.15 | 1.46 |
| | <i>Psilocybe coprophila</i> | 0.68 | 0.11 | 1.15 | 1.94 |
| | <i>Stereum ostrea</i> | 0.23 | 0.61 | 1.15 | 1.98 |
| Matorral-Chaparral | <i>Mycena osmundicola</i> | 0.16 | 0.003 | 1.16 | 1.33 |
| | <i>Marasmius sp.</i> | 0.16 | 0.03 | 1.16 | 1.36 |
| | <i>Gymnopus dryophilus</i> | 0.16 | 0.14 | 1.16 | 1.46 |
| | <i>Daedalea elegans</i> | 0.16 | 0.20 | 1.16 | 1.52 |
| Bosque pino-encino | <i>Gymnopilus sp.</i> | 0.04 | 0.01 | 0.40 | 0.45 |
| | <i>Geastrum minus</i> | 0.04 | 0.02 | 0.40 | 0.46 |
| | <i>Mycena epipterygia</i> | 0.07 | 0.08 | 0.40 | 0.56 |
| | <i>Geastrum saccatum</i> | 0.04 | 0.25 | 0.40 | 0.69 |
| | <i>Entoloma sp.</i> | 0.04 | 0.26 | 0.40 | 0.70 |
| | <i>Rhodocollybia sp.</i> | 0.04 | 0.34 | 0.40 | 0.78 |
| | <i>Collybia fusipes</i> | 0.18 | 0.26 | 0.40 | 0.85 |
| | <i>Clitocybe dealbata</i> | 0.07 | 0.08 | 0.80 | 0.96 |
| Bosque encino | <i>Xylaria hypoxylon</i> | 0.12 | 0.0006 | 0.90 | 0.90 |
| | <i>Dacryopinax spathularia</i> | 0.12 | 0.001 | 0.90 | 0.90 |
| | <i>Crepidotus sp.</i> | 0.12 | 0.015 | 0.92 | 0.92 |
| | <i>Hohenbuehelia atrocoerulea</i> | 0.12 | 0.046 | 0.95 | 0.95 |
| | <i>Schizopora paradoxa</i> | 0.12 | 0.067 | 0.97 | 0.97 |

En negritas se indican las especies con los IVI más bajos en cada una de las comunidades vegetales.

Cabe mencionar que así como obtuvimos especies con altos valores de IVI, encontramos especies que tienen un bajo valor de IVI dentro de las comunidades vegetales, lo cual se muestra en el Cuadro 6. En la plantación de coníferas las especies de macromicetos que mostraron los valores de IVI más bajos fueron: *Resupinatus alboniger*, *Crucibulum laevis*, *Dendrophora albobadia*, una especie del género *Collybia*, *Psilocybe coprophila* y *Stereum ostrea* (1.39%, 1.41%, 1.45%, 1.46%, 1.94% y 198%, respectivamente). En el matorral-chaparral, las especies de hongos que de igual manera tuvieron los valores de IVI más bajos fueron: *Mycena osmundicola*, una especie del género *Marasmius*, *Gymnopus dryophilus* y *Daedalea elegans* (1.33%, 1.36%, 1.46% y 1.52%, respectivamente). Dentro de las especies de macromicetos que presentaron los más bajos valores de IVI en el bosque pino-encino son: una especie del género *Gymnopilus*, *Geastrum minimus*, *Mycena epipterygia*, *Geastrum saccatum*, una especie del género *Entoloma*, así como del género *Rhodocollybia*, también la especie *Collybia fusipes* y *Clitocybe dealbata* (0.45%, 0.46%, 0.56%, 0.69%, 0.70%, 0.78%, 0.85% y 0.96%, respectivamente). Finalmente en el bosque de encino, las especies que mostraron los valores de IVI más bajos fueron: *Xylaria hypoxylon*, *Dacryopinax spathularia*, una especie del género *Crepidotus*, *Hohenbuehelia atrocoerulea* y *Schizopora paradoxa*, todas por debajo del 1% (0.90%, 0.90%, 0.92%, 0.95% y 0.97%, respectivamente).

A continuación, en la Figura 11, se muestra el aumento y disminución del número de especies observadas en cada uno de los 15 transectos que se establecieron en cada una de las cuatro comunidades vegetales. El menor número de especies registradas, considerando las cuatro comunidades, se presentó en los muestreos uno, cuatro, seis, 10 y 11. Y es precisamente en estos muestreos dónde el nivel de precipitación fue muy bajo y/o nulo, cabe señalar que en los muestreos 13, 14 y 15 se registraron nula precipitación para el área de estudio, sin embargo, el registro de especies aumentó en estos muestreos. Comportamiento que resulta atípico considerando que en los muestreos dos, tres, cinco, siete, ocho, nueve y 12 el incremento en el registro de especies coincide con el aumento en el nivel de precipitación. También se puede apreciar que el nivel de precipitación, así como su duración no fueron constantes, ya que se presentaron aumentos en los registros de precipitación, seguido por sequías prolongadas.

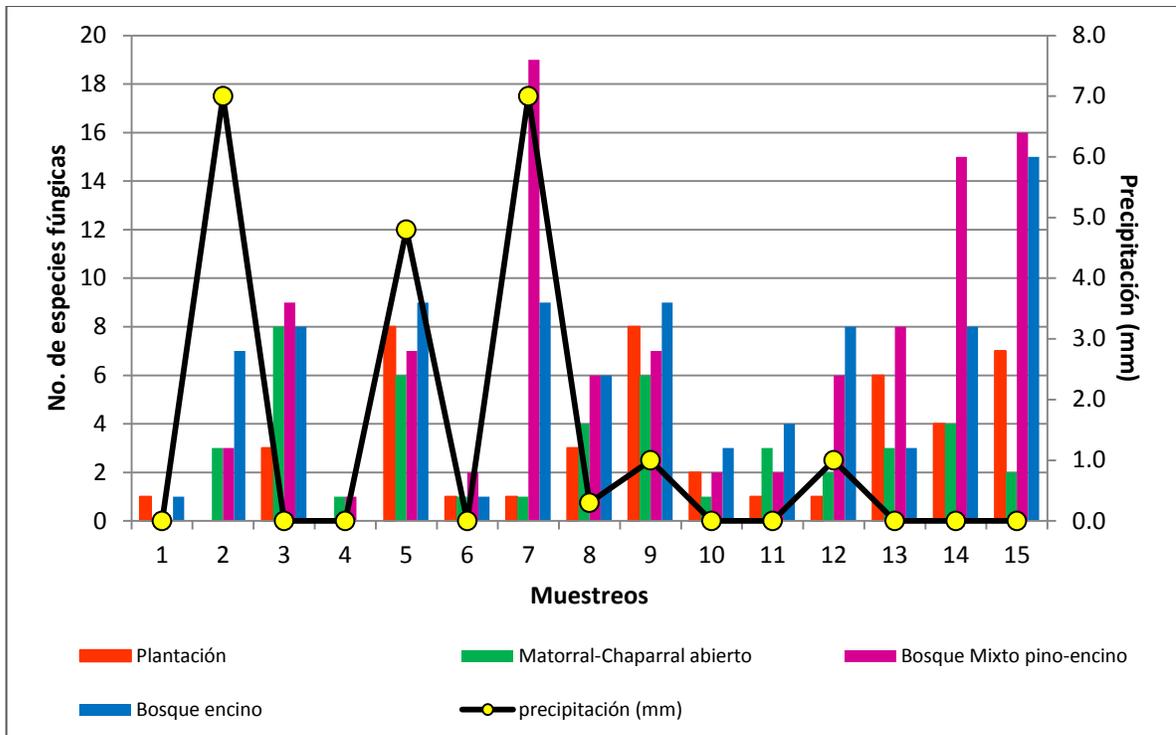


Figura 11. Registro del número de especies por número de muestreo, para cada uno de los cuatro tipos de vegetación muestreados, así como el nivel de precipitación

3.3. Análisis de Diversidad

3.3.1. Diversidad alfa (α).

El valor más alto de riqueza específica de especies lo presentó el bosque de encino, con 47 especies, con un valor de índice de Margalef (D_{MG}) de 6.84, en orden decreciente, le siguió el bosque pino-encino con una riqueza de 43 especies, correspondiéndole un valor de D_{MG} de 5.31, la plantación de coníferas con una riqueza de 29 especies, con un valor D_{MG} de 4.60 y finalmente el matorral-chaparral que presentó una riqueza de 22 especies, con un valor D_{MG} de 3.25, siendo este último el que presentó los valores más bajos (Cuadro 7).

