



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS (CIEco)
Biología ambiental

**Disponibilidad de macromicetos silvestres comestibles en dos unidades del
paisaje en un Parque Nacional en el eje Neovolcánico**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

Mariano Torres Gómez

TUTOR: Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup. CIEco, UNAM.

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR:

Dr. Alejandro Casas Fernández. CIEco, UNAM.

Dr. Roberto Garibay Orijel. Instituto de Biología, UNAM.

MÉXICO, D.F. Diciembre, 2012.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 24 de septiembre de 2012, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL) del alumno TORRES GÓMEZ MARIANO con número de cuenta 510020510, con la tesis titulada: "DISPONIBILIDAD DE MACROMICETOS SILVESTRES COMESTIBLES EN DOS UNIDADES DEL PAISAJE EN UN PARQUE NACIONAL EN EL EJE NEOVOLCÁNICO", bajo la dirección del DR. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP.

Presidente: Dr. Joaquín Cifuentes Blanco
Vocal: Dra. Mayra Elena Gavito Pardo
Secretario: Dr. Alejandro Casas Fernández
Suplente: Dra. Hermelinda Margarita Villegas Ríos
Suplente: Dr. Roberto Garibay Orijel

Sin otro particular, quedo de usted.

ATENTAMENTE

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"

Cd. Universitaria, D.F., a 21 de noviembre de 2012.

M. del Coro Arizmendi
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA

c.c.p. Expediente de la interesada

AGRADECIMIENTOS Y APOYOS RECIBIDOS

Al posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM, al Consejo Nacional Para la Ciencia y Tecnología CONACyT por el apoyo económico otorgado a través de la beca para la realización de mis estudios de posgrado.

Se agradece al Fondo Mixto de Fomento a la Investigación Científica y Tecnológica Conacyt – Gobierno del Estado de Michoacán por la beca otorgada en el marco del proyecto “Estudio de la diversidad de los hongos ectomicorrízicos asociados a los encinos de la cuenca de Cuitzeo”, Clave MICH-2009-C05-112966 por el apoyo brindado para la realización de este trabajo.

A mi asesor, el Dr. Diego Rafael Pérez Salicrup, por toda su guía, enseñanza, amistad y por su calidad como persona.

A los miembros de mi comité tutorial, Dr. Alejandro Casas por sus comentarios y observaciones al proyecto, y al Dr. Roberto Garibay Orijel, por su disposición, enseñanza y tiempo, ya que sin su ayuda y conocimiento el proyecto no hubiera culminado de esta manera.

Al Biol. Mario Antonio Guevara Santamaría por su apoyo en la realización del mapa de las plantaciones y sus réplicas por medio de SIG, así como por facilitarme los datos meteorológicos de Enriqueta García.

Al M.C. Ignacio Torres García y a Benjamín Torres García por su apoyo en la caracterización arbórea de las áreas. Sin contar que son excelentes primos.

A los M.C. Marlene Gómez Peralta y Víctor Gómez Reyes de la UMSNH por su apoyo en la facilitación bibliográfica propiedad del EBUM y sobre todo por su amistad.

Al Dr. José de Jesús Fuentes Junco. Por facilitarme datos de la estación meteorológica de San Miguel del Monte.

A mis padres, hermano y cuñada Pau que siempre me han apoyado en mis decisiones y me han impulsado a seguir adelante. A Mapuche, Quetzalcóatl y Piji.

A la comunidad de Charo, los cuales me permitieron trabajar en el Parque Nacional, y en especial a los Sres. Pablo Pizano Rodríguez y Miguel Carabantes quienes fueron cuidadores de la zona recreativa del Parque, durante mis visitas.

Al Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco) por darme la oportunidad de aprender y ser parte de él.

Y finalmente a la inigualable UNAM.

ÍNDICE			
I.-		INTRODUCCIÓN	1
	1.1	Importancia y diversidad de los hongos	2
	1.2	Hongos saprobios	4
	1.3	Hongos micorrízicos	4
	1.4	Historia de los hongos: colecta y cultivo	5
	1.5	Identificación de esporomas comestibles	8
	1.6	Valor nutricional de los hongos	10
	1.7	Importancia de los bosques de coníferas y encinos	11
	1.8	Bosque de <i>Pinus</i>	12
	1.9	Bosque de <i>Quercus</i>	12
	1.10	Género <i>Cupressus</i>	13
	1.11	Importancia del aprovechamiento sustentable de los PFNM	13
II.-		ANTECEDENTES	15
III.-		OBJETIVO	18
IV.-		HIPÓTESIS	18
	4.1	Hipótesis particulares	18
V.-		MÉTODOS	19
	5.1	Sitio de estudio	19
	5.1.1	Hidrología	21
	5.2	Diseño Experimental	21
	5.2.1	Condiciones climáticas	21
	5.2.2	Cuantificación de esporomas comestibles	21
	5.2.3	Suelos	24
	5.2.4	Caracterización de la vegetación de las áreas	24
	5.2.5	Identificación taxonómica	24
	5.3	Análisis	25
	5.3.1	Condiciones climáticas	25
	5.3.2	Suelos	25

	5.3.3	Caracterización de la vegetación de las áreas	25
	5.3.4	Cuantificación de esporomas comestibles	26
		Disponibilidad	26
	5.3.5	Análisis multicriterio	27
VI.-		RESULTADOS	28
	6.1	Condiciones climáticas	28
	6.1.2	Suelos	31
	6.1.3	Caracterización de la vegetación de las áreas	33
	6.2	Cuantificación de esporomas comestibles	37
	6.2.1	Densidad	37
	6.2.2	Peso	39
	6.2.3	Riqueza de especies	41
	6.2.4	Dominancia	44
	6.2.5	Disponibilidad temporal	46
	6.2.6	Análisis multicriterio	48
VII.-		DISCUSIÓN	49
	7.1	Condiciones climáticas	49
	7.1.2	Suelos	49
	7.1.3	Caracterización de la vegetación de las áreas	50
	7.2	Cuantificación de esporomas comestibles	50
	7.2.1	Densidad	51
	7.2.2	Peso fresco y precios	52
	7.2.3	Riqueza	54
	7.2.4	Dominancia	56
	7.2.5	Disponibilidad temporal	57
	7.2.6	Análisis multicriterio	59
VIII.-		CONCLUSIONES	59
IX.-		LITERATURA CITADA	61
X.-		ANEXO 1	79
	10.1	Clasificación de las especies estudiadas	79

	10.2	Descripción de las especies estudiadas	81
	10.3	Especies saprobias	81
	10.4	Especies ectomicorrízicas	84

ÍNDICE FIGURAS			
Fig.	1	Ubicación del Parque Nacional	20
Fig.	2	Ubicación de las áreas de estudio	23
Fig.	3	Promedio de la temperatura y humedad relativa de las áreas	30
Fig.	4	Curva del valor de importancia ecológica de los árboles	36
Fig.	5	Número de esporomas por hectárea de hongos comestibles	37
Fig.	6	Densidad de cada especie	38
Fig.	7	Peso total entre áreas y grupos de hongos	39
Fig.	8	Peso de cada especie	40
Fig.	9	Riqueza de especies	42
Fig.	10	Curvas de acumulación de especies entre áreas	43-44
Fig.	11	Curvas de los valores de importancia ecológica de las especies de hongos entre las áreas	45
Fig.	12	Disponibilidad temporal	46
Fig.	13	Análisis multicriterio	48
ÍNDICE TABLAS			
Tab.	1	Superficie y rango de altitudes de las áreas de estudio	23
Tab.	2	Promedios semanales de la temperatura y humedad relativa	28
Tab.	3	Promedio de los valores de los análisis de suelos	31
Tab.	4	Valores del valor de importancia ecológica de las especies de árboles de las áreas	33
Tab.	5	Hábito de las especies estudiadas	41

Tab.	6	Orden de las especies según su valor de importancia ecológica	42
Tab.	7	Disponibilidad temporal	45
Tab.	8	Peso/ha de los esporomas y su valor potencial	47

RESÚMEN

El interés por los productos forestales no maderables (PFNM) ha aumentado recientemente, pues éstos representan recursos de valor potencial cuyo aprovechamiento puede significar opciones viables para evitar la conversión de los ecosistemas de uso forestal a otras formas de uso de la tierra. Un aprovechamiento adecuado de los PFNM puede permitir a las comunidades que dependen del uso forestal satisfacer sus necesidades sin degradar los ecosistemas. En los contextos rurales de México los hongos aportan frecuentemente PFNM de relativamente alto valor económico. El presente estudio se realizó en un Parque Nacional situado en el Eje Neovolcánico en Michoacán, en donde se consideró necesario evaluar cuantitativamente si prácticas de manejo forestal como el establecimiento de plantaciones, afectan la disponibilidad de hongos silvestres comestibles. Se comparó la disponibilidad (densidad, peso fresco por hectárea, riqueza de especies y disponibilidad temporal) de esporomas silvestres comestibles entre plantaciones de *Cupressus lusitanica*, (género no ectomicorrízico) y bosque nativo de pino-encino. No se identificaron diferencias significativas en variables abióticas (clima y propiedades físicas y químicas del suelo) entre los sitios analizados. La composición del bosque de pino-encino está dominada por especies de *Quercus*, mientras que en las plantaciones lo está por *Cupressus lusitanica*. Se hipotetizó que la disponibilidad de esporomas silvestres comestibles sería influida por la composición vegetal; particularmente, que en el bosque de pino-encino habrá mayor densidad y peso/ha de esporomas de especies ectomicorrízicas, así como mayor riqueza de especies; mientras que en las plantaciones de *C. lusitanica* habrá mayor abundancia de esporomas de especies saprobias, así como mayor dominancia de especies. Se encontró mayor riqueza (11 spp.), peso/ha (3433.72 gr/ha) y disponibilidad temporal de esporomas silvestres comestibles en el bosque de pino-encino. En las plantaciones hubo mayor densidad y dominancia de una sola especie saprobia (*Gymnopus dryophilus*). En una gráfica tipo AMIBA se incluyeron las cinco variables cuantitativas analizadas en cada área, y se aprecia que hay una mayor disponibilidad de esporomas silvestres comestibles en el bosque de pino-encino, lo que nos indica que las plantaciones de *Cupressus lusitanica* efectivamente comprometen la disponibilidad de esporomas silvestres comestibles, particularmente para las especies ectomicorrízicas. Los resultados

muestran la importancia en el manejo forestal de las especies potencialmente hospederas ectomicorrízicas como opciones para el establecimiento de plantaciones.

ABSTRACT

Interest in non-timber forest products (NTFP) has increased recently, as they represent potentially valuable resources whose exploitation could mean viable options to prevent the conversion of forest ecosystems to use other forms of land use. A proper use of NTFPs can enable communities that depend on forest use to meet their needs without degrading ecosystems. In rural areas from Mexico, edible mushrooms provide NTFPs of relatively high economic value. This study was conducted in a National Park located in the Mexican Neovolcanic belt in Michoacan, where we considered necessary to evaluate quantitatively whether the establishment of plantations affects the availability of wild edible mushrooms. We compared the availability (density, fresh weight per hectare, species richness and temporal availability) of wild edible fruiting bodies between *Cupressus lusitanica* plantations (not a ectomycorrhizal genus) and pine-oak native forest. There were no significant differences in abiotic variables (climate and physical and soil chemical properties) between the analyzed sites. The composition of pine-oak forest is dominated by species of *Quercus*, while on plantations by *Cupressus lusitanica*. It was hypothesized that the availability of wild edible fruiting bodies would be influenced by vegetation composition, particularly in the pine-oak forest will be more density and weight / ha of ectomycorrhizal species and higher species richness, while in the plantations of *C. lusitanica* saprophytic fruiting bodies will be more dense and more dominant. We found greater richness (11 spp.), Weight / ha (3433.72 g / ha) and temporal availability ($p = 0.05$) of wild edible mushrooms in pine-oak forest. In the plantations we found higher density ($p = 0.019$) and dominance of a single saprophytic specie (*Gymnopus dryophilus*). In an AMOEBA chart, which included the five quantitative variables analyzed in each area, there was a greater availability of wild edible mushrooms the pine-oak, which indicates that plantations of *Cupressus lusitanica* actually compromise the availability of wild edible fruiting bodies, particularly for ectomycorrhizal species. Our results show the importance of ectomycorrhizal host species as potential options for the establishment of plantations.

I.- INTRODUCCIÓN

Los productos forestales no maderables (PFNM) son bienes de origen biológico diferentes a la madera, que provienen de Áreas Naturales, áreas bajo manejo forestal, áreas agroforestales, y de otras áreas donde la cobertura del terreno no ha sido modificada hacia la agricultura o ganadería extensivas (Peters, 1996; Meza, 2003). En el mundo estos productos incluyen potencialmente a miles de especies de plantas y sus partes, tales como, frutas, nueces, semillas, aceites, resinas y gomas. Entre los PFNM más valorados se encuentran diversas especies de hongos (Alvarado-Castillo y Benítez, 2009). El interés por analizar los PFNM ha aumentado recientemente, ya que éstos pueden constituir recursos de alto valor económico potencial, y su aprovechamiento en un área determinada puede evitar la conversión de los ecosistemas dedicados a la producción forestal a otros usos del suelo (Panayotou y Ashton, 1992). Un aprovechamiento adecuado de los PFNM podría satisfacer las necesidades de las comunidades que dependen del aprovechamiento forestal sin degradar los recursos naturales (Sheil y Wunder, 2002; Garibay *et al.*, 2009). Sin embargo, aún son pocos los estudios que hayan evaluado cuantitativamente cómo afectan las prácticas de manejo forestal la disponibilidad de PFNM, particularmente de hongos (e.g. Villanueva-Jiménez *et al.*, 2006; Quiñónez-Martínez, 2007; Pérez-Salicrup y Avendaño-Astorga, 2010).

Entre las distintas prácticas de manejo forestal, una de las más comunes es el establecimiento de plantaciones, frecuentemente dirigidas a asegurar la producción de madera o celulosa, aunque también pueden establecerse para restaurar sitios perturbados (Pérez-Salicrup, 2005). En México, a partir de 1970 proliferaron las plantaciones de especies introducidas, principalmente *Eucalyptus* spp. y *Casuarina equisetifolia*, y de especies nativas, como *Cupressus lusitanica* y *Pinus* spp. (Cedeño y Pérez-Salicrup, 2005). Dichas plantaciones se hicieron en muchas ocasiones sin claridad de objetivos, y sin respetar la adecuada procedencia de las especies y semillas. Muchas de tales plantaciones se encuentran incluso dentro de Parques Nacionales y otras Áreas Naturales Protegidas, constituyendo unidades del paisaje que difieren de los remanentes de la vegetación original (Pérez-Salicrup *et al.*, 2006), sin que hasta la fecha se hayan evaluado los impactos de dichas plantaciones la disponibilidad de otros productos forestales como los hongos silvestres comestibles.

La disponibilidad de los recursos puede definirse como la posibilidad de acceder a éstos y utilizarlos. Para el aprovechamiento de esporomas (carpóforos) de hongos silvestres comestibles, la disponibilidad puede evaluarse en función de variables como la abundancia o densidad de esporomas, la biomasa de cada uno de ellos y la periodicidad en la que dichos esporomas pueden ser cosechados a lo largo del año. Estas medidas de disponibilidad en su conjunto pueden constituir una estimación de los recursos que pueden ser aprovechados por comunidades rurales y urbanas marginadas (Garibay *et al.*, 2009).

En este proyecto de investigación se evaluó la disponibilidad de hongos silvestres comestibles en plantaciones de *Cupressus lusitanica* y en remanentes de bosque de pino-encino en un Parque Nacional ubicado en el eje Neovolcánico en el estado de Michoacán, México.

Este estudio constituye uno de los primeros esfuerzos en México por evaluar cuantitativamente el posible compromiso entre los beneficios generados por medio del establecimiento de una plantación, y la disponibilidad de hongos silvestres comestibles como PFNM.

1.1 Importancia y diversidad de los hongos

Los hongos son organismos ampliamente distribuidos en todo el planeta, y constituyen el reino Fungi, el segundo más diverso entre los seres vivos (Tovar y Valenzuela, 2006). Se han descrito *ca.* 80,000 especies de hongos y se estima que hay alrededor de 1,500,000 especies en todo el mundo (Rossman, 1994), aunque algunos expertos creen que podría haber cerca de 5,000,000 (Lodge, 2001) y si se cuentan los hongos parásitos de insectos podrían incluso sumar 13,500,000 (Hywel-Jones, 1993). En el territorio de México se han descrito más de 8,000 especies de hongos y se estima que podría haber más de 200,000 especies (Guzmán, 2008).

Los hongos son organismos eucariontes heterótrofos y aclorófilos, que obtienen los nutrientes del medio a través de ósmosis (absorción) y cuyas paredes celulares están compuestas de quitina. En su ciclo de vida, los hongos presentan reproducción sexual y asexual. En los ecosistemas, los hongos son esenciales para la salud y crecimiento de los árboles ya que permiten el reciclaje y la absorción de nutrientes del suelo (Smith y Read, 2008), además de cumplir funciones insustituibles en la formación y mantenimiento de la

calidad del suelo y en la disminución de la erosión (Donnelly *et al.*, 2004; Pousk, 2009). Estos organismos son de gran importancia desde el punto de vista del aprovechamiento humano, pues se utilizan como medicinas, alimentos y en la industria, por lo que su aprovechamiento puede traducirse en un aumento en los ingresos y en el bienestar de varias comunidades (Tovar y Valenzuela, 2006).