Cuadro 7. Comparación de la diversidad y riqueza entre cuatro tipos de vegetación presentes en la Campus Ecológico, Iturbide.

| Sitios | D_{MG} | H' | qD |
|-------------------------|-------------|-------------|--------------|
| Bosque encino | 6.84 | 2.70 | 15.01 |
| Bosque pino-encino | 5.31 | 2.31 | 9.97 |
| Plantación de coníferas | 4.60 | 2.62 | 13.74 |
| Matorral-chaparral | 3.25 | 2.18 | 8.89 |

3.3.1. Diversidad beta (β).

De la estimación de la abundancia relativa mediante la aplicación del índice de Shannon-Wiener (H'), encontramos que, el valor máximo lo presentó el bosque de encino, con un H' de 2.70, correspondiéndole una diversidad de 15.01 especies efectivas. En orden de importancia le sigue la plantación de coníferas con un H' de 2.62 y una diversidad de 13.74 especies efectivas, el bosque de pino-encino con un valor H' de 2.31 y una diversidad de 9.97 especies efectivas, finalmente en el matorral-chaparral se obtuvo un valor H' de 2.18, correspondiéndole una diversidad de 8.89 especies efectivas, siendo este último el que presentó los valores más bajos, de entre las cuatro comunidades vegetales (Cuadro 7).

La prueba t de Hutcheson aplicada para comparar el valor de los índices de diversidad de Shannon-Wiener en las cuatro comunidades vegetales, mostró variación en la diversidad en tres combinaciones de las seis obtenidas de las cuatro comunidades muestreadas (Cuadro 8). Las tres combinaciones que mostraron diferencias significativas fueron el matorral-chaparra/bosque encino, matorral-chaparral/bosque pino-encino y bosque pino-encino/bosque encino. Mientras que las combinaciones plantación de coníferas/matorral-chaparral, plantación de coníferas/bosque pino-encino y plantación de coníferas/bosque encino no mostraron diferencias significativas al comparar la t estadística contra la t de student, basada en el número de grados de libertad obtenidos con una alfa (α) de (2) 0.05.

Cuadro 8. Estimación de los valores de t de la prueba pareada de Hucheson (parte inferior izquierda) y grados de libertad (parte superior derecha), para la comparación de la diversidad de especies entre las cuatro comunidades vegetales con un nivel de significancia (α) de (2) 0.05.

| | Plantación de coníferas | Matorral-Chaparral | Bosque pino-encino | Bosque Encino |
|-------------------------|-------------------------|--------------------|--------------------|---------------|
| Plantación de coníferas | - | 1009.48 | 749.51 | 1053.077 |
| Matorral-Chaparral | -6.759 _{NS} | - | 1125.851 | 1400.077 |
| Bosque pino-encino | -5.657 _{NS} | 2.544* | - | 1556.92 |
| Bosque Encino | 1.411 _{NS} | 8.655* | 8.001* | - |

NS= no significativo, *= significativo

El resumen de la prueba de Kruskal-Wallis para la determinación de las diferencias de riqueza, abundancia y dominancia entre las cuatro comunidades vegetales se muestra en el Cuadro 9. En él se puede apreciar que hay diferencias significativas para la riqueza absoluta, riqueza relativa de Margalef y la abundancia ($p < 0.037$, 0.034 y 0.03, respectivamente). Si bien la prueba no nos indica cuales son los sitios que resultan significativamente diferentes, nos da fundamentos para asegurar que por lo menos uno de los sitios es distinto dentro de las cuatro comunidades.

Cuadro 9. Resumen del análisis de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para detectar diferencias entre la riqueza, abundancia y dominancia de las especies de hongos presentes en las cuatro comunidades vegetales.

| | K-W | Valor p |
|--------------------------------|--------|---------|
| Riqueza absoluta | 8.484 | 0.037 |
| Riqueza específica de Margalef | 8.622 | 0.034 |
| Abundancia | 8.9456 | 0.03 |
| Dominancia | 7.326 | 0.062 |

Valor significancia = $p < 0.05$

Con base en el dendrograma obtenido del análisis de ordenamiento de Bray-Curtis (Figura 12), nos indica que entre el bosque de encino y el matorral-chaparral hay una similitud del 53.12%, mientras que entre el bosque encino, matorral-chaparral y la plantación de coníferas hubo una similitud de 31.07%, finalmente la similitud compartida entre las cuatro comunidades vegetales, considerando el nodo más basal del dendrograma fue de 30.14%.

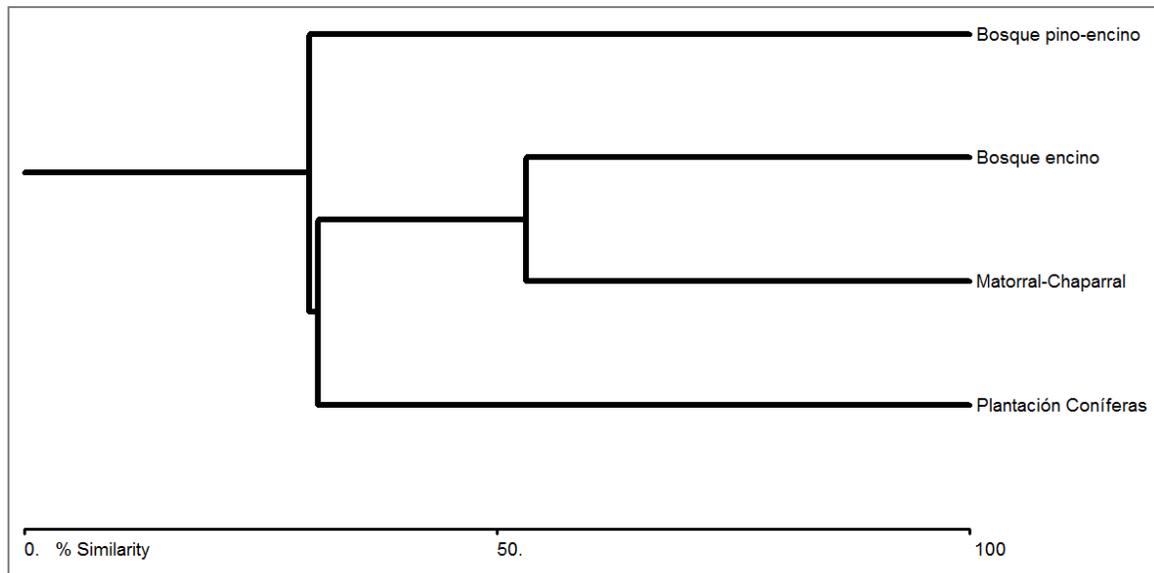


Figura 12. Dendrograma de similitud-disimilitud de Bray-Curtis de las cuatro comunidades vegetales, con base en la abundancia de especies.

CAPÍTULO IV

4. DISCUSIÓN

4.1. Análisis taxonómico

Del análisis taxonómico que se llevó a cabo para este estudio, resultó que la mayor representación porcentual de especie fúngicas la presentó el phylum Basidiomycota con un 90%, seguido del phylum Ascomycota con un 7% y Myxomycota con únicamente 2%. Autores como Guzmán-Dávalos y Guzmán (1979) y Villarruel-Ordáz y Cifuentes (2007), mencionan que la diversidad de una determinada área tiene una representación porcentual Ascomycota de aproximadamente 10%. Hecho que si bien aun no se ha comprobado, dicha tendencia que resulta cercana al obtenido en este trabajo, también se ha sido reportado por Heredia (1989), Díaz *et al.* (1988), Pardavé *et al.* (2007) y Chávez-León *et al.* (2009) en especies de hongos colectados en bosques de los estados de Aguascalientes, Michoacán y Tamaulipas. Cabe destacar, que del total de 73 especies que se incluyen únicamente para el phylum de Basidiomycota, resultó similar al número de especies de hongos encontrados por Chávez-León *et al.* (2009) para el mismo phylum, en la Sierra Fría, Aguascalientes, pero en un periodo de muestreo más prolongado.

Las tres familias que tuvieron una mayor representación, considerando el mayor número de especies fueron: Marasmiaceae (13 especies), Tricholomataceae (11 especies) y Polyporaceae (5 especies), las 29 familias restantes solo se incluyeron por debajo de cuatro especies fúngicas. En estudios similares, llevados a cabo por Chávez-León *et al.* (2009) y Rodríguez *et al.* (2010) también obtuvieron como la segunda familia más diversa Tricholomataceae. El nivel de jerarquización en el que se encuentra dicha familia, se sustenta, con los trabajos de Aguirre-Acosta y Pérez-Silva (1978) y Esqueda (2000) quienes afirman con base en revisiones taxonómicas que la familia Tricholomataceae tiene una buena representación a nivel país. Por lo que al hacer un inventario de hongos en un área determinada, es muy probable que un número considerable de especies pertenezcan a dicha familia.

De los 14 géneros que adscribieron el mayor número de especies, tenemos que los géneros *Marasmius*, *Mycena*, *Gymnopus*, *Geastrum* y *Schizophyllum* son citados como géneros de distribución tropical (Esqueda, 2000; Guzmán, 2008; Bandala *et al.*, 2008; Montoya *et al.*, 2010), mientras que los géneros *Daedalea* y *Crepidotus* son géneros que tienen una distribución en zonas templadas (López-Eustaquio *et al.*, 2010; Lindner *et al.*, 2011). Si bien los géneros antes mencionados se restringen a un solo tipo de distribución, tenemos géneros como *Collybia*, *Entoloma*, *Phellinus* y *Clitocybe* que se citan como cosmopolitas, es decir que los encontramos tanto en zonas templadas como en tropicales (Raymundo *et al.*, 2008; Gilbert y Senyuva, 2008; Montoya *et al.*, 2010). Lo anterior resulta lógico si consideramos que el área, por su ubicación geográfica y por su atropellada orografía, tiene influencia tanto Neártica como Neotropical, lo cual se ve directamente reflejado en la vegetación de la que se compone el área de estudio.

4.2. Parámetros ecológicos

La distribución de los hongos se encuentra en relación a las especies vegetales presentes en un ecosistema, de igual manera, el desarrollo de los hongos y su función dentro de los ecosistemas va de la mano con las especies vegetales que ahí se desarrollen. En este estudio encontramos que el bosque de encino presentó el mayor número de especies de hongos (47) y el segundo valor más alto lo presentó la comunidad del bosque pino-encino (43).

Sin embargo, varios autores han demostrado que la mayor diversidad de hongos se presenta en los bosques mixtos de pino-encino (Díaz *et al.*, 1988; Herrera-Fonseca *et al.*, 2002; Montaña *et al.*, 2006; Gómez *et al.*, 2011). Nuestros resultados pueden explicarse a razón de que la comunidad de encinos, no solo presentaba exclusivamente especies del género *Quercus*, sino que además presentaba especies del matorral como: *Vachellia farnesiana*, *Eysenhardtia polystachya*, *Karwinskia humboldtiana* y *Decatropis bicolor*, lo que nos lleva a pensar que el bosque de encino forma parte de una zona de transición, lo que genera una mayor heterogeneidad de la vegetación, que a su vez, se refleja en una mayor diversidad de especies de hongos en dicha comunidad.

Si bien en este estudio encontramos especies que tienen una distribución preferencial, influenciada por una comunidad vegetal particular como lo citan Lodge *et al.*, (2004), también encontramos que algunas especies se distribuyen indistintamente del tipo de vegetación, esto último puede deberse a su gran plasticidad y capacidad de desarrollarse bajo diferentes condiciones abióticas (temperatura, humedad, pH, etc.), aunado a sus mecanismos de dispersión y latencia (Heredia, 1989; Herrera, 2000).

De las 81 especies identificadas el 58% fueron lignícolas, seguido en orden decreciente las humícolas (40%), fimícolas y terrícolas con 1%, respectivamente. Cabe señalar que Garza *et al.*, (1985) afirman que en los bosques de encinos las especie que predominan son las de hábito micorrícico, siguiéndole las especies lignícolas y humícolas, sin embargo, en este estudio no se registró ninguna especie micorrícica, ya que fueron las especies de hábito lignícola las que predominaron con un 74% (35 especies) en el bosque de encino, esto mismo se presentó en la plantación de coníferas y el matorral-chaparral (52%-15 especies y 63%-14 especies, respectivamente) mientras que en bosque pino-encino predominaron las humícolas con un 62%. La predominancia de especies lignícolas y humícolas se puede explicar como una consecuencia de la falta de intervenciones y de manejo que el área de estudio presenta desde hace aproximadamente 32 años. Sin embargo, Guzmán (1973, 2003) y Heredia (1989) sugieren que una alta predominancia de especies humícolas es propia de los bosques tropicales.

Cabe señalar que los hongos lignícolas, que resultaron ser los más abundantes en este estudio, considerando los pocos fenómenos de precipitación, se puede deber a que la madera tiene una mayor retención de humedad y por más tiempo, permitiendo que los hongos lignícolas se desarrollen adecuadamente (Vázquez. 2008). Es necesario destacar que estos son esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas forestales, porque contribuyen a la degradación de la madera mediante pudriciones (blancas, marrón y blandas), produciendo carbohidratos solubles como subproductos de la descomposición (e.g. celulosa, hemicelulosa y lignina), lo que parece favorecer la colonización posterior de otros saprobios, aunado a que proveen de hábitat para muchos otros organismos, así mismo favorecen la regeneración de la vegetación (Moorhead y Reynolds, 1992; Valenzuela *et al.*,

2001; Landeros *et al.*, 2006; Méndez, 2006; Lonsdale *et al.*, 2008, Salinas-Salgado *et al.*, 2012).

La curva de acumulación de especies, de las cuatro comunidades vegetales aquí estudiadas, no mostraron una estabilización en el número de especies, y como se menciono anteriormente, la mayoría de las especies registradas son especies saprobias, haciendo faltante el registro de especies micorrícicas. Sin embargo la ausencia de estas últimas no significa que no se presenten en el terreno de estudio, ya que por observaciones cualitativas de la materia orgánica en el suelo, se pudo comprobar la existencia de una gran cantidad de acumulación de micelio de hongos que aun no disponían de fructificaciones que evidenciaran su presencia en el área de estudio. Ante dicho comportamiento, Pinna *et al.*, (2010) afirman que el exceso de agua puede estimular el desarrollo del micelio a expensas de fructificación del hongo.