Algunas especies de hongos, particularmente los comestibles, constituyen valiosos PFNM, pero su adecuado aprovechamiento depende de un cuidadoso diseño de estrategias de cosecha con base en el conocimiento de la distribución espacial y temporal, así como de la productividad de sus esporomas. En general, estos recursos son subutilizados debido a la falta de organización comunitaria, y por una notoria ausencia de conocimiento científico y tecnológico que permita su adecuada colecta, almacenamiento y procesamiento (Kues y Liu, 2000). Se sabe poco acerca de la ecología de poblaciones y comunidades de hongos silvestres, y este desconocimiento ha impedido que el aprovechamiento de hongos comestibles silvestres se convierta en una alternativa viable para el desarrollo que pueda enriquecer la dieta en zonas rurales y urbanas marginadas (Garibay *et al.*, 2009).

Algunas especies de hongos, llamados hongos saprobios (heterótrofos saprótrofos), descomponen materia orgánica, y compiten por los nutrientes del suelo con plantas, con otros hongos, y con otros microorganismos. Otras especies de hongos, denominados ectomicorrízicos, pueden beneficiarse y beneficiar a especies arbóreas y herbáceas a través de interacciones mutualistas como las micorrizas (Smith y Read, 1997). Ambos grupos de hongos (saprobios y ectomicorrízicos) incorporan la mayor parte de los hongos comestibles en prácticamente cualquier ecosistema (Malloch *et al.*, 1980; Pérez-Moreno y Read, 2004). En México, de manera tradicional se consumen 275 especies de macromicetos silvestres, las cuales se destinan principalmente al autoconsumo y a la venta en mercados regionales (Garibay *et al.*, 2009). Además, diversas compañías comercializadoras tanto nacionales como extranjeras han promovido el aprovechamiento intensivo con fines de exportación de algunas especies silvestres (Villarreal y Gómez, 1997). Ejemplos de especies cultivadas en el país son el champiñón (*Agaricus bisporus*), la seta (*Pleurotus ostreatus*), el Shiitake (*Lentinus edodes*).

1.2 Hongos saprobios

Los hongos saprobios son descomponedores de la materia orgánica, que desempeñan un papel ecológico fundamental, ya que junto con las bacterias, son los encargados de desintegrar la materia orgánica en compuestos más sencillos, haciéndolos disponibles para el resto de los organismos (Vogt *et al.*, 1991). Existen numerosos compuestos orgánicos, particularmente de origen vegetal como la lignina, celulosa, hemicelulosa y pectina, que son difíciles de descomponer, y los hongos saprobios son los únicos organismos capaces de hacerlo gracias a enzimas como las manasas, gluconasas, xylanasas y galacto-sidasas, entre otras (Dighton, 2003). Se ha demostrado (Rousk, 2009) que estos hongos son responsables de una gran parte de la absorción de nutrientes en los bosques.

1.3 Hongos micorrízicos

Una micorriza es la simbiosis entre el micelio de un hongo y las raíces de una planta (Smith y Read, 1997). Las micorrizas se establecen en la mayoría de las plantas (vasculares y no vasculares), y colonizan el tejido cortical de los rizoides o de las raíces durante los periodos de crecimiento vegetal activo. Existen varios tipos de micorrizas. Las ectomicorrizas son aquellas en las que la interacción no involucra la penetración de las células del hongo en las células vegetales, formándose la llamada red de Hartig, con las hifas que crecen entre las células corticales, y un manto fúngico con las hifas externas que cubren a la raíz. Esta es una de las asociaciones simbióticas más importantes en los ecosistemas forestales templados y de montaña en los trópicos, en donde las especies dominantes de árboles tienen una asociación ectomicorrízica obligada (Malloch *et al.*, 1980; Pérez-Moreno y Ferrera-Cerrato, 1992; Pérez Moreno, 2003). En esta simbiosis, la planta transfiere al hongo del 10 al 15% del carbono fijado, mientras que el hongo transfiere a la planta nutrientes minerales como el P (Smith y Read, 2008) y N (Marin, 1987; Chalot y Bran, 1998; Nava-Gutiérrez y Hernández-Cuevas, 2003), entre otros. Se ha estimado que existen alrededor de 6000 especies de plantas que forman asociación de tipo ectomicorriza (5600 angiospermas y 285 gimnospermas aproximadamente; Brundrett, 2009), y más de 5000 especies de hongos ectomicorrízicos, de los cuales alrededor del 90%

son Basidiomicetes (Malloch *et al.*, 1980; Pérez-Moreno y Read, 2004). Estos hongos proporcionan a los fitobiontes mayor captación de agua, fitohormonas, protección contra patógenos e incremento en la longevidad y expansión de las raíces (Marks y Kozlowski, 1973; Harley y Smith, 1983; Marshall y Perry, 1987). La importancia de la asociación micorrízica en el crecimiento de los árboles fue puesta en evidencia cuando plantaciones experimentales de pinos exóticos fracasaron en diversas partes del mundo debido a la ausencia de los hongos simbioses (Mikola, 1973; Castellano y Molina, 1989). Los hongos ectomicorrízicos crecen simbióticamente con las raíces de los árboles, por lo que el manejo adecuado de este tipo de hongos afecta considerablemente la sustentabilidad de los hábitats aprovechados con fines forestales (Pilz *et al.*, 2002). Los hongos ectomicorrízicos pueden ser utilizados como factores potenciales para determinar la diversidad y equilibrio de los ecosistemas forestales templados. Así, cualquier cambio drástico en la población de estos hongos puede tener consecuencias en la composición de las comunidades vegetales causando cambios en los ecosistemas (Quiñónez-Martínez *et al.*, 2005).

1.4 Historia de los hongos: colecta y cultivo

El uso y conocimiento de los hongos ha crecido y acompañado al hombre desde el inicio de la civilización hace 9000 años (Wasson, 1957), tal y como puede atestigüarse en las pinturas rupestres en cuevas de la Meseta de Tassili en el Sahara que representan figuras humanoides con forma de hongos (Lajoux, 1963), o como las figuras de hongos en Centro y Sudamérica con una antigüedad de más de 2,500 años (Guzmán, 2003). Con el tiempo, y en base a características morfológicas básicas, los humanos descubrieron qué especies de hongos son comestibles y cuáles venenosas, y además, cuáles son de mejor sabor al paladar, y de mayor tamaño, desarrollándose así un conocimiento empírico acerca de los hongos (Wasson, 1957; Guzmán, 1959, 1984, 2003; Moreno-Fuentes *et al.*, 2001; Guzmán, 2011). De hecho en 1991 en la frontera de Italia y Austria se encontró un cuerpo humano de 5000 años (del Neolítico), el cual traía en su bolsa de piel dos tipos de hongos, uno poliporáceo para hacer y transportar fuego (*Fomes fomentarius*) y otra especie comestible y medicinal (*Piptoporus betulinus*; Peintner *et al.*, 1998).

En muchos países los esporomas de especies de hongos silvestres son recolectados como alimento, como medicina, o con fines ceremoniales. Los esporomas han sido también, más que el micelio, el objeto de estudio para el manejo y conservación de los hongos. Los esporomas de basidiomicetes contienen sustancias que pueden emplearse en la fabricación de objetos tan diversos como medicinas, saborizantes, colorantes y perfumes; sin embargo, el potencial de aprovechamiento puede ser mucho mayor (Kues y Liu, 2000). Los esporomas tienen funciones específicas, como la diseminación de esporas para la formación de nuevo micelio (Gregory, 1984) y valor alimenticio para micro y macrofauna (Avila *et al.*, 1999).

En China, cerca del año 600 de nuestra era fue cultivado por primera vez un hongo macroscópico comestible (*Auricularia auricula-judae*), sin embargo, los romanos son considerados pioneros en cuanto a conocimiento gastronómico de los hongos, y con la expansión de su imperio, éste conocimiento se difundió por gran parte de Europa, Asia Central y Norte de África (Gamundi y Horak, 1995). Por ejemplo, la especie *Amanita caesarea* fue nombrada así por los Cesares que nombraban a los hongos comestibles como “carne de los dioses”. En América, los aztecas y los mayas conocían y hacían uso de varias especies de hongos comestibles y alucinógenos (Guzmán, 1984). Algunos autores (Gamundi y Horak, 1995; Díaz, 2003) mencionan que con la llegada de los españoles el uso y conocimiento de los hongos alucinógenos en México se fue perdiendo, sin embargo hoy en día existen algunos lugares donde aún se utilizan. Alrededor del siglo XVII hortelanos de melones de París se dieron cuenta que en el excremento de su ganado crecían champiñones, creando así la idea de poder cultivar hongos. Pero fue hasta el siglo XIX que el agricultor francés Pierre De Chambry utilizó las catacumbas de Chaillot al sur de París como invernaderos para producir hongos y al observar su gran éxito, los vecinos lo imitaron y se difundió el champiñón francés.

El verdadero desarrollo del cultivo de hongos con fines comestibles se dio después de la Segunda Guerra Mundial y la reconstrucción de Europa. Actualmente los principales países comercializadores de hongos son: EE.UU., Canadá, Francia, China, Inglaterra y Holanda (Barbado, 2003). Se cultivan unas 30 especies de hongos en todo el mundo, produciendo más de siete millones de toneladas de hongos cultivados cada año (Martínez-

Carrera *et al.*, 2007) y un millón de toneladas de hongos silvestres (France, 2002). Es por esto que el cultivo de hongos presenta un potencial económico importante en la industria biotecnológica la cual se ha expandido en todo el mundo en las últimas décadas.

En contraste, en México se producen alrededor de 28,000 toneladas al año de hongos comestibles, de estas el 93% corresponde a los champiñones (*Agaricus*), 6.9% a las setas (*Pleurotus*) y 0.03% al shiitake (*Lentinus*; Martínez-Carrera *et al.*, 2000).

Además de la producción y comercialización de los hongos de especies saprobias como *Agaricus*, *Lentinus* y *Pleurotus*, se lleva a cabo una recolección intensiva y comercialización de especies silvestres, como el matsutake (*Tricholoma matsutake* la especie asiática y *Tricholoma magnivelare* especie americana) y las trufas (*Tuber melanosporum* y *Tuber aestivum*) además de especies de los géneros *Amanita*, *Boletus*, *Cantharellus*, *Clitocybe*, *Cordyceps*, *Ganoderma*, *Gymnopus* (= *Collybia*), *Gyromitra*, *Helvella*, *Hypomyces*, *Lactarius*, *Lepista*, *Lycoperdon*, *Morchella*, *Ramaria*, *Russula*, *Schizophyllum*, *Scleroderma*, *Termitomyces*, *Thelephora*, *Ustilago*, entre otras (Yamanaka, 1997).

Una dificultad en el aprovechamiento comercial de los basidiomicetes es que sólo las especies saprobias pueden ser inducidas a fructificar en cultivos artificiales. Algunos ejemplos de basidiomicetes cultivados en laboratorio son especies de los géneros *Agaricus*, *Auricularia*, *Flammulina*, *Lentinus*, *Pleurotus*, *Tremella* y *Volvariella* (Hall *et al.*, 2000).

Algunas especies muy apreciadas de hongos ectomicorrízicos son *Boletus edulis* y *Cantharellus cibarius* favoritas en culturas occidentales, y especies del género *Tricholoma* en Japón. Todas aun tienen que ser recolectadas en los bosques con limitaciones de variabilidad e impredecibilidad en su presencia año con año (Pilz y Molina, 2002).

Se han registrado alrededor de 2,500 especies de hongos comestibles en todo el mundo (Yun y Hall, 2004), de las cuales en México se conocen alrededor de 275 especies (Garibay *et al.*, 2009). Cada especie tiene diferente valor culinario y variables preferencias por los compradores, como lo son las especies del complejo de *Amanita caesarea*, las cuales son de las más apreciadas en México por su sabor delicado, y se pueden encontrar

siete de las 13 especies que crecen en el país según la clasificación de Guzmán y Ramírez-Guillén (2001).

1.5 Identificación de esporomas comestibles

En la taxonomía de hongos, y en particular en la identificación de hongos comestibles, existen dificultades como el gran número de taxa existentes, la separación entre los mismos, la incompleta o insuficiente descripción original descrita en la bibliografía, las diferentes interpretaciones de los autores, los continuos cambios en la nomenclatura y la abundante sinonimia. Todo esto lleva a un reto en la identificación taxonómica correcta de las especies a estudiar. Sin embargo, todos los estudios sobre la biodiversidad deben basarse en colecciones de especímenes debidamente catalogados (Caballero, 2006).

Para poder considerar a los hongos comestibles como PFSM y como unidades aprovechables se requiere de una adecuada identificación taxonómica, ya que la mayoría de las especies que crecen en los bosques de nuestro país han sido identificadas siguiendo criterios de afinidad anatómica con especies europeas. Sin embargo, la determinación taxonómica de especies neotropicales utilizando claves de identificación basados en hongos de otros continentes es inadecuada, debido a diferencias morfológicas, moleculares y de cultivo con las especies europeas (Sánchez, 2011). Aunque muchas especies crecen en ambas regiones, existen también especies de distribución restringida (Flores y Simonini, 2000), que a pesar de tener una alta semejanza en su aspecto, pueden diferir notoriamente en su valor nutritivo, o incluso en la presencia de compuestos tóxicos. Por otro lado, la comercialización de especies de hongos silvestres comestibles que no están adecuadamente identificadas, puede significar riesgo no sólo en los mercados (diferencias de sabor y textura pueden determinar una baja demanda del producto), si no también a la salud humana (aumenta la probabilidad de causar una intoxicación gastrointestinal o mortal). Tal es el caso de micetismos faloidianos (causados por *Amanita phalloides*) en el Oriente de Michoacán, donde se han registrado cinco envenenamientos mortales y se ha observado que la mayoría de los niños desconocen los hongos que crecen en sus bosques (Sánchez, 2007).

Es también el caso de intoxicaciones reportadas en Australia a causa de un error en la identificación debido a su parecido morfológico con especies comestibles Europeas (e.g. *Agaricus campestris* hongo comestible y *Amanita phalloides* hongo venenoso mortal), así como el de la especie *Armillaria mellea* hongo comestible muy valorado en Europa, que en Australia por causa de la vegetación específica, resulto ser amarga y difícil de consumir, y al estudiarla profundamente se determinó que realmente era otra especie, *A. luteobubilina* (Cole, 1994).

Otra alternativa de aprovechamiento la ofrecen las comunidades rurales e indígenas que conocen y consumen diferentes especies de hongos silvestres, donde la verdadera identidad taxonómica de las especies no es de importancia, ya que ellos tienen un conocimiento empírico que se basa en características morfológicas (forma, color, textura, olor, sustrato, temporada; Mapes *et al.*, 1981; Guzmán, 1984 y Torres-Gómez, 2008). Sin embargo, para estudios científicos la adecuada identificación taxonómica es de vital importancia tanto para su estudio, como para evitar la ingesta de especies tóxicas a partir de una mala identificación.

Además de consumirlas, algunas comunidades rurales comercializan varias especies de hongos silvestres comestibles en temporada de lluvias, lo que les determina un ingreso en temporada de lluvias (Torres-Gómez, 2008; Garibay *et al.*, 2009). En estos casos, los compradores asumen que estas especies son comestibles, y que quienes las venden tienen el conocimiento empírico necesario para identificarlas como tales. Sin embargo, tienen la limitación de no poder entrar a mercados mayores por cuestiones de identidad y de calidad. Un ejemplo de éstas limitaciones son algunas especies que consumen y venden los P'urhépecha de la zona de la meseta en Michoacán, ellos agrupan a por lo menos dos especies del género *Gymnopus* (= *Collybia*) y al género *Lyophyllum* en una sola categoría a la que le llaman “paxakuas” que significa montoncitos ó uachitas, debido a que son especies de tamaño pequeño pero muy numerosas, y que sin saberlo, todas se encuentran dentro de la familia Tricholomataceae; también agrupan a *Boletus* con *Suillus*, que a pesar de ser Boletaceos, son géneros distintos (Torres-Gómez, 2008).

Además, existe la dificultad de especies de las cuales no se sabe su ecología, ya que las condiciones ambientales juegan un papel crucial para que el hongo fructifique o no,

debido a que las condiciones óptimas para el crecimiento del micelio varían entre especies (Iwase, 1997; Selosse *et al.*, 2000; Fiore-Donno y Martin, 2001; Bergemann y Miller, 2002).

1.6 Valor nutricional de los hongos

Debido a su consistencia, la mayoría de los hongos cultivados (hongos saprobios), son con frecuencia denominados como “carne vegetal” (aunque no son vegetales), ya que pueden ser utilizados en diferentes preparaciones culinarias y su valor nutritivo es alto y comparable al de otros alimentos. El valor nutricional de los hongos comestibles se determina con base en el porcentaje de proteínas, grasas y carbohidratos con respecto a los de los alimentos cotidianos (Gaitán-Hernández, 2004). Los hongos silvestres, y en gran parte los ectomicorrízicos, a pesar de adquirir un precio más elevado que los hongos cultivados (Dell *et al.*, 2000), son preferidos por la gente debido a su sabor y textura, se ha desarrollado un gusto y aprecio a estos sabores diferentes y los relaciona con la alta cocina (Sanmee *et al.*, 2003).