Considerando que los fenómenos de lluvia fueron escasos y de bajos niveles (inferiores a 77 mm), el hecho de que no se registraran esporomas de grandes dimensiones como los de *Cantharellus cibarius*, *Lactarius deliciosus*, *Laccaria laccata*, entre otros citados por Marmolejo (2000), se puede deber a la ausencia de condiciones óptimas para el desarrollo de los mismos. Ya que varios autores han sugerido y demostrado que la fenología así como el desarrollo de esporomas, puede verse afectada entre años consecutivos, por la condición perenne del hongo, así como de la estructura y tipo de vegetación, las propiedades físico-químicas del suelo, las precipitaciones, la temperatura y humedad del suelo, siendo estas dos últimas las que explican de manera adecuada la presencia o ausencia de especies de hongos, sin embargo no todas las especies de hongos son afectados por los mismo factores (Selosse *et al.*, 2001; Lodge *et al.*, 2004; Mihail *et al.*, 2007; Kauserud *et al.*, 2008; Buscardo *et al.*, 2009; Lorenzo y Castro, 2009; Pinna *et al.*, 2010).

Los factores antes mencionados influyen en la fructificación de los hongos por lo que no resulta homogénea a lo largo del año (Lorenzo y Castro, 2009), ni estrictamente determinada por el régimen de lluvias como se demuestra en la figura 11. Aunque también se ha demostrado que en regiones con veranos secos (condición que es característica del

área de estudio), la fructificación de especies raramente observadas en un determinado sitio puede ir detrás de un verano lluvioso (Lodge *et al.*, 2004).

Por otro lado tenemos que el alto índice de valor de importancia (IVI) que algunas especies mostraron en este estudio se atribuye al valor más alto que pudieron obtener en la abundancia, dominancia y/o frecuencia relativas (A_r , D_r y F_r , respectivamente), considerados para la estimación del IVI. En el caso de *Poria lindbladii*, (Plantación coníferas) su alto IVI es resultado de su alto valor A_r , que fue superior al D_r y F_r . Cabe destacar que esta especie en particular es de hábito lignícola y es de importancia forestal ya que ocasiona pudriciones blancas en la madera, lo que puede ocasionar daños severos en maderas de uso comercial (Kout y Vlasák, 2010).

Mientras que *Marasmius scorodoni*, en el bosque de encino, su alto IVI se debe a su A_r que mostró un valor superior al registrado en su D_r y F_r , sin embargo en el Bosque pino-encino y el matorral-chaparral, sus valores de A_r , D_r y F_r muestran por igual valores elevados, por lo que se puede suponer que en estas dos comunidades vegetales, *M. scorodoni*, tiende a conservar un equilibrio entre su abundancia, su extensión en la superficie del terreno así como su frecuencia de aparición. Al respecto, algunos autores han mencionado que las especies del género *Marasmius* son de alta importancia ecológica ya que reciclan la materia orgánica, y más importante aun habitan sobre hojarasca que previamente ha sido descompuesta por otros hongos, es decir estos hongos forman parte de una red de sucesiones importantes dentro del reciclaje de nutrientes (Lodge *et al.*, 2004; Landeros *et al.*, 2006).

Sin embargo considerando que tenemos comunidades donde predominaron las especies arbóreas del género *Quercus* y *Pinus*, hubiéramos esperado que las especies con alto valor de importancia fueran hongos ectomicorrícicos, ya que son estos los que típicamente se asocian a estos géneros formando micorrizas, como parte fundamental para la obtención de nutrientes escasos o de difícil acceso para las raíces (O'Dell *et al.*, 1999; Quiñónez, 2007).

Las especies de hongos que mostraron un IVI muy bajo como: *Resupinatus alboniger*, *Mycena osmundicola*, *Gymnophyllus* sp., y *Xylaria hypoxylon*. Se debe a que algunas estas

solo se presentaron en un solo sitio y en un solo transecto y no volvieron a ser registradas. En el caso de *M. osmundicola*, si bien fue registrada en varios transectos y varios sitios, es una especie de estructuras muy delicadas lo que hace que su colecta, medición y preservación se dificulte.

Es necesario mencionar que hacer la contabilización de individuos de hongos genética y fisiológicamente distintos es complicado, desde el punto de vista de la delimitación de un individuo de otro, esto debido a que los esporomas individuales no corresponden a micelios individuales (Guevara y Dirzo, 1998). Aunado a que el micelio que se encuentra por debajo de la hojarasca o del suelo y las conexiones existentes entre los micelios no están estrictamente correlacionadas (Schmit *et al.*, 1999; Gómez, 2009). Por otro lado las metodologías que faciliten la contabilización de los esporomas independientemente del tamaño que estos puedan tener, son escasas, aunado a que la mayoría de las metodologías existentes para muestreo y colecta de esporomas son adaptaciones de las metodologías propuestas para vegetación, lo que dificulta la aplicación de dichas metodologías para el muestreo de hongos.

4.3. Análisis de diversidad

Se sabe que existen factores ecológicos (bióticos y abióticos) determinantes para la producción de esporomas en un lugar determinado, así mismo, que la particular combinación de la precipitación con el tipo vegetación, son factores que influyen considerablemente en el aumento y/o disminución de las especies fúngicas (Pardavé y Terán, 1999). Considerando que la diversidad de especies es distinta en las cuatro comunidades vegetales, creemos que la estructura y tipo de vegetación son los factores que mayormente influyen en la ausencia o presencia de las especies de hongos.

En el caso de las comunidades de matorral, la vegetación arbustiva y arbórea tiende a ser considerablemente más escasa y de porte bajo. Sin dejar de mencionar que la cobertura de sus copas son reducidas comparadas con las copas de arboles de pino o encino, además la deposición de hojarasca resulta ser muy baja, lo que ocasiona que la humedad no sea retenida en el suelo, inhibiendo el desarrollo de los hongos y que como consecuencia

resulte en una baja riqueza y diversidad en este tipo de comunidades (Guzmán-Davalos y Guzmán, 1979; Chanona-Gómez *et al.*, 2007), tal y como resultó en la comunidad matorral-chaparral ($D_{MG} = 3.25$, $H' = 2.18$ y ${}^qD = 8.89$ especies efectivas).

En contra parte tenemos que la comunidad de bosque de encino mostró valores de D_{MG} , H' y qD (6.84, 2.70 y 15.01 especies efectivas, respectivamente), que resultaron por mucho superiores a los índices evaluados en el matorral-chaparral. Los altos valores en la riqueza y diversidad de especies fúngicas en el bosque de encinos concuerda con lo citado por Marmolejo (2000), para el área de estudio y con Montaña *et al.*, (2006) quienes encontraron el mayor número de especies en una comunidad vegetal similar.

Dicha diferencia se debe a que los bosques poseen árboles de porte alto, así como un desarrollo de copas de gran amplitud, que impiden que los rayos del sol incidan directamente sobre el suelo del bosque, generando así zonas más frescas al interior (Pardavé y Terán, 1999). También hay que considerar que la deposición de hojarasca es constante y ayuda a retener la humedad, sin dejar de considerar los factores edáficos (cantidad de nutrientes, pH, temperatura, capacidad de retención de humedad, porosidad del suelo, etc.), en conjunto todos estos factores influyen de manera positiva en la abundancia, riqueza y diversidad fúngica, en este tipo de comunidades vegetales, y por lo tanto en todos los procesos ecológicos en los que se ven involucrados (Pardavé y Terán, 1999; Martínez, 2008).

Por lo anterior, algunos autores proponen que el tipo de vegetación puede usarse como indicador de la riqueza de especies y estructura de las comunidades de hongos a escala local (O'Dell *et al.*, 1999; Lodge *et al.*, 2004). Sin embargo, considerando que un buen porcentaje de la riqueza y diversidad, en este estudio, incluye a hongos humícolas, hay autores como Polishook y colaboradores (1996) que plantean la hipótesis de que la preferencia de los hongos va más allá del tipo de vegetación o a la preferencia por un hospedero en particular. Más bien su distribución y desarrollo va dirigida hacia ciertas características químicas y físicas de la hojarasca, aunque dicha hipótesis que aun no ha sido comprobada.