Los hongos han sido un complemento alimenticio en diversas culturas y se encuentran entre las mejores fuentes de proteína comparados con las vegetales y animales (Gaitán-Hernández, 2004). Sus proteínas contienen todos los aminoácidos esenciales, son ricos en carbohidratos, vitaminas (B1, B12 y C en saprófitos cultivados y D, K, A y C en silvestres ectomicorrízicos; Chang y Buswell, 1996, Mattila *et al.*, 2001, Jiskani, 2001 y Buigut, 2002), fibras y minerales (K, P, Ca), además de ser bajos en contenido de grasas (Gaitán-Hernández, 2004). Ogundana y Fachada (1981) indicaron que un hongo contiene aproximadamente 16.5% de materia seca de los cuales 7.4% es la fibra cruda, 4.6% es proteína cruda y 4.48% es grasa y aceite. El contenido de proteína varía entre especies, por ejemplo en *Auricularia* va del 4 al 9% y entre el 24 y el 44% en especies de *Agaricus* (ambas especies saprobias). En especies silvestres la relación de alto contenido de proteínas y bajo en grasas es similar. Barros *et al.* (2007) calcularon que por cada porción de 100g de hongo comestible silvestre, proporciona en promedio 28 kcal (118 kJ).

1.7 Importancia de los bosques de coníferas y encinos

Desde los comienzos de las actividades agrícolas y del establecimiento de poblaciones sedentarias en México, los bosques de coníferas y encinos fueron de los ecosistemas más afectados por los asentamientos humanos y por las actividades de producción primaria (agricultura y producción forestal), debido a la fertilidad de sus suelos, el clima agradable con estaciones marcadas (el frío y la temporada seca ayudan a reducir las plagas y enfermedades) y la buena calidad maderable de sus bosques, entre otros factores (Challenger, 1998). Históricamente, las actividades forestales también han tenido un impacto destructivo en los bosques de coníferas y encinos (Rzedowski, 1988). Los troncos rectos, madera blanca y relativamente blanda de los pinos siempre ha sido un atractivo debido a su mayor facilidad de aserrío y para su conversión en tablas, postes, y otros productos. Su explotación para la producción de pulpa de papel es relativamente más reciente, pero ha tenido un fuerte impacto en los bosques de pino del país (Teschke y Demers, 1994). En contraste, los bosques de encino nunca han resultado muy atractivos para las actividades forestales maderables comerciales, pero han sido tradicionalmente aprovechados como fuente de leña y de carbón para el uso doméstico y comercial en muchas partes del país (Sánchez *et al.*, 2003).

En México, el 95% de la producción forestal ocurre en bosques de coníferas y encinos (SEMARNAT, 2008). En estos bosques también se han plantado especies tales como *Cupressus lusitanica* (Pérez-Salicrup *et al.*, 2006). Dichas plantaciones no son necesariamente puras, sino que pueden incorporar pinos y encinos que estaban establecidos antes de las plantaciones.

Es fundamental considerar que México es el país con mayor riqueza de especies de los géneros *Pinus* y *Quercus*, albergando alrededor de 60 y 150 especies, respectivamente (Rzedowski, 1988). Además, en los bosques dominados por estos géneros, hay una enorme diversidad de otros grupos taxonómicos (Madrigal-Sánchez, 2007). Por ello, y debido a que en estos bosques se lleva a cabo la mayor producción de madera en México, es fundamental entender cómo las prácticas de manejo forestal pueden alterar la diversidad de especies, y la disponibilidad de otros potenciales productos forestales, como lo son los hongos silvestres comestibles.

La mayoría de estos productos se obtienen por recolección, generan beneficios precarios y estacionales, en algunas zonas representan la única fuente de ingresos de las familias campesinas (Oria-de-Rueda, 1991; Pilz y Molina, 2002; Kranabetter *et al.*, 2005). Es importante destacar que aunque los bosques de pino-encino no son los ecosistemas con mayor diversidad en nuestro país (Rzedowski, 1988), es de ese tipo de vegetación de donde provienen una alta proporción de las especies aprovechadas como PFSM (Sánchez *et al.*, 2003).

1.8 Bosque de *Pinus*

Estos bosques se localizan principalmente en altitudes de 2000 a 4000 msnm, en áreas con precipitaciones de 700 a 1200 mm anuales, aunque hay algunas especies de pinos que son dominantes incluso a nivel del mar (e.g. *Pinus caribaea* var. *hondurensis* (Sénéclauze) Barrett y Golfari). Generalmente, crecen en suelos profundos o someros y a veces en sitios rocosos. Las plantas trepadoras y epífitas son escasas y las gramíneas amacolladas son abundantes, lo que se ha correlacionado con incendios frecuentes aunque poco severos. Generalmente tienen una altura de 8 a 30 m (Rzedowski, 2001). Estos sitios cuentan con una amplia representación florística en los estratos herbáceo y arbustivo, sobre todo de especies de la familia Compositae (Rzedowski 1978 y González *et al.*, 1993).

1.9 Bosque de *Quercus*

Prosperan en altitudes entre 1500 y 3100 msnm, en lugares con precipitaciones de 700 a 1200 mm promedio anual, aunque también hay encinos que generan comunidades dominadas por una sola especie a nivel del mar (p. ej: *Quercus oleoides* Schltdl. & Cham). Crecen sobre suelos profundos o someros. Aunque hay una especie con crecimiento arbustivo, la mayoría de las especies son árboles, cuya altura va de los 6 hasta los 30 metros. Se distribuye casi por todo el país y sus diversas latitudes, por lo que el clima varía de calientes o templados húmedos a secos. Los estratos arbustivos y herbáceos son bien representados por numerosas especies. Está muy relacionado con bosques de pinos, por lo

que las comunidades de pino-encino son las que tiene la mayor distribución en los sistemas montañosos del país, y son a su vez, los más explotados en la industria forestal de México (Rzedowski, 2001).

1.10 Género *Cupressus*

Árboles de 12 a 30 m de altura, con troncos de 40 a 60 cm de diámetro. Éste género comprende alrededor de 15 especies distribuidas del oeste de Norteamérica a Guatemala, Asia, norte de África y sur de Europa. Dentro de su rango natural se encuentra en altitudes de 1800 a 2600 msnm, con precipitaciones promedio de 1500-2500 mm anuales y temperaturas mayores que 12°C. Toleran suelos de origen volcánico, húmedos, profundos y bien drenados, franco arcillosos a franco arenosos, pero también en suelos infértiles, calcáreos y arenosos. Se extiende desde el sur de México, por Guatemala y Honduras hasta El Salvador, aunque existen dudas de que sea nativo de El Salvador. En México, al igual que en otros países, *Cupressus lusitanica* (= *C. lindleyi*) se planta con fines de producción de madera, de control de erosión, cortina rompevientos y como ornamental.

1.11 Importancia del aprovechamiento sustentable de los PFM

El mantenimiento de la estructura de los bosques se ha correlacionado positivamente con el mantenimiento de funciones ecosistémicas como el almacenamiento de carbono, el ciclo de nutrientes, el control de la erosión y la regulación hidrológica (Myers, 1988; Gillis, 1992; Michon y de Foresta, 1997). Por ello, el aprovechamiento forestal, ya sea basado en productos maderables o no maderables, debe de conducirse bajo el principio precautorio para no afectar tales procesos. Hay que reconocer, sin embargo, que el aprovechamiento de los recursos forestales tiene un efecto diferenciado, en función del tipo y partes de las especies aprovechadas (Peters, 1994; Witkowski y Lamont, 1994). Algunas especies son capaces de mantener una extracción más constante que otras. El aprovechamiento de estos productos tiene resultados directos e indirectos sobre las presiones del bosque, debido a la competencia y demanda de los seres humanos (Boot y

Gullison, 1995). Sólo con un aprovechamiento racional y controlado se puede evitar el empobrecimiento genético de algunas especies vulnerables, la disminución en la producción de otros servicios ecosistémicos, así como aumentar el valor utilitario de un área determinada (Peters, 1994).

Existen trabajos de investigación en los que se intenta predecir cómo las fuerzas de mercado pueden influir en la estructura y aprovechamiento de los PFNM. Wilkie y Godoy (1996) argumentan que con mayor exposición al comercio y a los mercados, los ingresos *per cápita* aumentan y los productos o bienes importados son sustituidos por algunos PFNM, los cuales son generalmente explotados para su venta. En algunos bosques de Italia por ejemplo, el valor de mercado de los hongos silvestres comestibles llega a ser igual o mayor que el de la extracción de madera (Pettenella y Secco, 2006). El aprovechamiento de la madera de una plantación forestal de pino requiere de 20 a 400 años para su uso (Miroslava *et al.*, 2005; SEMARNAT, 2008), sin embargo, el establecimiento de plantaciones forestales inoculadas con mezclas de hongos ectomicorrízicos comestibles, podrían producir esporomas de dichas especies anualmente, redituando en alimentos e ingresos económicos antes del turno de aprovechamiento de la madera (Quiñónez-Martínez *et al.*, 2005), así como apresurar el crecimiento de las especies arbóreas. Por ejemplo, varios millones de hogares en todo el mundo dependen de la recolección de los PFNM como un aporte en su alimentación e ingresos; se calcula que 80% de la población en países en desarrollo utiliza los PFNM, entre ellos los hongos silvestres comestibles para satisfacer sus necesidades nutricionales y de salud (FAO, 2007), pero hasta ahora la única forma de aprovecharlos es la recolección. En México, estas prácticas se llevan a cabo principalmente en los bosques templados y templado-fríos del país durante la época de lluvias (Estrada-Martínez *et al.*, 2009). Se estima que alrededor del 46% de las especies recolectadas son micorrízicas (Alvarado y Benítez, 2009).

Algunos autores (González, 1992; Grenand y Grenand, 1996) señalan que en general la gente de zonas rurales encuentra patrones de uso que les permiten vivir en equilibrio con el bosque y los servicios que de éstos pueden obtener y utilizar. Esto, sin embargo, no quiere decir que se esté actuando para proteger el medio ambiente, sino que el sistema tiene un fuerte componente de subsistencia, basado en la abundancia y diversidad

de los recursos y servicios, así como la capacidad de resiliencia del sistema y que la densidad de población humana es relativamente baja. Para lograr una producción sostenible de hongos silvestres comestibles, se requiere del conocimiento de las poblaciones existentes, inventarios y estudios acerca de la productividad de los esporomas bajo parámetros ecológicos como base para actividades de manejo (Pilz y Molina, 2002).

II.- ANTECEDENTES

Amaranthus (1998) menciona la importancia de las asociaciones ectomicorrízicas en los bosques de Europa y el noroeste de Estados Unidos, haciendo referencia a que aún en las zonas donde no existe tala pero si disturbios, las asociaciones ectomicorrízicas no son tan ricas como en los bosques nativos. En Europa, se ha observado una relación directa entre la disminución de los hongos ectomicorrízicos y la vitalidad de los árboles (Arnold, 1988; Meyer, 1984), lo que ha creado preocupación e interés por la conservación de la diversidad de los hongos ectomicorrízicos donde las poblaciones han disminuido en las últimas tres décadas (Arnold, 1988). Entre los factores involucrados esta la disminución en la vitalidad de árboles forestales, la conversión a gran escala de bosques a otros usos como la agricultura, desarrollo urbano y otros factores antropogénicos (Arnolds, 1991). En Nueva Zelanda, bosques de *Nothofagus* fueron talados para su aprovechamiento y posteriormente se plantaron especies introducidas como *Pinus radiata* lo cual redujo la diversidad de hongos ectomicorrízicos locales (Amaranthus, 1998). En Europa, bosques nativos caducifolios, ricos en cuanto a hongos ectomicorrízicos fueron remplazados por monocultivos de especies pobres como reservorios de inóculo de ectomicorrizas, tales como *Picea abies* y *Pseudotsuga menziesii* los cuales redujeron la calidad del hábitat para las especies de hongos ectomicorrízicos (Jansen y De Vries, 1988). La intensificación y la industrialización de la agricultura también ha tenido varios efectos no deseados en las poblaciones de hongos ectomicorrízicos, donde la contaminación también es un factor importante en el decline de especies de este tipo de hongos (Kuyper, 1988). Por ejemplo, en Gran Bretaña el nivel de colonización micorrízica se ha visto reducida de manera significativa en lugares conservados (Woodin y Farmer, 1993) debido a la contaminación del aire. Los esfuerzos de conservación en el noroeste de Estados Unidos se enfocan en la

comprensión de la diversidad de las especies de hongos ectomicorrízicos en términos de su ecología y distribución de sus esporomas. Los estudios de la diversidad de hongos por lo general se han centrado en las diferencias entre los tipos árboles y sus edades (e.g. Bill *et al.*, 1986; Luoma, 1988; Villeneuve *et al.*, 1989). Miller (1983) informó acerca de la diversidad en las asociaciones ectomicorrízicas de las trufas en rodales de diferentes edades de pino blanco (*Pinus monticola*) en el oeste de Estados Unidos, encontrando que la diversidad fue sustancialmente mayor en árboles de 175 años de edad, que en los más jóvenes.

Quiñónez-Martínez *et al.* (2005) realizaron 40 transectos de 50×50 m², (ocho transectos para cada localidad) comprendiendo: Bocoyna, San Juanito, Gumeachi, Arareco y Choguita en el municipio de Bocoyna, Chihuahua, cubriendo un área muestral de 100 ha, a través de cuatro muestreos durante los meses de julio a septiembre del 2003. Registraron 52 especies de hongos ectomicorrízicos. *Laccaria laccata* resultó ser la especie de hongo con mayor abundancia para la mayoría de las localidades muestreadas. Destacando los géneros *Amanita*, *Boletus*, *Laccaria* y *Russula* asociados a diferentes especies de *Pinus*, *Quercus*, *Arbutus xalapensis* y *Arctostaphylos pungens*.

Quiñónez-Martínez (2007) trabajó en la Sierra Tarahumara comparando la riqueza y abundancia de hongos ectomicorrízicos en cuatro zonas con diferentes efectos de disturbios (Zona de quema, zona de tala, zona de regeneración forestal y zona natural de bosque). Encontrando que la zona natural presentó mayor diversidad y equitatividad de especies, principalmente del género *Amanita*. La zona de regeneración presentó la mayor frecuencia de esporomas. Las dos zonas de impacto (zona de quema y zona de tala) presentaron los índices más bajos de diversidad. Las especies más comunes se presentaron en la zona natural y en la de regeneración debido a la mayor riqueza y afinidad de especies. Las comunidades menos similares fueron la zona de quema y la zona de regeneración, por el contraste de la riqueza y la baja afinidad de especies.

Villanueva-Jiménez *et al.* (2006) estudiaron la diversidad de especies del género *Amanita* presentes en dos áreas de bosque de pino-encino con diferente manejo silvícola, en la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca.

El sitio uno es un Área protegida, para la extracción de agua y segregada de substracción maderable, la vegetación dominante es pino-encino y las especies más sobresalientes son: *Pinus patula*, *P. oaxacana*, *P. leiophylla*, *P. rudis*, *P. pseudostrobus*, *P. teocote* y *Quercus conspersa*. El sitio dos es un Área con reservas comerciales de aprovechamiento para extracción maderable, la vegetación dominante es pino-encino y las especies más sobresalientes son: *Pinus patula*, *P. oaxacana*, *P. pseudostrobus*, *P. douglasiana*, *P. ayacahuite*, *P. rudis* y *Quercus rugosa*.

Los resultados mostraron que el sitio uno presentó mayor diversidad de especies, el sitio dos presenta una composición de especies arbóreas similar al sitio uno, sin embargo reflejó una menor producción de esporomas lo cual pone en evidencia que la menor densidad de árboles, baja humedad relativa, compactación del suelo por la actividad humana, presencia de contaminantes como el aceite y diesel, entre otros, y disminución de la capa de humus, tienen un considerable impacto cuando menos en el desarrollo de esporomas macroscópicos.

Este trabajo (Villanueva-Jiménez *et al.*, 2006) refleja la importancia de los potenciales reservorios de inóculo ectomicorrízico en los planes de manejo forestal.

Oria-de-Rueda *et al.* (2010) realizaron muestreos en el noroeste de Valencia, España para describir las comunidades de hongos (saprobios y micorrízicos) con el fin de determinar las diferencias en cuanto la diversidad fúngica en plantaciones (reforestación) de 45 a 55 años, dominadas por *Pinus pinaster*, *P. sylvestris* y *P. halepensis* y áreas naturales dominadas por *Quercus pyrenaica*, *Q. faginea* y *Populus nigra*. En los sitios de *Pinus* se encontraron 11 especies de hongos. Igualmente en los sitios de *Quercus* se encontraron 11 comestibles. Los valores de riqueza y biomasa fueron mayores en los sitios de *Pinus* ($P < 0.05$).

III.- OBJETIVO

Comparar la disponibilidad de esporomas de macromicetes comestibles silvestres entre bosque nativo de pino-encino y plantaciones de *Cupressus lusitanica*.

IV.- HIPÓTESIS

Esperamos encontrar mayor disponibilidad de esporomas ectomicorrízicos en bosque de pino-encino en comparación con las plantaciones de *Cupressus*; esto, debido a que las plantas del género *Cupressus* no forman asociación ectomicorrízica (Harley y Smith, 1983). También se esperaba una mayor dominancia de especies saprófitas en las plantaciones debido a la tendencia monoespecífica vegetal (Brundrett, 2001).

4.1 Hipótesis particulares

1. La densidad de esporomas comestibles por especie difiere entre ambas unidades del paisaje, con más esporomas de especies saprobias en plantaciones y más esporomas de especies ectomicorrízicas en bosque nativo de pino-encino.
2. El peso total de los esporomas silvestres comestibles de especies saprobias será mayor en plantaciones, mientras que el peso de esporomas ectomicorrízicos comestibles será mayor en bosque nativo.
3. La riqueza de especies será mayor en bosque de pino-encino debido a la disponibilidad de potenciales hospederos micorrízicos.
4. La dominancia de macromicetos silvestres será mayor en las plantaciones de *C. lusitanica*, debido a la dominancia de una sola especie en la composición vegetal.
5. La disponibilidad temporal de esporomas comestibles será mayor para especies de hongos ectomicorrízicos y saprobios en bosque nativo que en plantaciones.

V.- MÉTODOS

5.1 Sitio de estudio

El presente trabajo se realizó en el área recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, que cuenta con una extensión 40 ha con pendientes que fluctúan de 20 a 68°. El parque está localizado a los 19°37' N 100°59' O en el eje Neovolcánico en el Estado de Michoacán, México (Fig. 1) y se encuentra en altitudes de 1972 a los 2045 m. La temperatura promedio anual es de 15.2 °C y la precipitación promedio anual es de 783 mm (Pérez-Salicrup *et al.*, 2006). Los suelos son de origen volcánico (ígneas extrusivas y sedimentarias), dominando los acrisoles y luvisoles (INEGI, 2004). El parque Nacional está cubierto por 52% con vegetación natural de bosque de pino-encino, dominado por *Pinus michoacana* Martínez y *Quercus castanea* Née (Vargas-Márquez, 1984). Además, hay plantaciones de *Cupressus lusitanica* Mill de aproximadamente 40 años (Pérez-Salicrup *et al.*, 2006).

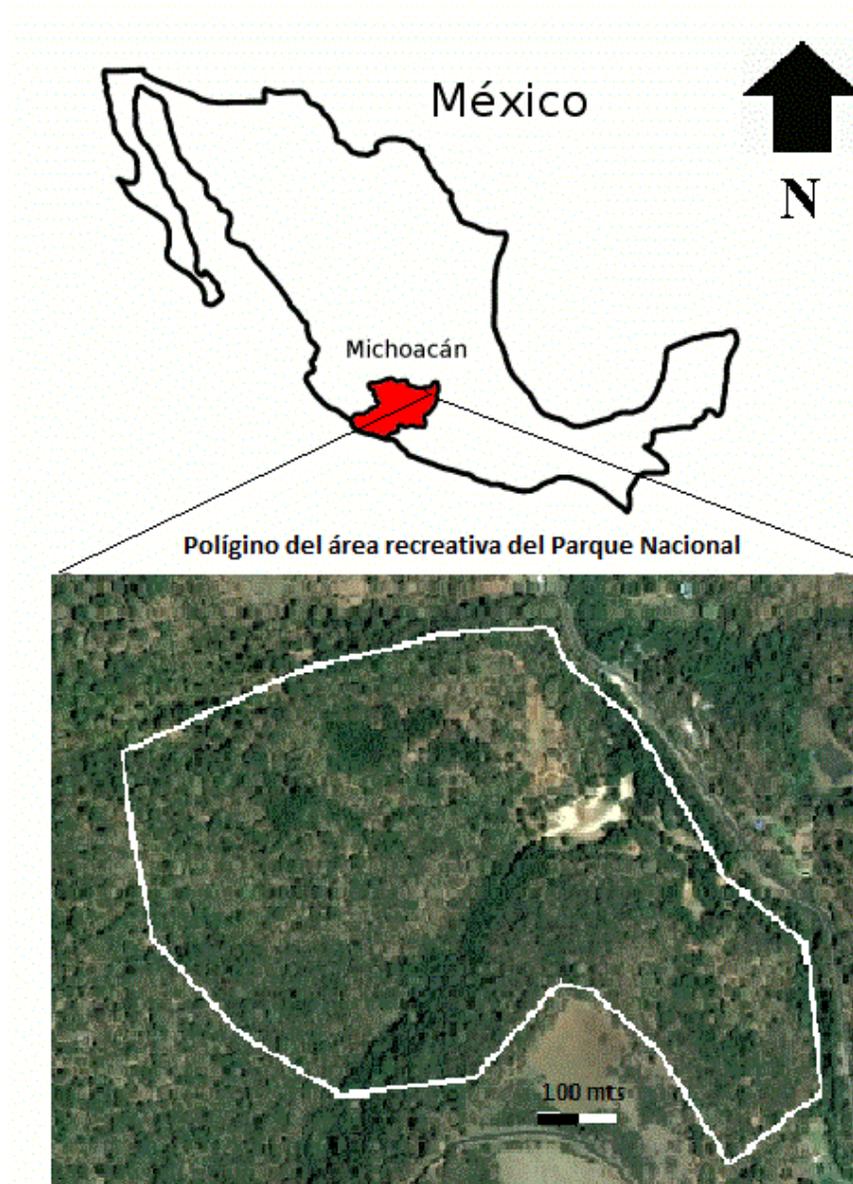


Figura 1. Ubicación del Parque Nacional Insurgente José María Morelos (km 23), Michoacán, México.

5.1.1 Hidrología

El área del Parque corresponde a la región hidrológica número 12 denominada Lerma-Santiago, y esta área tiene dos afluentes, uno permanente ubicado al NE, y otro temporal al SO desde Pino Real (CONANP, 2012).

5.2 Diseño experimental

5.2.1 Condiciones climáticas

El estudio se llevó a cabo durante las 18 semanas que duró la época de lluvias del año 2010, y durante este lapso, la temperatura y la humedad relativa se midieron por medio de sensores HOBO ubicados en cada unidad del paisaje (ver abajo), tomando medidas cada hora durante 24 hrs una vez por semana. La ubicación de cada sensor se modificó cada semana de acuerdo a la cercanía de los transectos a muestrear y para reducir la probabilidad de vandalismo.

5.2.2 Cuantificación de esporomas comestibles

En el caso del muestreo de hongos las parcelas permanentes no son útiles como método de muestreo, ya que éstos crecen en paquetes (Schmit *et al.*, 1999 y Pickles *et al.*, 2010) lo que modifica la calidad y robustez de los resultados si se quiere extrapolar resultados de las parcelas donde se encuentran solamente ciertas especies a toda una zona. Para evitar estos problemas, se llevó a cabo un muestreo en el que en cada unidad del paisaje se visitaron transectos de 50 x 4 m establecidos al azar y ubicados dentro de cada unidad de paisaje (bosque nativo de pino-encino *vs.* plantaciones de *C. lusitanica*).

Como un primer paso para establecer los transectos, se identificaron las unidades del paisaje dentro del terreno que ocupa el Parque Nacional, y se delimitó su perímetro con la ayuda de un geoposicionador satelital. Posteriormente, se sobrepuso el perímetro de las plantaciones de *C. lusitanica* sobre la ortofoto e14a23c4, escala 1:40,000 (INEGI, 2007). Se delimitaron cuatro plantaciones, pero una fue eliminada para el trabajo ya que su superficie no fue lo suficientemente grande para el diseño de muestreo elegido. En cada plantación se creó una zona de amortiguamiento de 100 m (50 m hacia dentro de la plantación y 50 m fuera del límite de la plantación), para reducir la probabilidad de tener incidencia de raíces de pino y encino de los rodales aledaños, aunque es importante señalar

que en las plantaciones hay individuos de encinos y pinos interdispersos entre la plantación. En las plantaciones de *C. lusitanica* existen individuos de *Quercus*, *Pinus*, *Arbutus xalapensis*, *Crataegus mexicana* y *Eucalyptus globulus*. Los individuos del género *Quercus* son los más abundantes (115 individuos \geq 10 cm dap/ha) luego de *C. lusitanica* (840 individuos \geq 10 cm dap/ha; Pérez, 2003). Como resultado de este ejercicio, se seleccionaron tres áreas de plantaciones con una superficie total de 6 ha. Se encontró una sola zona de pino-encino suficientemente grande y sin plantaciones aledañas. En esta zona se establecieron tres réplicas de bosque nativo de pino-encino, cubriendo una superficie similar a la cubierta por las plantaciones (6 ha; Fig. 2). Las áreas de muestreo en cada unidad del paisaje no difirieron en altitud (Tabla 1). En cada unidad de paisaje (plantaciones y bosque nativo), se estableció una cuadrícula de 10 \times 10 m para determinar transectos de 50 x 4 m siguiendo una metodología similar a la aplicada por Gentry (1995) para documentar diversidad α de vegetación en bosques tropicales. Para establecer los transectos en cada área se sobrepuso una rejilla de 10 \times 10 m en la ortofoto. Se visitaron y monitorearon los transectos tres veces por semana (18 transectos semanales) durante 18 semanas (16 junio – 15 octubre 2010). Este periodo correspondió a la época de lluvias del 2010. En cada visita se anotó el número de especies, número de esporomas > 2 cm de ancho y/o altura encontrados por especie (Bonet *et al.*, 2004 y Garibay *et al.*, 2009), así como su peso fresco para obtener la disponibilidad de hongos comestibles en ambas unidades de estudio.

Cabe mencionar que el Parque al ser recreativo recibe visitas de gente de los alrededores, principalmente los fines de semana, esto puede conllevar que a pesar de que está prohibido la colecta de hongos y plantas, la gente colecte o vandalice los esporomas, lo cual podría alterar los datos del trabajo. Para reducir este tipo de problemas, todas las visitas se realizaron entre semana y a tempranas horas, estando aún cerrado el Parque.



Figura 2. Ubicación de las áreas de estudio. P-e = Área de pino-encino, Ac = Área de plantaciones de *C. lusitanica*, contorno obscuro = zona de amortiguamiento de 25 m hacia el interior de la plantación para reducir la incidencia de raíces de especies propias del bosque nativo, contorno claro= zona de amortiguamiento 25m hacia el exterior de las plantaciones.

Tabla 1. Superficie y rango de altitudes de las áreas estudiadas en cada unidad del paisaje en el Parque Nacional.

	<i>C. lusitanica</i>		Pino-encino	
	Superficie	Altitud msnm	Superficie	Altitud msnm
Área 1	3.016 ha	1980-2015	3.016 ha	1979-2004
Área 2	0.819 ha	1988-2024	0.819 ha	1985-2040
Área 3	2.149 ha	2000-2028	2.149 ha	2001-2045

5.2.3 Suelos

Además de la temperatura, precipitación y la humedad, los suelos son un factor determinante en la distribución y abundancia de las especies de hongos (Dickie y Reich, 2005). Para determinar las características físicas y químicas de los suelos de las dos unidades del paisaje a comparar (Pino-encino y Plantaciones) se extrajeron dos muestras de suelo de los primeros 30 cm de profundidad del suelo en cada área de muestreo (12 muestras total) y fueron llevadas al Instituto Tecnológico del Valle de Morelia para la determinación de las propiedades físicas y químicas, y al laboratorio de suelos del CIGA para determinar el fósforo disponible y conductividad eléctrica.

5.2.4 Caracterización de la vegetación de las áreas

Para caracterizar la composición arbórea de las dos unidades de paisaje, se establecieron dos transectos de 50 × 2 m dentro de cada una de las seis áreas de muestreo (12 en total), en donde se identificó y midió el diámetro a la altura del pecho (DAP, 1.3 m), la altura y cobertura de todos los árboles DAP ≥ 5 cm. Posteriormente, se obtuvo el valor de importancia de las especies en cada unidad del paisaje.

5.2.5 Identificación taxonómica de las especies

La identificación taxonómica de las especies descritas en el presente trabajo se realizó de acuerdo a las características físicas y químicas, macroscópicas y microscópicas según Cifuentes (1984). Para los colores de las partes de los esporomas se utilizó la guía de Sherwin Williams Color Center. Se utilizaron los trabajos de Coker y Couch, 1969; Breitenbach y Kranzlin, 1991; Mueller, 1992; Villarruel, 1992; Bessete *et al.*, 1999; Noordeloos *et al.*, 2001; Sánchez, 2011; Tullos, 2009; Vellinga, 2003 y 2008; Bessete *et al.*, 2009 y la página web www.amanitaceae.org.

5.3 Análisis

5.3.1 Condiciones climáticas

Las condiciones climáticas se analizaron estimando la temperatura y la humedad relativa para cada una de las 18 semanas del estudio. Se compararon las dos unidades del paisaje (plantaciones y bosque nativo), con tres réplicas en cada una. Se promedió cada hora del día registrada por HOBO (dos en cada unidad del paisaje) para obtener el promedio por semana, y también se promedió la temperatura máxima y mínima de la misma manera.

5.3.2 Suelos

Las propiedades físicas analizadas fueron: porcentaje de arcilla, porcentaje de limo, porcentaje de arenas, porcentaje de saturación, capacidad de campo, punto de marchitamiento permanente (P.M.P.), densidad aparente, densidad real, porcentaje de poros y humedad aprovechable. Las propiedades químicas analizadas fueron: pH en agua, pH en solución, M. orgánica, N orgánico, N amoniacal, Potasio, Calcio, Magnesio, Carbonatos, y N mineral. También se midieron los cationes intercambiables Potasio, Calcio, Magnesio, porcentaje de Potasio intercambiable, porcentaje de Calcio intercambiable, porcentaje de Magnesio intercambiable y capacidad de intercambio de cationes en el Instituto Tecnológico del Valle de Morelia (ITVM), la determinación de fósforo y conductividad eléctrica se analizaron en el CIGA, UNAM. Para cada una de estas propiedades, se compararon los resultados entre ambas unidades de paisaje con una prueba *t*.

5.3.3 Caracterización de la vegetación de las áreas

Se obtuvo el valor de importancia con la dominancia en área basal, la frecuencia relativa y la densidad relativa. Posteriormente se comparó la densidad, el área basal/ha, la altura y la densidad de individuos entre las áreas muestreadas con una prueba *t* con el programa SYSTAT (Wilkinson y Hill, 1994).

5.3.4 Cuantificación de esporomas comestibles

Disponibilidad

La disponibilidad de esporomas comestibles no puede medirse directamente, ya que depende de otras variables. En este estudio consideramos como variables para describir la disponibilidad de hongos comestibles a la densidad de esporomas, el peso fresco, la riqueza de especies, la dominancia relativa de las especies, y finalmente, la presencia temporal de los esporomas (Ohenoja, 1989; Luoma *et al.*, 1991; Dahlberg y Stenlid, 1994; Smith *et al.*, 2002; Garibay *et al.*, 2009).

Para analizar la densidad de esporomas, se evaluó el total de esporomas por especie por ha durante toda la temporada de lluvias del 2010 para cada una de las áreas de muestreo. Posteriormente, se evaluó con una prueba *t* si hubo diferencias entre el total de esporomas por hectárea en cada unidad del paisaje (plantación de *C. lusitanica* vs bosque nativo de pino-encino), por hábito (ectomicorrízicos y saprobios) y por cada especie.

De manera similar, se comparó el peso por hectárea de los esporomas entre ambas unidades del paisaje, considerando nuevamente el peso total, el peso por hábito (ectomicorrízicos y saprobios) y por cada especie. Posteriormente se elaboró una tabla con el peso por hectárea de cada especie en cada unidad del paisaje y su valor en pesos mexicanos para poder comparar la biomasa aportada de cada especie en cada unidad del paisaje.

Se evaluó si la riqueza de especies fue diferente entre tipos de hongos y entre unidades del paisaje con una prueba exacta de Fisher. También se analizó la curva de acumulación de especies con base en el indicador de Mao-Tau para hongos ectomicorrízicos y saprobios en cada una de las áreas de las unidades del paisaje, utilizando el programa EstimateS (Colwell, 1994).

La dominancia se evaluó cualitativamente por medio de la comparación de las curvas de dominancia basadas en el valor de importancia ecológica de cada especie de hongo comestible para cada una de las unidades del paisaje. El valor de importancia se

estimó en función de la densidad, peso y frecuencia relativa de los esporomas (Magurran, 2004).

Finalmente, para evaluar si la presencia temporal de esporomas comestibles difirió entre unidades de paisaje, se llevaron a cabo dos pruebas de t de student pareadas, una para cada grupo de hongo de acuerdo a su hábito, con las semanas presentes en que estuvieron, y contrastando entre unidades de paisaje.