De la prueba de t de Hutcheson que fue aplicada para comparar la diversidad entre las cuatro comunidades, nos indicó que no hubo diferencias significativas en la diversidad fúngica, en tres de las seis combinaciones, las cuales fueron: plantación de coníferas/matorral-chaparral, plantación de coníferas/bosque pino-encino y plantación de coníferas/bosque de encino. Es decir que la diversidad fúngica de la plantación de coníferas no difiere comparada con las otras tres comunidades. Lo anterior puede deberse a que las especies fúngicas saprobias que crecen en la hojarasca producida por los pinos no muestran preferencia por algún tipo de sustrato, por lo que les es indistinto el tipo de sustrato que se encuentre disponible para su desarrollo. Cabe mencionar que tanto en el matorral-chaparral, el bosque pino-encino y en el bosque de encino se presentaban especies del género *Pinus* por lo que la presencia de dichas especies puede justificar el hecho de que la diversidad fúngica de la plantación de coníferas no difiera de forma significativa en comparación con la otras tres comunidades.

Por el contrario en las restantes tres combinaciones las cuales fueron: matorral-chaparral/bosque pino-encino, matorral-chaparral/bosque encino y bosque pino-encino/bosque encino, si difirieron en la diversidad de especies fúngicas, lo cual se puede deber a varios factores. Uno de ellos es que el terreno en el que se encontraba el matorral-chaparral tenía una pendiente muy pronunciada y una exposición Sur (solanía), lo que ocasiona que la retención de humedad sea menor y por menos tiempo, así como una mayor termicidad. Además las especies vegetales que se desarrollan en el matorral-chaparral son de tipo micrófilas, por lo que la deposición de hojarasca es menor y por ende el desarrollo de las especies humícolas es menor, restringiéndose solo al desarrollo de especies lignícolas. Mientras que la orientación de la ladera en la que se encontraba el bosque pino-encino era Este y el bosque de encino Norte (umbría), lo que ofrece una menor termicidad y una mayor humedad, proporcionando así condiciones óptimas para una mayor proliferación de hongos y más diversa.

La alta similitud entre el bosque de encino y el matorral-chaparral (53.12%) y la no tan baja similitud entre el bosque de encino, el matorral-chaparral y el bosque pino-encino (31.07%), se puede deber a la distribución de los tipos vegetación en forma de transición,

ya que se encontraron especies vegetales como: *Acacia farnesiana*, *Cercis canadensis*, *Eysenhardtia polystachya*, *Juniperus fláccida*, *Pinus Pseudostrobus*, *Pistia texana*, *Quercus canby*, *Q. laceyi*, *Q. glaucoides* y *Q. rysophylla*, las cuales están distribuidas de igual forma en estas tres comunidades vegetales, y que probablemente pudieron influir en la distribución de las especies fúngicas a través de estas comunidades vegetales.

CAPÍTULO V

5. CONCLUSIONES

A manera de conclusión tenemos que, el listado de especies fúngicas obtenido para el Campus Ecológico, Iturbide comprende un total de 81 especies, en 14 ordenes, 32 familias y 53 géneros. Del total de taxones identificados a nivel de especie, 20 se citan por primera vez para el estado de Nuevo León, a saber, *Rutstroemia sp.*, *Phaeocollybia sp.*, *Crepidotus variabilis*, *Gymnopus quercophilus*, *Marasmius scorodonius*, *Marasmius siccus*, *Marasmius corbariensis*, *Mycena osmundicola*, *Collybia polyphylla*, *Collybia subnuda*, *Omphalina pyxidata*, *Resupinatus alboniger*, *Typhula erythropus*, *Exidia glandulosa*, *Botryobasidium curtissi*, *Phellinus ferruginosus*, *Byssomelulius corium*, *Ceriporia spissa*, *Heliocybe sulcata* y *Peniophora sp.*

Los factores endógenos (e.g. información genética) y exógenos (e.g. oscilaciones térmicas y la precipitación) pueden determinar la productividad fúngica en un momento dado. Así mismo, la presencia o ausencia de taxa, puede ser resultado de lo anterior dónde no todas las especies fructifican de forma anual, existiendo casos extremos donde la fructificación se presenta en periodos largos (e.g. una década).

Debido a que no todas las especies fructifican año con año y que el desarrollo de algunas resulta ser de breves periodos, y de forma muy irregular, se considera que los estudios relacionados con la diversidad de hongos implica tiempos prolongados de muestreo, refiriéndonos a más de 5 o 10 años consecutivos, y aún así se dan los casos extremos de fructificaciones después de 20 años de haber sido registradas.

Con respecto a la distribución de los taxones en los diferentes tipos de vegetación, el bosque encino exhibió el mayor número de especies con 47, seguido por el bosque pino-encino con 43, la plantación de coníferas con 29 y el matorral-chaparral con 22. Con base en la presencia de ciertas especies de hongos en una comunidad vegetal particular, los hongos deberían considerarse como un grupo “indicador” para determinar cambios en el

funcionamiento ecosistémico originado por eventos naturales de sucesión, cambio climático, contaminación, etc.

Con base en el tipo de hábitat en el que se desarrollaron los hongos, se encontró que los hongos más abundantes fueron los lignícolas con 49 especies (58%), seguido por las especies humícolas con 34 especies (40%), mientras que, las de hábito terrícola y fimícola presentaron una sola especie (1%, respectivamente). Considerando que las especies de hongos aquí registradas en su mayoría resultaron saprobias, nos hace pensar que hay una considerable cantidad de materia orgánica que requiere la participación obligada de los hongos saprobios. También se debe considerar que muchos de los hongos saprobios tienen micelio perenne que permite el rápido crecimiento somático y reproductivo de los hongos, así como su permanencia en las comunidades vegetales.

Dado que los saprobios son los principales degradadores de la materia orgánica y considerando la gran cantidad de biomasa que cada año cae al suelo, el prescindir de la actividad de los hongos, generaría la acumulación de la materia orgánica y un colapso inminente en el funcionamiento de los procesos biogeoquímicos del ecosistema.

Debido a que los inventarios fúngicos no pueden ser completados en una sola temporada de muestreo, es muy probable que si se continúan los muestreo se encuentren nuevas especies que incrementen el registro de especies y que eventualmente permita que las curvas de acumulación especies aquí obtenidas lleguen a una asíntota, sin embargo, hay que considerar que el año 2012 fue un año que se caracterizó por fenómenos de intensas sequías, lo que pudo influir en el desarrollo de especies que no aparecieron en los registros. Por lo anterior se recomienda prolongar el tiempo de muestreo para tener un registro más amplio de las especies que ahí se desarrollan.

Al comparar la diversidad entre las cuatro comunidades vegetales el resultado favoreció al bosque encino, quien exhibió una diversidad de 6.84, esta misma comunidad registró el valor de riqueza más alto con un valor de 2.7, lo mismo para la transformación exponencial con un valor de 15.01. Dichos valores resultan superior al compararlos con los registrados para la comunidad de matorral-chaparral, comunidad que presentó los valores más bajos

para la diversidad, riqueza y la transformación exponencial (3.25, 2.18 y 8.89, respectivamente).