5.3.5 Análisis multicriterio

Para analizar de forma integrada al conjunto de variables que evalúan la disponibilidad de macromicetos silvestres comestibles en el Parque Nacional, se elaboró una gráfica tipo AMIBA (Masera *et al.*, 1999). En este método se utiliza un diagrama radial donde cada variable se coloca en un eje separado con sus respectivas unidades, posteriormente se construyen índices para cada variable, los cuales representan el porcentaje de los valores analizados con respecto a un valor de referencia. Finalmente se unen los puntos de cada variable correspondiente formando una figura geométrica (o AMIBA), la cual muestra de manera cualitativa el nivel de cobertura de cada variable en cada indicador. Esto permite de manera sencilla comparar las diferentes variables analizadas. Los valores de referencia para este análisis fueron para cada variable tomar el cien por ciento para los valores más altos. Cabe mencionar que se utilizó el valor inverso del valor de importancia ecológica de las especies dominantes en cada área debido a que en la gráfica el objetivo es representar la equitatividad de las áreas muestreadas.

VI.- RESULTADOS

6.1 Condiciones climáticas

No se encontraron diferencias en las temperaturas ni en las humedades relativas promedio por semana entre ambas unidades del paisaje (Fig. 3). La temperatura promedio en ambas unidades se mantuvieron entre 14 y 16°C, y los máximos y mínimos se mantuvieron entre 17 y 22 y 10 y 13°C, respectivamente (Tabla 2). La humedad relativa promedio en ambas unidades se mantuvo entre 19 y 21%, y los máximos y mínimos se mantuvieron entre 20 y 24 y 15 y 18%, respectivamente.

Tabla 2. Promedios semanales de la temperatura y humedad relativa con sus máximos y mínimos en cada área. Donde *C.l* = *Cupressus lusitanica*, y p-e = pino-encino. HR%= humedad relativa, T°C= temperatura.

HR%		promedio <i>C.l</i>	max <i>C.l</i>	min <i>C.l</i>		promedio P-e	max P-e	min P-e
julio	4	18.3	19.95	14.4	4	19.7354167	21.45	14.2
	5	17.9958333	19.35	12.55	5	20.825	24.15	12.9
	6	19.8333333	19.9	18.8	6	21.9833333	23.25	16.55
	7	19.8645833	20.6	17.4	7	20.9958333	22.3	16.25
	8	22.9666667	30.7	17.9	8	21.8270833	22.3	19.25
agosto	9	23.1145833	24.4	18.75	9	22.7979167	24.1	17.5
	10	18.0854167	20.2	14.1	10	20.0416667	20.75	18.5
	11	18.9375	19.6	17.2	11	19.8083333	20.45	17.9
	12	23.5895833	26.6	17.25	12	21.0666667	22.95	17.6
septiembre	13	23.2708333	24.55	15.75	13	22.1166667	23.1	19.1
	14	20.9958333	22.95	13	14	19.3208333	20.75	14.2
	15	20.3958333	21.35	18.25	15	21.8333333	23.45	16.7
	16	22.4395833	23.7	19.95	16	24.5229167	25.7	22.75
octubre	17	16.0020833	18.4	10.45	17	14.7229167	16.8	10.4

	18	20.5416667	22.05	16.45	18	19.2979167	20.95	16.65
T°C		promedio C.I	max C.I	min C.I		promedio P-e	max P-e	min P-e
julio	4	16.1583333	19.7	13.9	4	16.475	21.5	13.95
	5	15.26875	19.35	12.3	5	16.5229167	24	12.8
	6	15.78125	18.3	13.75	6	16.7666667	21.9	14
	7	16.1520833	19.5	14.3	7	17.2416667	22.15	14.9
	8	15.175	19.8	12.5	8	15.8166667	21	13.05
agosto	9	15.4770833	20.85	11.8	9	15.7854167	21.35	12.25
	10	17.9729167	19.7	15	10	15.8291667	18.75	13.2
	11	15.6479167	17.15	14.9	11	15.675	17.05	14.95
	12	15.7041667	20.25	12.15	12	15.45625	18.2	12.3
septiembre	13	16.7145833	23.35	14.3	13	16.5666667	20.6	14.3
	14	15.33125	23.15	11.55	14	15.3416667	20.75	11.85
	15	16.375	20.55	13.9	15	16.5	20.6	13.95
	16	14.8291667	19.4	11	16	14.8645833	19.25	10.9
octubre	17	13.4083333	18.05	10.75	17	13.5020833	16.9	10.95
	18	15.6729167	22.15	11.2	18	15.7041667	20.15	11.25

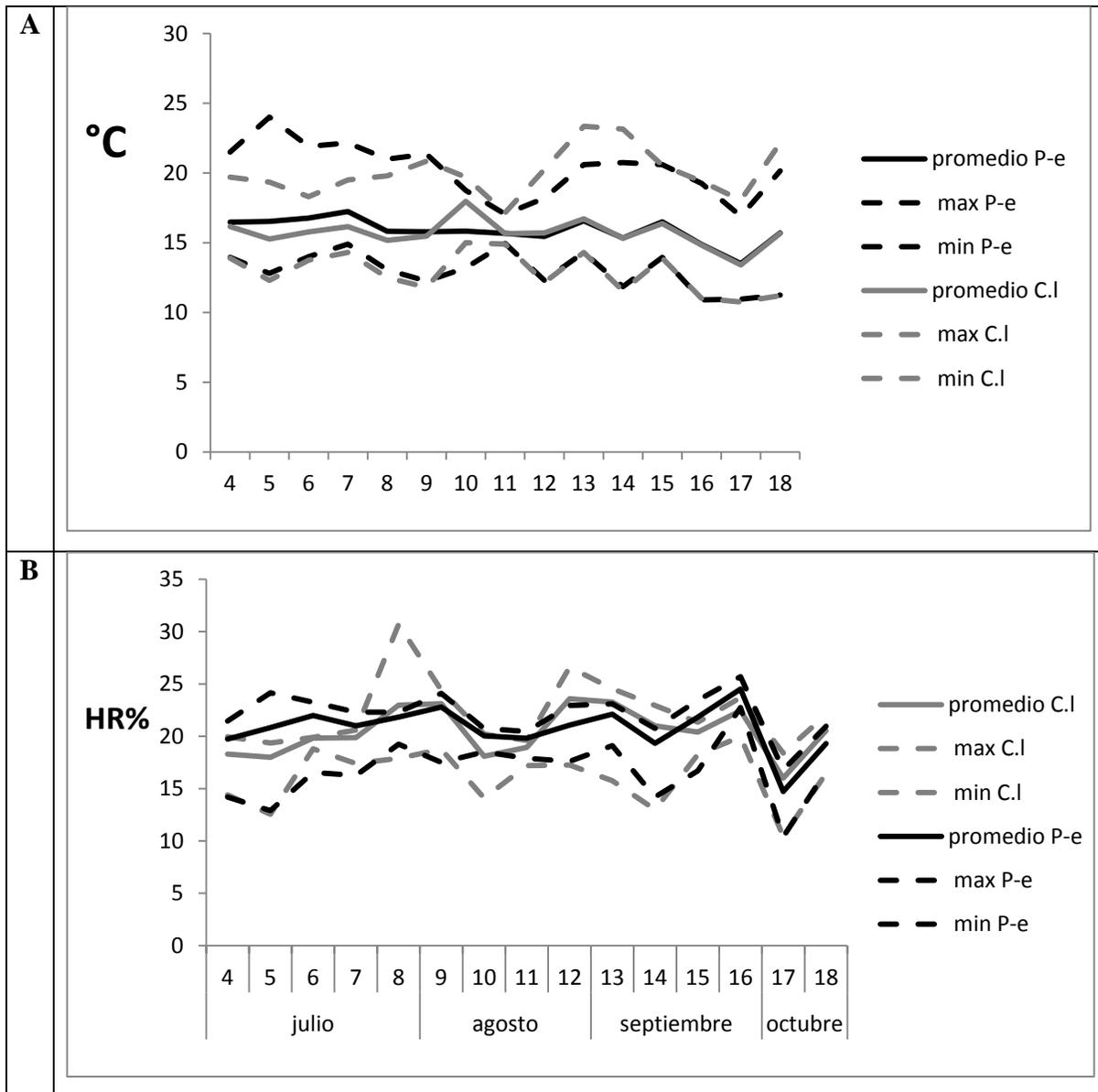


Figura 3. Promedios semanales, mínimos y máximos de temperatura (A) y humedad relativa (B) en plantaciones de *C. lusitanica* y en bosque de pino-encino en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos.

6.1.2 Suelos

De los parámetros físicos y químicos analizados, solamente el porcentaje de arcilla presentó diferencia significativa entre las unidades comparadas, siendo mayor en las plantaciones de *Cupressus lusitanica* ($p= 0.047$, $t= 2.840$). Cabe mencionar que el porcentaje de arenas y limo no obtuvo diferencias entre las áreas de muestreo (Tabla 3).

Tabla 3. Promedio de los valores de los análisis de los suelos. Donde cup = área de plantaciones de *C. lusitanica* y p-e = área de bosque nativo de pino-encino.

	cup 1	cup 2	cup 3		p-e 1	p-e 2	p-e 3
análisis físicos	prom	prom	prom		prom	prom	prom
% arcilla	34.36	32.36	28.36		25.36	11.36	20.36
% limo	29	31	21		37	31	35
% arena	36.64	36.64	50.64		37.64	57.64	44.64
clasificación	franco-arcilloso	franco-arcilloso	fran-arc-are		fran-arci	fran-are	fran-are
% saturación	50.84	49.16	37.86		43.505	22.675	36.275
C. Campo	29.05	28.09	21.635		24.86	12.955	20.725
P.M.P.	15.79	15.265	11.755		13.51	7.04	11.265
densidad aparente	0.82	0.8	0.805		0.875	0.75	0.83
densidad real	1.695	1.615	2.145		1.855	1.82	1.73
% poros	51.605	53.5	38.625		52.64	58.91	48.825
H. aprov	13.265	12.825	9.88		11.35	5.915	9.46
análisis químicos							
pH agua	5.14	5.19	6.115		5.325	5.805	6.205

pH solución	4.385	4.42	5.48		4.565	5.12	5.545
c. eléctrica ds/m	0.0435	0.034	0.13		0.0425	0.0585	0.065
Mat. Org %	6.85	8.015	11.76		6.165	9.15	10.66
N orgánico kg/ha	171.195	279.335	294.03 5		154.205	228.695	151.195
N amoniacal ppm	131.51	54.005	76.1		112.22	68.67	48
fosforo ppm	1.835	2	1.585		1.42	1.42	4
kg/ha	3.5	3	2.5		2.5	2	6.5
Potasio	237.74	164	289.66		197.58	321.405	292
kg/ha	398.5	246	546.5		348	478	515
Calcio	1150	1350	4250		1200	2800	4075
kg/ha	1889.5	2240	6837.5		2143	4133.5	6711
magnesio	540	540	1050		570	855	1290
kg/ha	883	896	1689		1008.5	1266	2143.5
carbonatos %	7.98	7.5	8.445		7.88	8.54	9
kg/ha	130430. 5	126919	135778		138191. 5	127213. 5	148696. 5
N mineral	134.885	89.5	77.73		113.155	69.575	107
kg/ha	219.5	145	125		197	105	175.5
cationes intercambiables							
Potasio	0.61	0.42	0.89		0.505	0.825	20.055
Calcio	5.75	6.75	21.25		6	14	17
magnesio	4.495	4.5	8.75		4.75	7.125	10.5
% potasio inter	5.575	5.38	2.805		5.085	4.11	2.63
% calcio inter	52.51	55.77	68.385		47.96	61.425	59.86
% magnesio	41.075	37.18	28.185		44.74	33.315	36.97

inter							
elementos menores							
C.I.C ppm	12.045	13.085	34.17		12.615	24.375	31.24

6.1.3 Caracterización de la vegetación de las áreas

La dominancia de árboles en el bosque nativo de pino-encino se vio marcada por los encinos, menos en el área dos, donde la especie de *Stirax argenteus* obtuvo mayor dominancia seguido de los encinos. Los pinos ocuparon el tercer lugar en las tres áreas. En cuanto a las plantaciones, es evidente que la especie *Cupressus lusitanica* obtuvo la mayor dominancia en las tres áreas, seguida de los encinos (Fig.4). Se registró casi el doble de especies en el bosque de pino-encino (7) que en las plantaciones.

Tabla 4. Valores del valor de importancia ecológica de las especies vegetales de las áreas. Donde V.I.E.= valor de importancia ecológica y Cup= plantaciones de *C. lusitanica*.

	Pino-encino		Cup		
ÁREA 1			ÁREA 1		
	<i>Quercus laeta</i>	1.405726		<i>Cupressus lusitanica</i>	2.412385
	<i>Quercus castanea</i>	1.323791		<i>Quercus castanea</i>	1.329779
	<i>Stirax argenteus</i>	1.281682		<i>Quercus laeta</i>	1.076812
	<i>Pinus michoacana</i>	1.247845		<i>Pinus leiophylla</i>	0.495175
	<i>Cupressus lusitanica</i>	0.82798			
	<i>Arbutus xalapensis</i>	0.809609			
	<i>Pinus leiophylla</i>	0.436567			
ÁREA 2			ÁREA 2		
	<i>Stirax argenteus</i>	1.739112		<i>Cupressus lusitanica</i>	2.11827

	<i>Quercus castanea</i>	1.665572		<i>Quercus laeta</i>	1.653501
	<i>Pinus michoacana</i>	1.460528		<i>Quercus castanea</i>	1.228229
	<i>Quercus laeta</i>	1.134713			
ÁREA 3			ÁREA 3		
	<i>Quercus laeta</i>	1.699364		<i>Cupressus lusitanica</i>	1.964602
	<i>Quercus castanea</i>	1.482305		<i>Quercus laeta</i>	1.661858
	<i>Pinus michoacana</i>	1.472701		<i>Quercus castanea</i>	1.373539
	<i>Stirax argenteus</i>	1.064965			
	<i>Arbutus xalapensis</i>	0.86982			

	P-E		CUP		
ÁREA 1			ÁREA 1		
	<i>Quercus laeta</i>	1.405726		<i>Cupressus lusitanica</i>	2.412385
	<i>Quercus castanea</i>	1.323791		<i>Quercus castanea</i>	1.329779
	<i>Stirax argenteus</i>	1.281682		<i>Quercus laeta</i>	1.076812
	<i>Pinus michoacana</i>	1.247845		<i>Pinus leiophylla</i>	0.495175
	<i>Cupressus lusitanica</i>	0.82798			
	<i>Arbutus xalapensis</i>	0.809609			
	<i>Pinus leiophylla</i>	0.436567			
ÁREA 2			ÁREA 2		
	<i>Stirax argenteus</i>	1.739112		<i>Cupressus lusitanica</i>	2.11827
	<i>Quercus</i>	1.665572		<i>Quercus laeta</i>	1.653501

	<i>castanea</i>				
	<i>Pinus michoacana</i>	1.460528		<i>Quercus castanea</i>	1.228229
	<i>Quercus laeta</i>	1.134713			
ÁREA 3			ÁREA 3		
	<i>Quercus laeta</i>	1.699364		<i>Cupressus lusitanica</i>	1.964602
	<i>Quercus castanea</i>	1.482305		<i>Quercus laeta</i>	1.661858
	<i>Pinus michoacana</i>	1.472701		<i>Quercus castanea</i>	1.373539
	<i>Stirax argenteus</i>	1.064965			
	<i>Arbutus xalapensis</i>	0.86982			

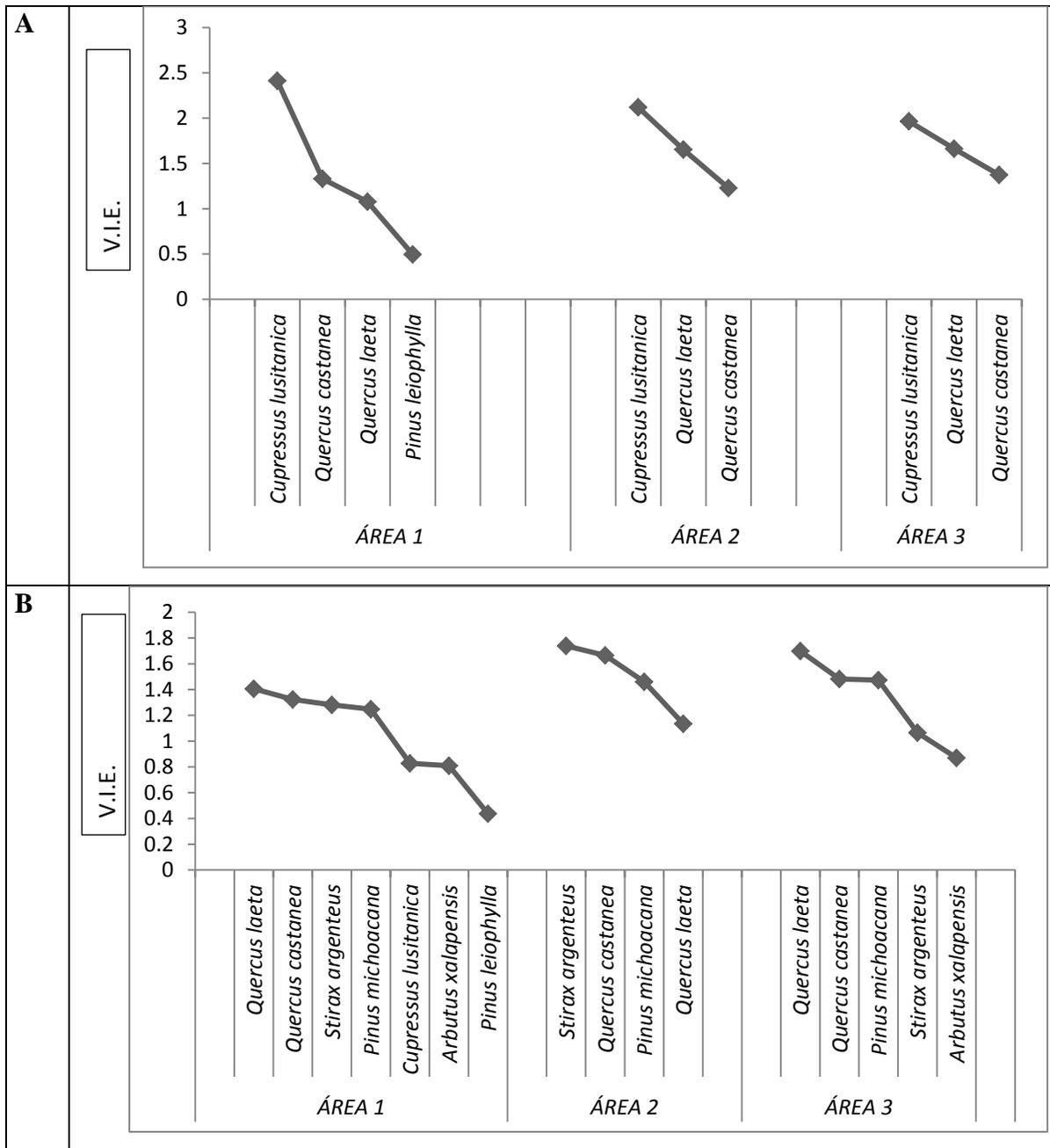


Figura 4. Curva del valor de importancia para las especies arbóreas en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán, México. A= planaciones de *C. lusitanica*. B= bosque de pino-encino. V.I.E. = Valor de importancia ecológica.

Al comparar la densidad/ha, área basal/ha, altura y número de individuos entre las áreas muestreadas con una prueba *t* se obtuvo que solamente la densidad fue mayor en las plantaciones ($p= 0.029$, $t= 3.323$).

6.2 Cuantificación de esporomas comestibles

6.2.1 Densidad

En total, se encontraron 1225 esporomas comestibles en todo el muestreo, el cual incluyó una superficie de 6.48 ha muestreadas durante 18 semanas.

El total de esporomas por hectárea, así como el número de esporomas saprobios fue mayor en las plantaciones de *Cupressus* ($p= 0.019$, $t= 4.289$, $n= 368.65$; $p= 0.004$, $t= 6.998$, $n= 313.89$, respectivamente) debido principalmente a la abundancia de esporomas de *Gymnopus dryophilus*, los cuales son esporomas de talla pequeña. La densidad de esporomas de especies ectomicorrízicas fue mayor en bosque de pino-encino ($p= 0.017$, $t= 4.445$, $n= 135.17$; Fig. 5).

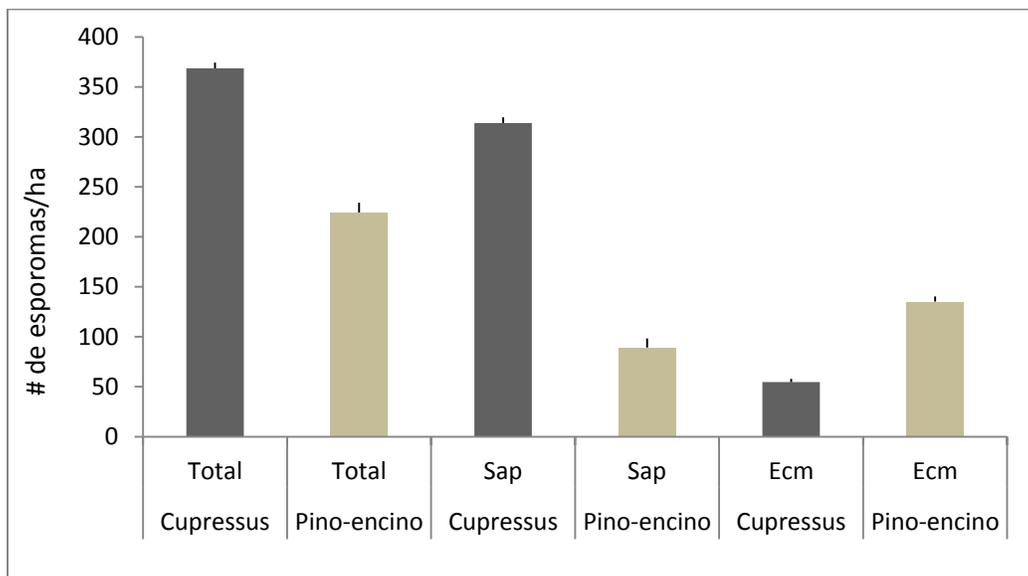


Figura 5. Número de esporomas por hectárea de hongos comestibles total y por tipo de hábito y unidad del paisaje durante 18 semanas de muestreo en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos. Gris oscuro = *C. lusitanica*, gris claro = pino-encino. El error estándar está representado por las líneas negras sobre las barras.

Las diferencias en la densidad de cada especie solo pudieron ser comparadas en seis especies que tuvieron esporomas en ambas unidades del paisaje (*Gymnopus dryophilus*, *Macrolepiota mastoidea*, *Lyophyllum aff. loricatum*, *Leccinum pseudoinsigne*, *Lactarius indigo* var. *indigo* y *Laccaria* sp.). La única especie que presentó mayor abundancia fue *Gymnopus dryophilus* en plantaciones ($p= 0.002$, $t= 7.743$, $n= 296.79$; Fig. 6). Cuatro especies de hongos solo fueron encontradas en bosque de pino-encino (*Lycoperdon perlatum* var. *peckii*, especie saprobia, *Amanita arkansana*, *Boletus frostii* e *Hypomyces lactifluorum*, especie ectomicorrízicas) y una en las plantaciones (*Strobilomyces floccopus*, especie ectomicorrízica). Cabe mencionar que en el presente trabajo la especie *Hypomyces lactifluorum* especie parásita ascomiceta fue considerada como ectomicorrízica debido a que casi la totalidad de la biomasa es aportada por la *Russula* o *Lactarius* infectado, ambos ectomicorrízicos.

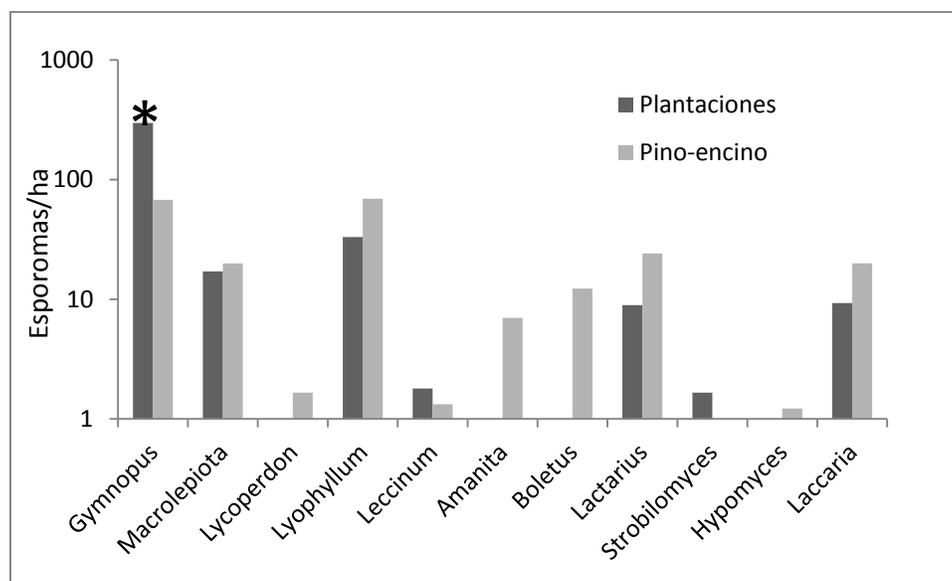


Figura 6. Diferencias en abundancias para cada especie en ambas unidades de paisaje.

*Especie con diferencia significativa.

6.2.2 Peso fresco

El peso total de esporomas por hectárea considerando a todas las especies en conjunto fue mayor en bosque de pino-encino ($p= 0.043$, $t= 2.938$, $n= 3433.72$). De la misma forma, hubo mayor peso del total de esporomas ectomicorrízicos en bosque de pino-encino ($p< 0.001$, $t= 10.748$, $n= 2897.70$; Fig. 7), y no hubo diferencias entre el peso de esporomas de hongos saprófitos entre ambas unidades del paisaje. Solo una especie (*Lyophyllum aff. loricatum*) tuvo mayor peso en bosque de pino-encino ($p= 0.05$, $t= 2.992$; $n= 339.623$; Fig. 8) en comparación con las plantaciones. Cabe mencionar que la diferencia en cuanto al peso solo se pudo analizar con las especies presentes en ambas unidades; sin embargo, las especies *Gymnopus dryophilus* en las plantaciones, *Amanita arkansana*, *Boletus frostii* y *Lactarius indigo* var. *indigo* en el bosque nativo de pino-encino a pesar de no tener diferencias significantes en cuanto a la prueba paramétrica, si nos muestran un mayor peso en estas especies, el cual posiblemente se deba a la falta de datos o que el error estándar es grande (Fig. 8).

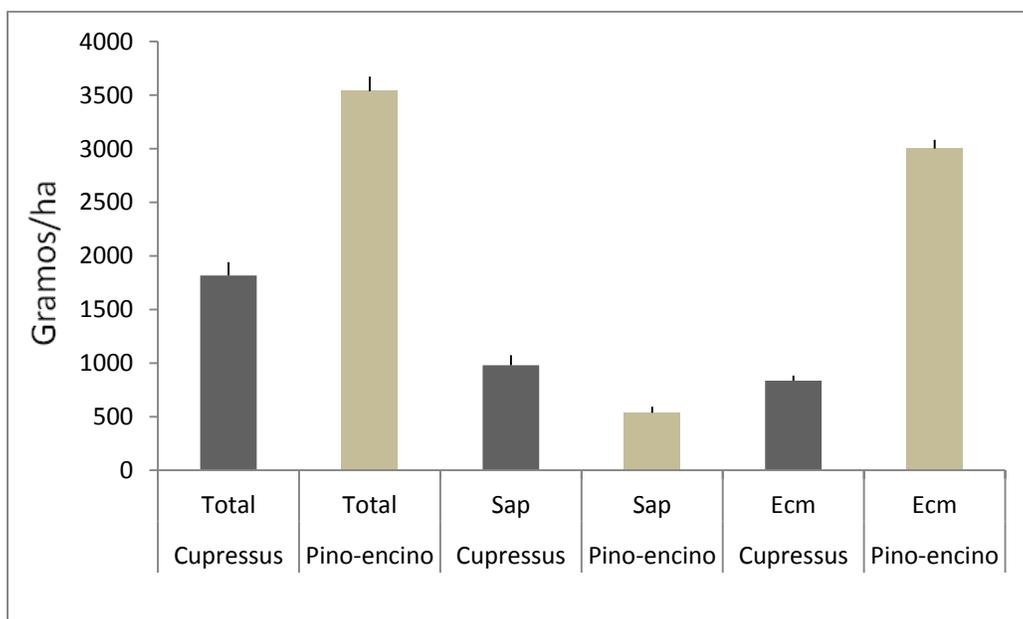


Figura 7. Peso total de los esporomas en cada unidad del paisaje y por hábito en el Parque Nacional José María Morelos. Gris oscuro = *C. lusitanica*, gris claro = Pino-encino. El error estándar esta representado por las líneas negras sobre las barras.

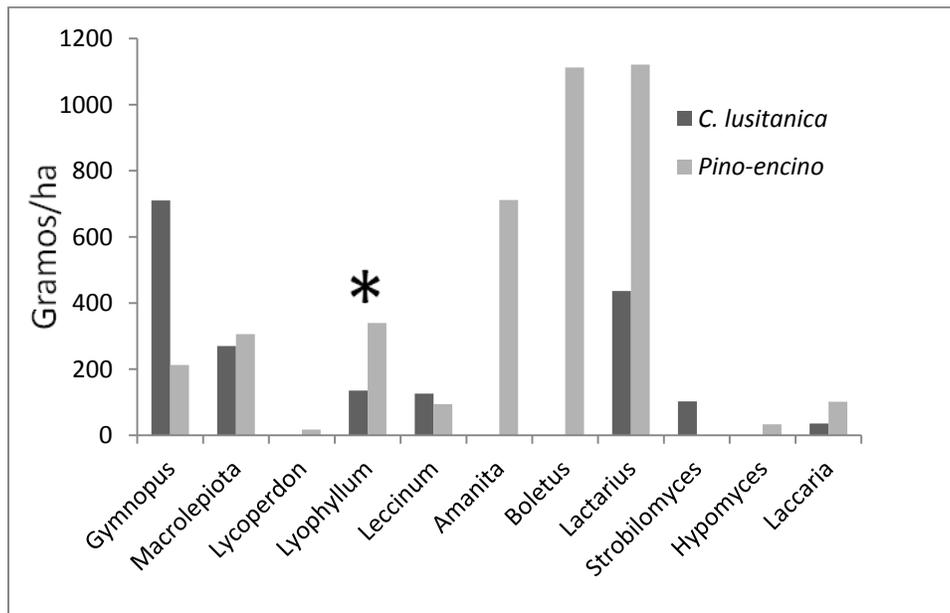


Figura 8. Peso total en gramos de cada especie entre unidades de paisaje. * Especie con diferencia significativa ($p= 0.05$, $t= 2.992$, $n= 339.623$).

De acuerdo al promedio de los precios de los hongos silvestres comestibles basado en trabajos como Montoya *et al.* (2001) en mercados de Tlaxcala, Martínez *et al.* (2005) en Puebla y estado de México, Ruan-Soto *et al.* (2006) en Tabasco y ciudad de México, Arteaga-Moreno (2006) en estado de México, Zamora *et al.* (2007) y Estrada-Martínez (2009), se elaboró la Tabla 5, la cual muestra el peso/ha de cada especie y su potencial valor monetario en pesos mexicanos (2010) para cada una de las dos unidades de paisaje.

Tabla 5. Peso por hectárea obtenido y su valor potencial (M.N. 2010) de las especies descritas en el presente trabajo en cada unidad de área. * Especies saprobias.

Especies	Área <i>Cupressus</i> (gramos/ha)	Pesos M.N.	Área p-e (gramos/ha)	Pesos M.N.
<i>Gymnopus dryophilus</i> *	710.3935212	31.9677085	212.510451	9.56297029
<i>Macrolepiota mastoidea</i> *	270.0388336	8.10116501	305.9964285	9.17989285
<i>Lycoperdon perlatum</i> var. <i>peckii</i> *	0	0	17.5132626	0.61296419
<i>Lyophyllum aff. loricatum</i>	135.4163968	6.09373786	339.6228839	15.2830298
<i>Leccinum pseudoinsigne</i>	126.0572881	4.41200508	94.26392573	3.2992374
<i>Amanita arkansana</i>	0	0	711.9188978	33.4601882
<i>Boletus frostii</i>	0	0	496.0439087	17.3615368
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	436.4315836	14.8386738	1121.285853	38.123719
<i>Strobilomyces floccopus</i>	102.5265252	3.58842838	0	0
<i>Hypomyces lactifluorum</i>	0	0	33.07692308	1.32307692
<i>Laccaria</i> sp.	35.72299219	0.71445984	101.4930388	2.02986078
TOTAL	1816.587141	69.70	3433.725573	130.25

6.2.3 Riqueza de especies

Encontramos esporomas comestibles de dos y cinco especies de hongos saprobios, y tres y siete especies de hongos ectomicorrízicos en plantaciones de *C. lusitanica* y bosque nativo respectivamente (Fig. 9, Tabla 6 y Anexo 1) lo cual muestra mayor riqueza de especies en bosque nativo de pino-encino. El número de especies de esporomas comestibles fue independiente del tipo de hongo y de la unidad del paisaje (Fig. 7; $P_{\text{Fisher}} = 1.0$).