Cabe señalar que las diferencias significativas para la diversidad, obtenidas de la prueba de *t* de Hutchenson, se inclinaron hacia las combinaciones de matorral-chaparral/bosque encino, bosque pino-encino/bosque encino y matorral-chaparral/bosque pino-encino. Y del análisis de Kruskal-Wallis, las diferencias significativas encontradas ($p < 0.3$) nos indicó que por lo menos un sitio es diferente en cuanto a los valores de riqueza absoluta, riqueza específica de Margalef y abundancia. Mientras que, para la dominancia no hubo diferencias estadísticamente significativas para ninguna de las comunidades vegetales.

En cuanto al valor de importancia exhibido por las especies fúngicas, por tipos de vegetación, encontramos que el bosque encino, bosque pino-encino y el matorral-chaparral, compartieron la especie *Marasmius scorodonius*, la cual mostró el IVI más alto (79.04, 72.01 y 35.57, respectivamente). Mientras que *Poria lindbladii* exhibió el IVI más alto en la plantación de coníferas (49.78).

Con respecto a las afinidades que mostraron las especies de hongos con respecto al tipo de vegetación, el dendrograma mostró tres nodos principales, mostrando la mayor similitud entre el bosque encino y el matorral-chaparral con un valor de 53.12%. La similitud fúngica entre el bosque de encino, el bosque de pino-encino y el matorral-chaparral (31.07%) se puede deber a la distribución de la vegetación en forma de transición, además de que los sitios de muestreo se encontraban cercanos entre sí.

Finalmente, es necesario mencionar que los métodos de muestreo y análisis de diversidad que se utilizan para hongos son muy escasos y han sido diseñados para evaluar tipos de vegetación, por lo que muchos de los métodos usados para este tipo de investigaciones son adaptaciones de trabajos llevados a cabo en botánica o ecología de comunidades vegetales, sin embargo, con la adaptación de los índices y análisis de diversidad podemos darnos una idea del estatus actual de la diversidad de hongos a nivel local y regional.

LITERATURA CONSULTADA

Ágreda, T., Fernández M., y Martínez F. 2010. Los hongos y el bosque. Principales especies, su ecología y aprovechamiento en Soria. Serie Técnica. Junta de Castilla y León. España.

Aguilar-Cruz Y., y Villegas, M. 2010. Especies de Gomphales comestibles en el municipio de Villa del Carbón Estado de México. *Revista Mexicana de Micología*. 31: 1-8.

Aguirre-Acosta, E., y Pérez-Silva, E. 1978. Descripción de algunas especies del género *Laccaria* (Agaricales) de México. *Bol. Soc. Mex. Mic.* 12: 33-58.

Alanís, E. 2010. Regeneración natural y restauración ecológica postincendio de un bosque mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León. México.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Espinoza-Vizcarra, D., Jurado-Ybarra, E. Aguirre-Calderón, O., y González-Tagle, M. A. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*. 14(2): 113-118.

Alexopoulos, C. J. y Mims, C.W. 1985. Introducción a la micología. Omega. Barcelona. 638 Pp.

Baca, J. M. 2000. Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino-encino. Tesis de maestría. Nuevo León. México.

Bandala, V., Montoya L., y Mata M. 2008. New species and records of *Crepidotus* from Costa Rica and Mexico. *Fungal Diversity*. 32: 9-29.

Barron, G. 1999. Field Guide: Mushrooms of Ontario and Eastern Canada. 1ra. Ed. Lone Pine. Canada. 336 Pp.

Bates, S. 2012. <http://www.azfungi.org/stbates/mycology.html>

Begon, M., Townsend, C. y Harper, J. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. 4a ed. Blackwell Publishing. Oxford. UK.

Beug, M. 2011. The genus *Psilocybe* in North America. *Fungi*. 4(3): 6-17.

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.

Canseco, Z. 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.

Cantú, I., y González, H. 2002. Propiedades hidrológicas del dosel de los bosques de pino-encino en el noreste de México. En: *Ciencia UANL* 5(1): 72-78.

Challenger, A., y Soberon, J. 2008. Los ecosistemas terrestres. En *Capital natural de México. Vol 1: Conocimiento actual de la biodiversidad.* Conabio. Mexico. 87-108 Pp.

Chanona-Gómez, F., Andrade-Gallegos, R., Castellanos-Albores, J., y Sánchez, J. 2007. Macromicetos del Parque Educativo Laguna Bélgica, municipio de Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad.* 78: 369-381.

Chaudhary, V., Kapoor, R., y Bhatnagar, A. 2008. Effectiveness of two arbuscular mycorrhizal fungi on concentrations of essential oil and artemisinin in three accessions of *Artemisia annua* L. En *Applied Soil Ecology.* 40(1): 174-181.

Chávez-León, G., Gómez-Reyes, V., y Gómez-Peralta, M. 2009. Riqueza de macromicetos del Prque Nacional Barranca del Cupatitzio, Michoacán, México. *Rev. Ciencia Forestal en México.* 34(105): 73-97.

Courtecuisse, R., y Duhem, B. 1995. *Mushrooms & Toadstools of Britain and Europe.* HarperCollins Publishers. 479 Pp.

Díaz, H., Guevara Féfer, F., y Valenzuela, R. 1988. Contribución al conocimiento de los macromicetos del estado de Michoacán. *Actas Botánica Mexicana.* 2: 21-44.

Díaz, R., Marmolejo, J. G., y Valenzuela, R. 2005. Flora micológica de bosques de pino y pino-encino en Durango. *Ciencia UANL.* 8(3): 362-369.

Dirección Nacional de Recursos Naturales y Conservación de la Biodiversidad. 2005. Primer inventario Nacional de Bosques Nativos. Proyecto bosques nativos y áreas protegidas. Argentina.

Esqueda, M. 2000. Taxonomía y ecología d macromicetos de regiones prioritarias de Sonora para la conservación. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. L021. México. D.F.

Estrada, A. 2004. Hongos ectomicorrizógenos y myxomycetes asociados con *Picea chihuahua* en la Sierra Trahumara. Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto No. X001. Universidad Autónoma de Tlaxcala. México. D.F.

FAO. 2011.

http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/index.php?option=com_content&task=view&id=2&Itemid=3).

Fenwick, D. 2013. <http://www.aphotofungi.com/index.html#>

Flores, O., y Gerez, P. 1994. Biodiversidad y Conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Conabio. UNAM. Segunda edición. D.F. México.

Frank, A. 1877. Über die biologischen Verhältnisse des Thalles einiger Krustenfl echten. *Beitrag zur biologie der Pfl anzen* **2**: 123–200.

Frutis, M. I., y Valenzuela, R. 2009. Parte II Diversidad de especies: Macromicetos. En Ceballos G., R. List, G. Garduño, R. López, M. J. Muñozcano, E. Collado y J. San Roman. (Eds.). La diversidad biológica del Estado de México. Estudio de Estado. Colección Mayor. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Biblioteca Mexiquense del Bicentenario. 523 Pp.

Furci, G. M. 2007. Fungi Austral. Guía de campo de los hongos más vistosos de Chile. 1ra. Ed. Chile. 199 Pp.

García, A., y Sánchez, J. 2009. Setas de la Península Ibérica y de Europa. Editorial EVEREST. León. España. 837 Pp.

García, J., Garza, F. 2001. Conocimiento de los hongos de la familia Boletaceae de México. *Ciencia UANL*. 4(3): 336-344.

García, J., Pedraza, D., Silva, C., Andrade, R., y Castillo, J. 1998. Hongos del Estado de Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro. 263 Pp.

García-Jiménez, J. 1999. Estudio sobre la taxonomía, ecología y distribución de algunos hongos de la familia Boletaceae (basidiomycetes, agaricales) de México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León. México.

Garibay-Orijel, R., Martínez-Ramos, M. y Cifuentes, J. 2009. Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino-encino de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. En: Revista Mexicana de Biodiversidad. 80: 521-534.