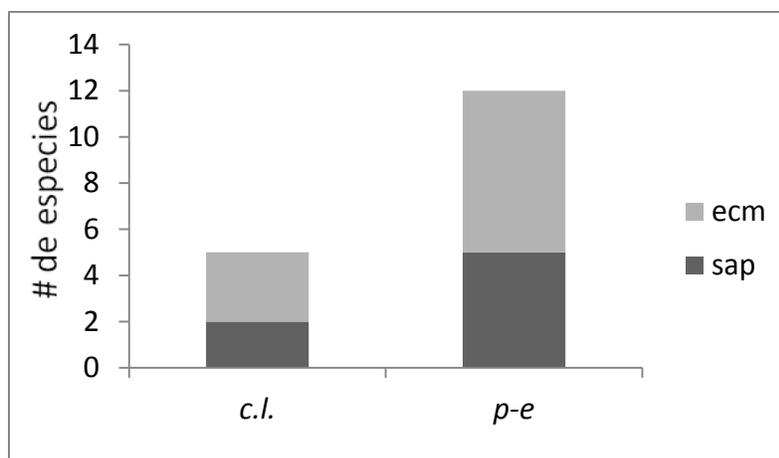
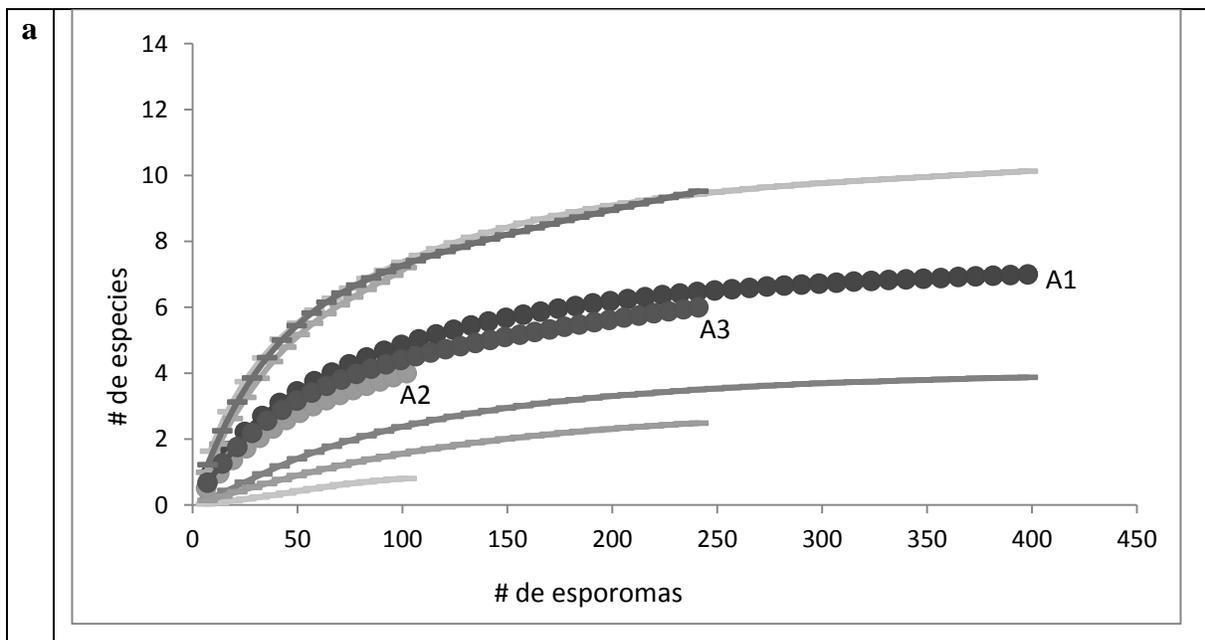


Figura 9. Total de especies presentes cada unidad de paisaje en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos. *c.l.* = plantaciones de *C. lusitanica*, *p-e* = pino-encino, *ecm* = especies ectomicorrízicas, *sap* = especies saprobias.

Tabla 6. Hábito de las especies de macromicetos silvestres comestibles registradas en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos.

Especie	Hábito
<i>Gymnopus dryophilus</i>	Saprobio
<i>Macrolepiota mastoidea</i>	Saprobio
<i>Lycoperdon perlatum</i> var. <i>peckii</i>	Saprobio
<i>Lyophyllum</i> aff. <i>loricatum</i>	Ectomicorrízico
<i>Leccinum pseudoinsigne</i>	Ectomicorrízico
<i>Amanita arkansana</i>	Ectomicorrízico
<i>Boletus frostii</i>	Ectomicorrízico
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>	Ectomicorrízico
<i>Strobilomyces floccopus</i>	Ectomicorrízico
<i>Hypomyces lactifluorum</i>	Ectomicorrízico
<i>Laccaria</i> sp.	Ectomicorrízico

Las curvas de acumulación de especies en las áreas de las plantaciones son muy parecidas entre sí, lo que significa que esta unidad del paisaje tiene una riqueza de especies muy homogénea (Fig. 10 A), con mayor número de esporomas pero menor número especies en comparación con las áreas de pino-encino, en donde se registró menos esporomas pero mayor número de especies (Fig. 10 B). En ambas gráficas los límites de confianza de 95% con el índice de Mao Tau se sobrelapan, lo que nos indica que no existen diferencias significativas entre el número de especies entre las áreas muestreadas.



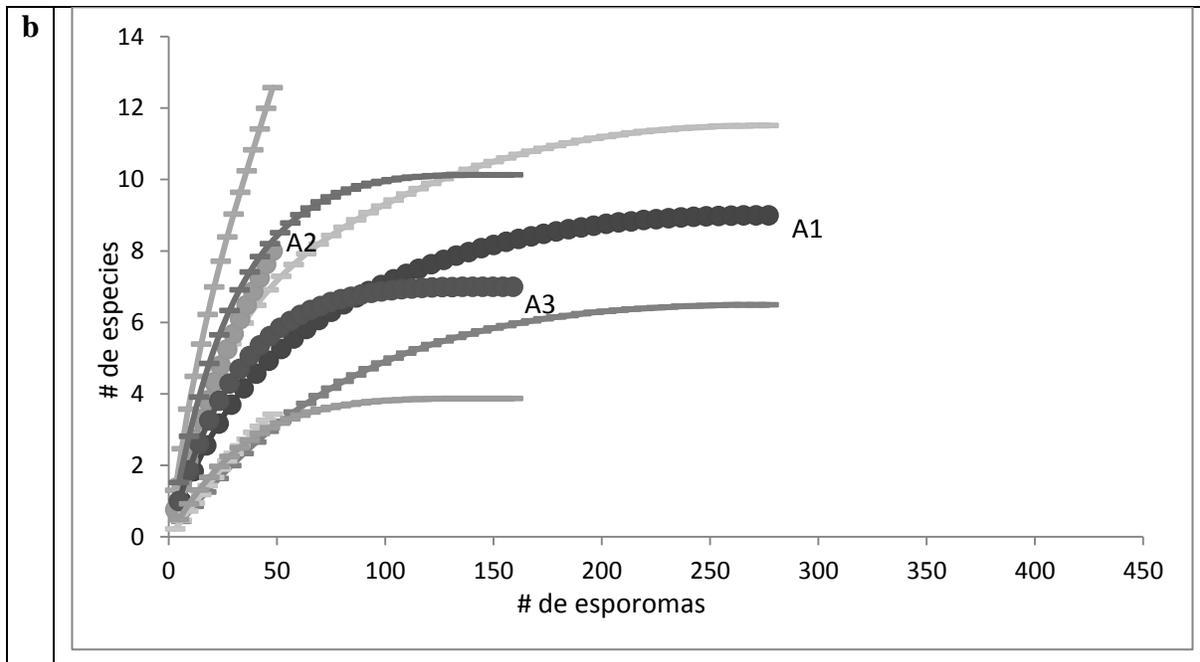


Figura 10. Curva de acumulación de especies de hongos comestibles en las tres áreas de plantaciones de *C. lusitanica* (a; A= área) y en las tres áreas de pino-encino (b; A= área) en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán, México. Donde (●= curva de acumulación de especies, — = límite de confianza superior y — = límite de confianza inferior).

6.2.4 Dominancia

La dominancia de las especies se comparó con las curvas del valor de importancia ecológica de las especies de macromicetos silvestres comestibles, donde se mostró que en las plantaciones existe una mayor dominancia, influida por una especie muy abundante (*Gymnopus dryophilus*), mientras que en el bosque de pino-encino la dominancia de las especies fue más equitativa (Fig 11). El orden de las especies de acuerdo a su valor de importancia fue diferente entre unidades excepto *Laccaria* sp. en el sexto lugar de mayor a menor importancia ecológica (Tabla 7).

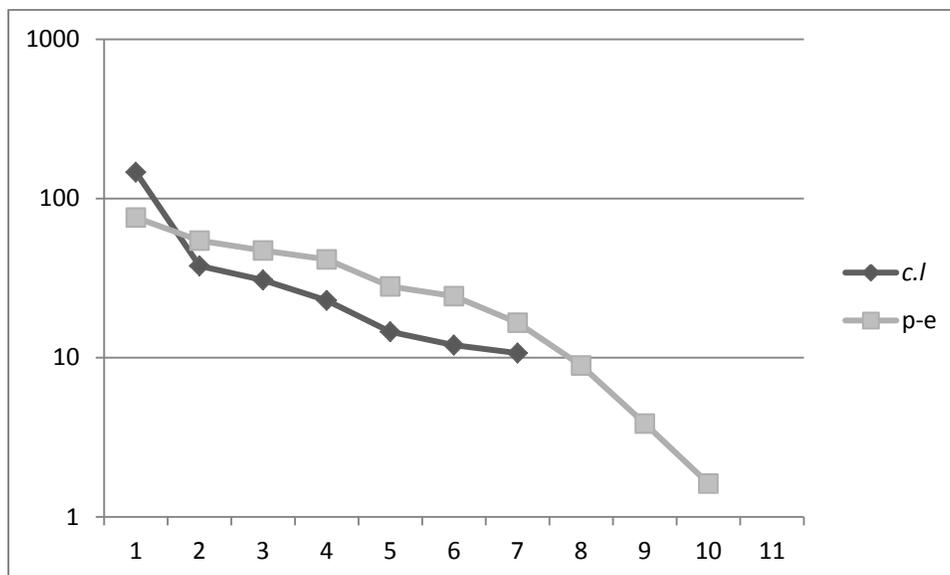


Figura 11. Curva de los valores de importancia de las especies de macromicetos silvestres comestibles en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán, México. *c.l.* = plantaciones de *C. lusitanica*, p-e = bosque de pino encino, cuadros = especies ectomicorrízicas, rombos = especies saprobias.

Tabla 7. Orden de las especies según su valor de importancia ecológica. * = especies ectomicorrízicas.

<u>Plantaciones</u>	<u>Pino-encino</u>
<i>Gymnopus dryophilus</i>	<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i> *
<i>Macrolepiota mastoidea</i>	<i>Gymnopus dryophilus</i>
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i> *	<i>Lyophyllum</i> aff. <i>loricatum</i> *
<i>Leccinum pseudoinsigne</i> *	<i>Macrolepiota mastoidea</i>
<i>Lyophyllum</i> aff. <i>loricatum</i> *	<i>Boletus frostii</i> *
<i>Laccaria</i> sp. *	<i>Laccaria</i> sp. *
<i>Strobilomyces floccopus</i> *	<i>Amanita arkansana</i> *
	<i>Leccinum pseudoinsigne</i> *

	<i>Lycoperdon perlatum</i> var. <i>peckii</i>
	<i>Hypomyces lactifluorum</i> *

6.2.5 Disponibilidad temporal

El total de semanas en las que encontramos esporomas comestibles fue mayor en bosque nativo que en plantaciones para especies ectomicorrízicas ($t = 2.16$, g.l. = 6, $P = 0.05$), pero no hubo diferencias para especies saprobias ($t = 0.52$, g.l. = 3, $P = 0.32$; Fig. 12; Tabla 8).

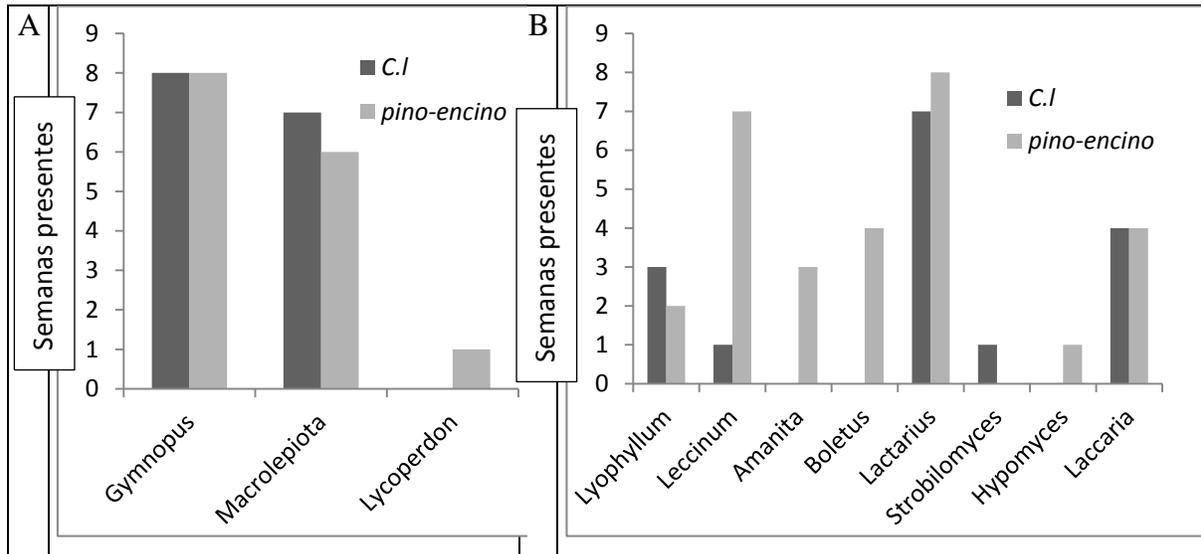


Figura 12. Semanas presentes de esporomas saporios (A) y ectomicorrízicos (B) en dos unidades de paisaje en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán, México. Plantaciones (negro) bosque pino-encino (gris).

Tabla 8. Presencia semanal de los esporomas de cada especie en cada una de las unidades del paisaje. * Especies saprobias.

	Junio			Julio			Agosto					Septiembre				Octubre		
Plantaciones de C. <i>lusitanica</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Gymnopus dryophilus</i> *			X	X	X	X	X		X	X								
<i>Macrolepiota mastoidea</i> *				X		X	X	X	X	X								
<i>Lyophyllum aff. Loricatum</i>					X		X											
<i>Leccinum pseudoinsigne</i>												X						
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>										X		X	X	X		X		
<i>Strobilomyces floccopus</i>											X							
<i>Laccaria</i> sp.													X	X	X	X		
	Junio			Julio			Agosto					Septiembre				Octubre		
Bosque de pino-encino	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<i>Gymnopus dryophilus</i> *			X	X						X								
<i>Macrolepiota mastoidea</i> *			X	X	X	X	X	X										
<i>Lycoperdon perlatum</i> var. <i>peckii</i> *				X														
<i>Lyophyllum aff. Loricatum</i>					X	X												
<i>Leccinum pseudoinsigne</i>						X			X			X						
<i>Amanita arkansana</i>							X	X	X									
<i>Boletus frostii</i>				X			X											
<i>Lactarius indigo</i> var. <i>indigo</i>										X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hypomyces lactifluorum</i>												X						
<i>Laccaria</i> sp.												X	X	X				

6.2.6 Análisis multicriterio

La gráfica de AMIBA nos muestra las diferentes variables analizadas en el presente trabajo, mostrando de forma integral que la disponibilidad de esporomas de macromicetos silvestres comestibles es mayor en los bosques nativos de pino-encino que en las plantaciones de *Cupressus lusitanica* (Fig. 13).

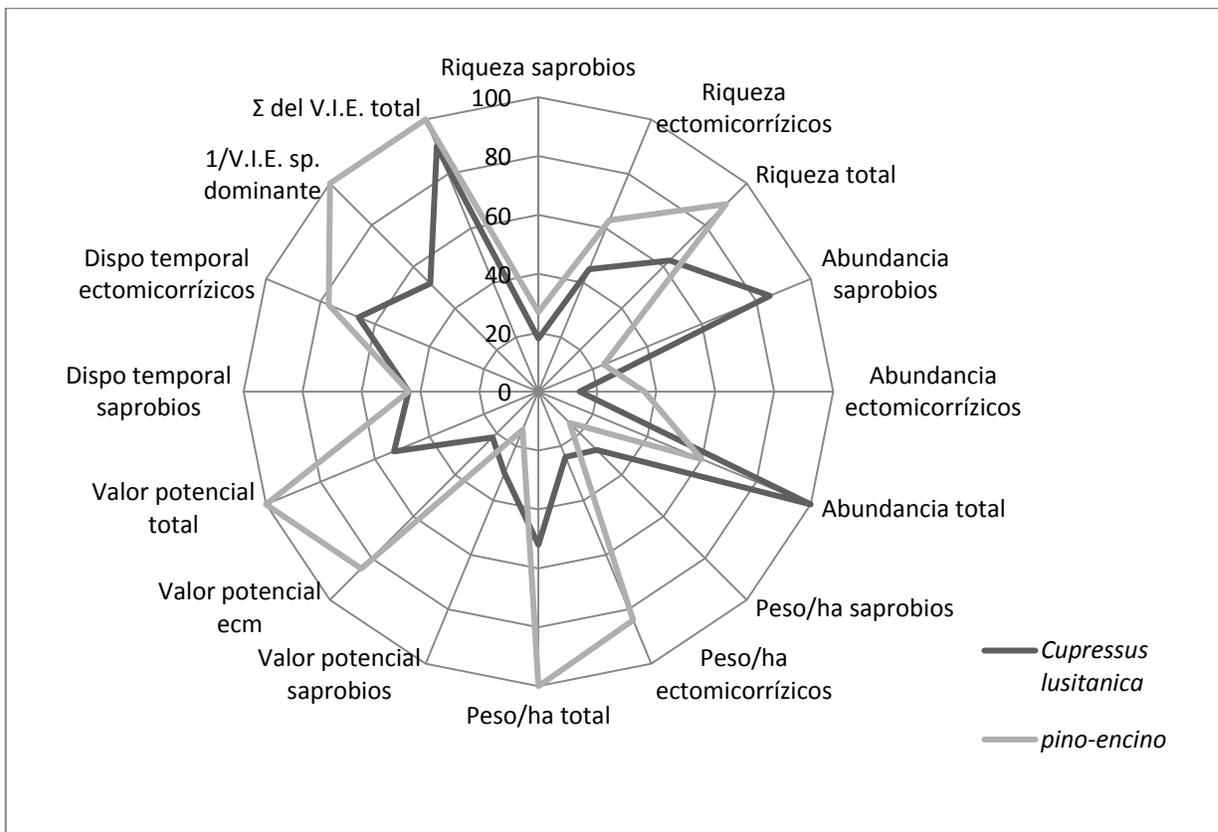


Figura 13. Representación de las áreas estudiadas con el conjunto de las variables analizadas. Análisis multicriterio (gráfica de AMIBA). Área gris oscuro= plantaciones de *Cupressus lusitanica*, área gris claro= bosque nativo de pino-encino. Dispo= disponibilidad, ecm= ectomicorrízicos, V.I.E.= valor de importancia ecológica, 1/V.I.E.= valor inverso del valor de importancia ecológica y Σ = sumatoria del valor de importancia ecológica.