Garza, F., García, J. y Castillo, J. 1985. Macromicetos asociados al bosque de *Quercus rysophylla* en algunas localidades del centro del estado de Nuevo León. Rev. Mex. Mic. 1: 423-437.

Garza, F. 1986. Hongos ectomicorrícicos en el estado de Nuevo León. Rev. Mex. Mic. 2: 197-205.

Garza, F., García, J., Estrada, E., y Villalón, H. 2002. Macomicetos, ectomicorrizas y cultivos de *Pinus culminicola* en Nuevo León. Ciencia UANL. 5(2): 204-210.

Gómez M. A. 2009. Diversidad de Macromicetes en relación a estructura, especies arbóreas y microclima del Bosque Mesófilo de Montaña en el Centro de Veracruz, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa. Veracruz.

Gómez, V., Gómez, M., y Terrón, A. 2011. Efecto de las variables ambientales sobre la biomasa de macromicetos ectomicorrícicos. Biológicas. 13(1): 70-76.

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: 596-601.

Guillen, G., Asensio, S., Pérez, M., y Benavente, V. 2004. Iniciación a la micología. En: Revista de Educación del CPR de Toledo. 6: 98-132.

Guzmán, G. 1973. Some distributional relationships between Mexican and United States mycofloras. Micología. 65: 1319-1330.

Guzmán, G. 1995. La diversidad de hongos en México. Ciencia. 39: 52-57.

Guzmán, G. 2003. Los hongos de El Edén, Quintana Roo. Introducción a la micobiota tropical de México. Instituto de Ecología, A.C. y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Guzmán, G. 2008. Análisis de los estudios sobre los macromycetes de México. Revista Mexicana de Micología. 28: 7-15.

Guzmán-Dávalos, L., y Guzmán, G. 1979. Estudio ecológico comparativo entre los hongos (macromicetos) de los bosques tropicales y de los de coníferas del sureste de México. Revista Mexicana de Micología. 13: 89-126.

Halffter, G., y Moreno, C. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En Halffter G., J. Soberon, P. Koleff y A. Melic (Eds.). Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa (α), beta (β) y gamma (γ). Vol 4. Monografías 3er Milenio. Zaragoza. España.

Halling, R., y Mueller, G. 2013. <http://www.nybg.org/bsci/res/hall/index.html>

Harley J. L., y Smith S. E. 1983. *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press, London, UK.

Heredia, G. 1989. Estudio de los hongos de la Resera de la Biósfera El Cielo, Tamaulipas. Consideraciones sobre la distribución y ecología de algunas especies. *Acta Botánica Mexicana*. 7: 1-18.

Herrera, T., y Ulloa, M. 1998. El Reino de los Hongos. *Micología Básica y Aplicada*. UNAM-FCE, México, D.F.

Herrera-Fonseca, M., 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*. Instituto de Ecología. 58: 19-50.

Himmelsbach, W. 2009. Caracterización de bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental en México considerando el factor limitante hídrico. Tesis Doctorado. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. 112 Pp.

INBio. 2013. <http://www.inbio.ac.cr/papers/hongos/micro.htm>

Kauserud, H., Stige, L., Olav, J., Okland, R., Holland, K., y Stenseth, N. 2008. Mushrooms fruiting and climate change. *PNAS*. 105(10): 3811-3814.

Kout, J., y Vlasák, J. 2010. Notes on two species of *Diplomitoporus* (Basidiomycota, Polyporaceae) of Central America. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 81: 9-14.

Kuo, M. 2006. <http://www.mushroomexpert.com/identifying.html>

Laessoe, T., y Lincof, G. 2002. *Smithsonian Handbooks Mushrooms*. 2da. Ed. Dorling Kindersley Book. Inglaterra. 304 Pp.

Landeros, F., Castillo, J., Guzmán, G., y Cifuentes, J. 2006. Los hongos (macromicetos) conocidos en el cerro El Zamorano (Querétaro-Guanajuato), México. En: *Revista Mexicana de Micología*. 22: 25-31.

Lindner, D., Ryvarden, L., y Baronis, T. 2011. A new species of *Daedalea* (Basidiomycota) and a synopsis of core species in *Daedalea sensu stricto*. North American Fungi. 6(4): 1-12.

Lodge, J., Ammirati, J., O'Dell, T., y Mulelller, G. 2004. Collecting and describing macrofungi. En Mueller G., G. Bills y M. Foster (Eds.). Biodiversity of fungi. Inventory and monitoring method. Elsevier Academic Press. San Diego California. USA.

Lonsdale, D., Pautasso, M., y Holdenrieder, O. 2008. Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. Eur. J. Forest. Res. 127: 1-22.

López-Eustaquio, L., Portugal, D., Bautista, N., y Venegas, R. 2010. Biodiversidad fungica de la Reserva ecológica “Corredor Biológico Chichinautzin”, Morelos, México. En Martínez-Carrera D., N. Curvetto, M. Sobal, P. Morales y V. Mora. Hacia un desarrollo sostenible del sistema de producción-consumo de los hongos comestibles y medicinales en Latinoamérica: avances y perspectivas en el siglo XXI 210 45-58 Pp.

Lorenzo, P., y Castro, M. 2009. Estudio de la micocenosis de macromicetos del Parque Natural del Monte Aloia (Pontevedra, España). Anales del jardín Botánico de Madrid. 66: 151-156.

Magurran, A. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 pp.

Magurran, A. 1989. Diversidad Ecológica y su medición. Ediciones Vedral, Barcelona. España.

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. 2000. Diversidad fúngica en dos ecosistemas forestales del estado de Nuevo León, México. Reporte Científico No. 36. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. 43 Pp.

Martínez, O., Valenzuela, E., y Godoy, R. 2005. Hongos aislados desde suelos de bosques de *Araucaria-Nothofagus* después de un incendio en el Parque Nacional Tolhuaca. Boletín Micológico 20: 35-39.

Martínez, P. 2008. Producción de carpóforos de macromicetos epigeos en masas ordenadas de *Pinus sylvestris* L. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid. España.

Mata, M. 2003. Macrohongos de Costa Rica. 2ed., Instituto Nacional de Biodiversidad. INBio. Vol. 1.Santo Domingo de Heredia. Costa Rica. 256 Pp.

Medel, R., Guzmán, G., y Castillo, R. 2010. Adiciones al conocimiento de Xylaria (Ascomycota, Xylariales) en México. *Revista Mexicana de Micología*. 31: 9-18.

Méndez, H. 2006. Identificación y evaluación del impacto de hongos causantes de pudrición blanca en bosques de pino en el estado de Nuevo León, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. Nuevo León. México.

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. Texcoco. Estado de México.

Mihail, J., Bruhn, J., y Bonella, P. 2007. Spatial and temporal patterns of morel fruiting. *Mycol. Res.* 3: 339-346.

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.

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, 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.

Moorhead, D., y Reynolds, J. 1992. Modeling the contributions decomposer fungi in nutrient cycling. En Carroll G., y Wicklow D.T. *The fungal community*. Decker. New York.

Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA. Pachuca. México. 84 Pp.

Moreno, C., Barragán, F., Pineda, E., y Pavón, N. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 1249-1261.

Mueller, G., Bills, G., y Foster, M. 2004. Biodiversity of fungi. Inventory and Monitoring Methods. 1ra. Ed. Elsevier Academic Press. California. USA. 777 Pp.

Neary, D., Klopatek, C., DeBano, L., y Folliott, P. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. En *Forest Ecology and Management*. 122:51-71.

Neyra, G., y Durand, L. 1998. Parte II Recursos Naturales. Biodiversidad. En Conabio. La diversidad Biológica de México: Estudio de País. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

O'Dell, T., Ammirati, J., y Schreiner, E. 1999. Species richness and abundance of ectomycorrhizal basidiomycetes sporocarps on a moisture gradient in the *Tsuga heterophylla* zone. *Canadian Journal of Botany*. 77: 1699-1711.

ONU. <http://www.un.org/es/events/biodiversityday/forests.shtml>.

Pardavé, L., Flores, L., Franco, V., y Robledo, M. 2007. Contribución al Conocimiento de los Hongos (*Macromicetos*) de la Sierra Fría, Aguascalientes. *Investigación y Ciencia*. Universidad Autónoma de Aguascalientes. 37: 4-12.

Pardavé, M., y Terán, M. 1999. Estudio comparativo de dos comunidades de Macromicetos en el área protegida de Sierra Fría. *Investigación y Ciencia*. 2-10.

Paterson, R., Massicotte, H., y Melville, L. 2004. *Mycorrhizae: Anatomy and cell biology*, NRC. Research Press, Canada, Ottawa.

Pazos, A. 2007. 2007. Los hongos en el ecosistema. *Agrupación Micológica A Zarrota*. 2(6): 1-18.

Pérez-Silva, E., Esqueda, M., Herrera, T., y Coronado, M. 2006. Nuevos registros de Agaricales de Sonora, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 77: 23-33.

Phillips, R. 1981. *Mushrooms and other fungi of Great Britain & Europe*. 1ra. Ed. Pan Books. Londres. 288 Pp.

Phillips, R. 2001. <http://www.rogersmushrooms.com/>

Pinna, S., Gévry, M., Côté, M., y Sirois, L. 2010. Factors influencing fructification phenology of edible mushrooms in a boreal mixed forest of Eastern Canada. *Forest Ecology and Management*. 260: 294-301.

Polishook, J., Bills, G., y Lodge, D. 1996. Microfungi from decaying leaves of two rain forest trees in Puerto Rico. *Journal of Industrial Microbiology*. 17: 284-2294.

Pompa, A., Aguirre, E., Encalada, A., De Anda, A., Cifuentes, J., y Valenzuela, R. 2011. Los Macromicetos del Jardín Botánico de ECOSUR “Dr. Alfredo Barrera Marín” Puerto Morelos, Quintana Roo. Serie Diálogos/ Número 6. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. CONABIO. México. 108 Pp.

Quiñonez, M. 2007. Diversidad y Abundancia de hongos ectomicorrizógenos en comunidades forestales del municipio de Bocoyna, Chihuahua. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua. México.

Quiñonez, M., Garza, F., Sosa, M., Lebgue, T., Lavin, P., y Bernal, S. 2008. Índices de diversidad y similitud de hongos ectomicorrizógenos en bosques de Bocoyna, Chihuahua, México. En *Rev. Cien. For. En México*. 33(103): 188.

Raymundo, T., Decock, C., Valenzuela, R., Amalfi, M., Cifuentes, J., y Pacheco-Mota, L. 2012. Nuevos registros del género *Fomitoporia* (Hymenochaetales, Basidiomycota). En México. En *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83: 313-326.

Raymundo, T., Valenzuela, R., y Cifuentes, J. 2008. Dos especies del género *Phellinus* (Hymenochaetales, Basidiomycota) en México. En: *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 79: 295-301.

Richardson, D. 2000. Ecology and biogeography of pinus. Cambridge University Press. http://books.google.com.mx/books?id=YawYOzQmcHEC&pg=PA295&lpg=PA295&dq=Ecology+and+Biogeography+oh+pinus&source=bl&ots=SGh6mr5CMF&sig=rXSEdwYJIpUjMNaiFU1ho8WYlJw&hl=es&ei=bzGwTvLfDcPdgQe6iLG0AQ&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=2&ved=0CCYQ6AEwAQ#v=onepage&q&f=false.

Rockefeller, A. 2013. En línea: <http://mushroomobserver.org/>. (

Rodríguez, E. 2009. Biodiversidad de la familia Boletaceae en dos bosques de *Fagus grandifolia* var. Mexicana del estado de Hidalgo, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca. México.

Rodríguez, O., Villaseñor, L., Cedano, M., y Arias, A. 2002. Guía Ilustrada: Hongos del Bosque La Primavera. Universidad de Guadalajara. Guadalajara. México. 109 Pp.

Rodríguez, O., Herrera-Fonseca, M., Sánchez-Jácome, M., Álvarez, I., Valenzuela, R., García, J., y Guzmán-Davalos, L. 2010. Catálogo de la micobiota del bosque La Primavera, Jalisco. En: *Revista Mexicana de Micología*. 32: 29-40.

Romero-Bautista, L., Pulido-Flores, G., y Valenzuela, R. 2010. Estudio micoflorístico de los hongos poliporoides del estado de Hidalgo, México. *Polibotánica*. 29: 1-28.

Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ª Edición Digital. Comisión nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 Pp.

Salinas-Salgado, E., Valenzuela, R., Raymundo, T., Cipriano-Salazar, M., Cruz-Lagunas, B., y Hernández-Castro, E. 2012. Macromicetos xilófagos del bosque tropical caducifolio en el municipio de Cocula, Guerrero, México. *Polibotánica*. 34: 137-155.

Santiago, M., y Estrada-Torres, A. 1999. Hongos ectomicorrizógenos y producción de inoculantes para plantas de interés forestal. Folleto Técnico No. 19. Universidad Autónoma de Tlaxcala. 20 Pp.

Schmit, J., Murphy, J., y Mueller, G. 1999. Macrofungal diversity of a temperate oak forest: a test of species richness estimators. *Canadian Journal of Botany*. 77: 1014-1027.

Selosse, M.-A., Martín, F., y Le Tacon, F. 2001. Intraspecific variation in fruiting phenology in an ectomycorrhizal *Laccaria* population under Douglas fir. *Mycol. Res.* 105(5): 524-531.

Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. En C. E. Shannon. W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois. Press.

Smith, S., y Read, D. 2008. Mycorrhizal Symbiosis, 3ra edición, Academic Press, ELSIEVE, New York.

StatSoft. Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.

Synnott, T., y Marroquín, J. 1987. Ecología del terreno de Santa Rosa, Iturbide, Nuevo León. Con una lista anotada de los árboles y arbustos. Reporte Científico No. 6. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. 36 Pp.

Trappe, J. 1977. Selection of fungi for inoculation in nurseries. *Annual Rev. Phytopathol.* 15: 203-222.

Trappe, J., y Louma, D. 1992. The Ties that bind: fungi in ecosystems. En Carroll G., y D. Wicklow (Eds.) The fungal community-its organization and role in the ecosystems. Marcel Dekker. New York. 17-27 Pp.

Valenzuela, E., Leiva, S., y Godoy, R. 2001. Variación estacional y potencial enzimático de microhongos asociados con la descomposición de hojarasca de *Nothofagus Pumilio*. Revista Chilena de Historia Natural. 74: 737-749.

Valenzuela, R. 2011. Revisión de las especies con Himenóforo poroide de la Familia Hymenóforo poroide de la familia Hymenochaetaceae (Aphylophorales, Hymenomycetes) en México. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México. D.F.

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.

Vázquez, S. 2008. Ecología de comunidades de macromicetos a los largo de un gradiente altitudinal en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca. 68 Pp.

Villarruel, J., 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.

Whittaker, R. 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon. 21(2-3): 213-251.

Wood, M., y Stevens, F. 2012. The fungi of California. <http://www.mykoweb.com/CAF/index.html>

Wright, J., y Albertó, E. 2006. Hongos de la región pampeana. Volumen 2: Hongos sin láminas. L.O.L.A. Buenos Aires. Argentina. 412 Pp.

Zar, J. 2010. Biostatistical Analysis. 5ta. Ed. Pearson Prentice Hall. New Jersey. USA. 944 Pp.