VII.- DISCUSIÓN

7.1 Condiciones climáticas

La presencia de esporomas no ocurre de manera continua ni aleatoria a lo largo del año, sino que depende de que se presenten condiciones de precipitación, humedad y temperatura adecuadas (Dighton *et al.*, 1986). Si bien la precipitación es aparentemente el factor abiótico más importante para la producción de esporomas (Mihail *et al.*, 2007), claramente es la humedad del suelo lo que determina dicho proceso. Sin embargo, los excesos de humedad pueden promover el crecimiento del micelio y reducir la producción de esporomas (Manachere, 1980), mientras que el retraso de precipitación retarda la producción de los mismos. Altas temperaturas del suelo pueden también causar el retardo en la producción de algunas especies, y una variación marcada en la temperatura del suelo reduce la duración de producción (Mihail *et al.*, 2007). Aunque no se encontraron diferencias en la temperatura y humedad relativa del aire entre bosque nativo y plantaciones, no podemos afirmar que las diferencias en la disponibilidad de esporomas de hongos ectomicorrízicos y saprobios silvestres comestibles se deban a cambios en las condiciones climáticas.

7.1.2 Suelos

Becker *et al.* (1987) y Lansac y Martin (1995) reportan, que la humedad y la calidad del suelo son factores limitantes en la colonización de raíces. Las condiciones del suelo menos estresantes son elementales para una mayor riqueza y colonización de especies de hongos ectomicorrízicos (Dickie y Reich, 2005). Miller (1982) sostiene que los niveles de calcio (Ca) y nitrógeno (N) son fundamentales en la distribución de especies ectomicorrízicas, mientras que los niveles de fosforo (P) lo son para las micorrizas versículo arbusculares. Sin embargo, nuestros análisis no detectaron diferencias en estos elementos ya que los suelos en ambas unidades del paisaje son del mismo origen. Solamente se obtuvo diferencia en el porcentaje de arcilla, siendo mayor en las plantaciones de *Cupressus lusitanica*. Esto indica que posiblemente las diferencias en la disponibilidad de esporomas silvestres comestibles en el Parque Nacional se deban a las diferencias en la composición vegetal y no a los factores edáficos.

7.1.3 Caracterización de la vegetación de las áreas

La riqueza de especies de árboles presente en un bosque influye en la riqueza de las especies de hongos (Villeneuve *et al.*, 1989). La diversidad de hongos ectomicorrízicos es mayor en los bosques mixtos que en bosques de coníferas donde predomina una especie (Bills *et al.*, 1986). Incluso dentro de un mismo género de árboles, diferentes especies pueden tener diferentes especies de hongos ectomicorrízicos asociados. Por ejemplo, cerca de los pirineos en España (Martínez *et al.*, 2007), documentaron que si bien se sabe que las especies del género *Pinus* dependen obligatoriamente de las asociaciones de hongos ectomicorrízicos para su crecimiento y supervivencia (Trappe, 1962 y Lee, 1998), rodales dominados por *Pinus nigra*, *P. sylvestris* y *P. halepensis* difirieron en cuanto a la presencia de especies ectomicorrízicas presentes.

En nuestro estudio, las plantaciones de *C. lusitanica* podrían no tener especies de hongos ectomicorrízicos, ya que como se señaló antes, esta especie no genera ese tipo de simbiosis. Sin embargo, encontramos un número importante de individuos de especies ectomicorrízicas, aparentemente, como consecuencia de los encinos interdispersos. Claramente, estos árboles aportan entonces un enorme componente funcional al ecosistema como reservorios de inóculo ectomicorrízico. Este hallazgo es muy importante por dos razones. En primer lugar, porque puede dar pauta a que, al establecer plantaciones, se respeten los individuos grandes de especies nativas, lo que puede mantener al menos parcialmente la integridad de los procesos ecosistémicos. En segundo lugar, podría recomendarse enriquecer con especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* plantaciones de *C. lusitanica*, lo que podría resultar en una mayor disponibilidad de hongos ectomicorrízicos comestibles.

7.2 Cuantificación de esporomas comestibles (Disponibilidad)

Como se ha mencionado antes, la disponibilidad de macromicetos silvestres comestibles no es una variable unidimensional que se pueda medir directamente, sino por medio de un conjunto de variables que ayudan a estimarla. En este estudio incorporamos la densidad, biomasa expresada en peso fresco, riqueza de especies, dominancia y disponibilidad temporal o fenología como variables indicadoras de disponibilidad.

Es importante resaltar que, en el caso de la abundancia, los datos que se obtienen a partir del conteo de esporomas no aportan información confiable sobre la abundancia (número de individuos, densidad) de las especies de hongos. Sin embargo, estos datos son de absoluta pertinencia cuando los hongos son concebidos como un PFSM y cuando el fin es aportar recomendaciones de aprovechamiento de estos recursos (e.g. hongos silvestres comestibles; Garibay *et al.*, 2009).

7.2.1 Densidad

De los 1225 esporomas comestibles registrados en 6.48 ha durante 18 semanas de muestreo, la especie *Gymnopus dryophilus* fue la que presentó mayor densidad en las plantaciones de *C. lusitanica*. Esta especie saprobia resulta ser muy abundante en México, y se encuentra entre las más abundantes registradas por Garibay *et al.* (2009) en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, Morales *et al.* (2003) en Guatemala y Yamashita y Hijii, (2006) en Japón en bosques de *Pinus densiflora*.

Por su parte, *Lactarius indigo* var. *indigo* fue la especie con más esporomas en el bosque nativo de pino-encino. Esta especie ectomicorrízica es de amplia distribución en los bosques templados del país, sin embargo no suele ser la más abundante dentro del género *Lactarius*, al menos no como *Lactarius salmonicolor* (Morales *et al.*, 2003; Pardavé *et al.*, 2007 y Estrada-Martínez, 2009). Algunas etnias no consideran comestible a esta especie, debido a su color azul índigo tan llamativo, y que generalmente es una de las principales características de identificación por parte de los habitantes de zonas rurales y urbanas marginadas (Zamora *et al.*, 2007; Torres-Gómez, 2008 y Chávez-León *et al.*, 2009).

La especie *Laccaria* sp. no está dentro de las especies más abundantes del presente trabajo. Sin embargo, especies de este género son aparentemente dominantes o subdominantes en varios bosques templados del país. Por ejemplo, Chávez-León *et al.* (2009) encontraron que después de tres especies del género *Russula*, *Laccaria laccata* fue la especie más abundante en la barranca de Cupatitzio, Michoacán, y Garibay *et al.* (2009) reportaron que *Gymnopus confluens* y *Laccaria laccata* fueron las especies más abundantes en la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. En la Sierra Fría de Aguascalientes, México, Pardavé *et al.* (2007) encontraron que *Amanita caesarea*, *Laccaria amethystina* y *Lycoperdon perlatum* fueron las especies más abundantes en bosque de encino-pino por

arriba de los 2800 msnm. Los géneros *Amanita* y *Laccaria* fueron los más abundantes en bosque natural y en zona de regeneración en Chihuahua (Quiñónez-Martínez *et al.*, 2005). Estrada-Martínez, (2009) también reporta a especies de dicho género entre las más abundantes en la Sierra Nevada en México. Incluso en otros países del geotrópico, como Colombia, *Laccaria laccata* ha sido reportada como una de las especies más abundantes (Montoya *et al.*, 2001; Morales *et al.*, 2003)

La dominancia de *Lactarius indigo* var. *indigo* y la no dominancia de *Laccaria* sp. en nuestro sitio de estudio, son singularidades que están asociadas a la dominancia de las especies de árboles presentes, esto es que *Lactarius* está asociado a *Quercus* y *Laccaria* a *Pinus* (Swaty *et al.*, 1998, Jones *et al.*, 2002, Dahlberg, 2002, Smith *et al.*, 2004).

Se sabe que la especie *Gymnopus dryophilus* (la más abundante en las plantaciones) es de bajo valor culinario en comparación con *Lactarius indigo* var. *indigo*, lo que nos indica la importancia de los hospederos ectomicorrízicos en los planes de manejo forestal, ya que se puede asegurar la producción y abundancia de esporomas de varias especies ectomicorrízicas que son de mayor valor culinario y poder aprovecharlas.

7.2.2 Peso fresco y precios

En total se obtuvieron 5.250 kg/ha de hongos silvestres comestibles en ambas unidades del paisaje (0.980 kg/ha de esporomas saprobios y 0.836 kg/ha de esporomas ectomicorrízicos en las plantaciones de *C. lusitanica* y 0.536 kg/ha de esporomas saprobios y 2.897 kg/ha de esporomas ectomicorrízicos en bosques de pino-encino). Esta cifra es mayor que la reportada por Montoya (2005) en el cerro de La Malinche (1.17 kg/ha). Garibay *et al.* (2009) encontraron que para la especie *Laccaria laccata* en promedio obtuvo 2.9 kg/ha en Ixtlán, Oaxaca. Como se mencionó anteriormente, *Laccaria* sp. en el sitio estudiado fue poco abundante, por lo que sólo se obtuvieron 0.137 kg/ha, un orden de magnitud menor. En un estudio destinado a la producción de hongos comestibles en las plantaciones de *Pinus montezumae* de dos años de edad en México, Zamora-Martínez y Nieto de Pascual (1995) reportaron 25.9 kg/ha de *Lactarius deliciosus*. Martínez *et al.* (2007) reportaron para la zona montañosa de los pre-pirineos en Cataluña, España una productividad de esporomas silvestres comestibles de 11.5 kg/ha anuales en un estudio de cinco años.

Estos datos nos muestran que a pesar de la baja producción de esporomas en el 2010 en el Parque Nacional, están dentro del rango obtenidos por otros estudios, y que la enorme variación en los pesos de diferentes especies de hongos presentes en diferentes bosques indica que los hongos no son homogéneos como recurso, y que cada bosque o sitio diferirá en la disponibilidad cualitativa y cuantitativa de especies de este PFNM.

Los pesos frescos y los precios de los esporomas varían entre zonas y también entre especies, siendo generalmente mayores los pesos y precios de las especies ectomicorrízicas debido a su tamaño y valor culinario. Un ejemplo común es el que plantea Zamora (1996) donde menciona la importancia de la demanda de este tipo de PFNM en México, aportando cifras de la especie *Tricholoma magnivelare* la cual ha obtenido mayor demanda desde 1989. Esta especie ectomicorrízica de gran valor tanto culinario como monetario ha aumentado con el tiempo en cuanto a su extracción y su valor, esto es que en el año 1989 el kilogramo de esta especie estaba en 21.50 pesos el cual fue aumentando más de 50% por año hasta llegar a los 256 pesos por kg en 1996.

Los hongos colectados en el bosque de pino-encino aportan casi el doble de valor económico que los que serían colectados en plantaciones de *C. lusitanica*, lo cual confirma la importancia de los hospederos ectomicorrízicos en los planes de manejo forestal de los bosques del país, ya que se obtiene mayor producción de esporomas de especies más valoradas y buscadas, y por lo tanto mayor ingreso monetario para las zonas rurales y urbanas marginadas, así como mejoras en los procesos ecosistémicos de los bosques.

Cabe mencionar que estas cifras están basadas en el tipo de muestreo del presente trabajo, esto es, transectos aleatorios de 50 × 4 m, mientras que los recolectores de hongos silvestres comestibles ya tienen ubicadas las zonas de producción de esporomas de las especies de interés (Mapes *et al.*, 1982; Zamora *et al.*, 2007; Torres-Gómez, 2008 y Chávez-León *et al.*, 2009). Esto significa que las cifras que se presentan solo conforman la importancia de los hospederos ectomicorrízicos en comparación de las plantaciones de *C. lusitanica*, ya que en la práctica los recolectores obtendrían cifras muy por arriba de las presentadas aquí.

7.2.3 Riqueza de especies

Se registraron en total 11 especies de hongos silvestres comestibles en el Parque Nacional Insurgente José María Morelos en 6.48 ha muestreadas. Esta cifra está por debajo de trabajos como el de Zamora *et al.* (2007) en el Aguacate, municipio de Tancítaro, Michoacán que encontraron 16 especies de macromicetos silvestres comestibles en bosques de pino, con relictos de bosque de encino. Torres-Gómez (2008) encontró 14 especies silvestres comestibles para la comunidad P'urhépecha de Arantepacua, municipio de Nahuátzen, Michoacán en bosques de pino-encino por medio de recorridos/colectas guiados por habitantes del lugar. Gómez (2005) trabajó en el Parque Nacional Barranca de Cupatitzio y encontró 26 especies ectomicorrízicas comestibles en 0.8 ha muestreadas con transectos permanentes de 20 × 50 m durante dos años; Chávez-León *et al.* (2009) en el cerro de Cupatitzio, Michoacán encontraron 37 especies comestibles en bosques de pino-encino en un área de 0.8 ha, durante dos años; Mientras que Villareal (1994) en la barranca de Cupatitzio encontró 43 especies comestibles (ver nota de abajo). Gómez *et al.* (2005) visitaron cinco parajes (sitios) ya establecidos como los de mejor producción de esporomas comestibles en la comunidad de Nicolás Romero, municipio de Zitácuaro, y encontraron 42 especies silvestres comestibles de las cuales la comunidad solo reconoce y utiliza 23; trabajo que se realizó en la temporada de lluvias del 2001.

Estas diferencias pueden deberse principalmente a que en el Parque Nacional la diversidad vegetal es menor en cuanto a hospederos ectomicorrízicos, la mitad del área muestreada pertenece a plantaciones de *C. lusitanica* los cuales no forman asociación ectomicorrízica, que la mayoría de las especies tienen una distribución restringida o en paquetes (Schmit *et al.*, 1999; Yamashita y Hijii, 2006; Garibay *et al.*, 2009), y el estudio se realizó durante una sola temporada de lluvias (2010) dejando así un déficit en la riqueza de especies. Este fenómeno ha sido observado también por Hintikka (1988) y Tyler (1989), quienes reportaron que la mayoría de los hongos observados en los bosques caducifolios de Suecia se encontraron en menos de un 10-15% de los sitios.

Reyes *et al.* (2007) encontraron para la zona de Teziutlán, Puebla ocho especies comestibles, este trabajo se basó en recorridos fisiográficos entre los paralelos 19°45' 87" y 19° 50' 89" latitud norte; meridianos 97°25' 74" longitud oeste y 97°30' 60" longitud este. Mientras que para la región Nahua de Tlaxcala encontró 31 especies comestibles en

bosques de pino-encino y en bosques de *Abies* durante tres años. En Durango se reportan 27 especies comestibles en bosques de pino y pino-encino (Díaz *et al.*, 2005) estudio que abarco una temporada de lluvias, Durango es uno de los estados con más extensión territorial y con varios tipos de climas y vegetación. Estrada-Martínez *et al.* (2009) encontraron 67 especies de hongos silvestres comestibles en comunidades rurales de la región de la Sierra Nevada, zona que abarca Estado de México, Puebla, Tlaxcala y Ciudad de México, estudio que se realizo por un año. La riqueza de macromicetos silvestres comestibles reportada como la más alta en México es en la comunidad de Ixtlán, Oaxaca, con 96 especies (Garibay *et al.*, 2009), sin embargo, Pardavé (2007) registró 106 especies comestibles en la Sierra Fría en Aguascalientes, México en un proyecto que inicio en 1979 en 33 localidades en bosque mixto de encino-pino y manchones de *Juniperus* en un trabajo que duró 14 años.

En otras partes del mundo, Morales *et al.* (2003) reportan 70 especies de hongos comestibles sacadas de 21 comunidades en Guatemala durante dos años. Henkel *et al.* (2004) encontraron 11 especies comestibles en Guyana en bosque tropical con precipitaciones que van de los 3500 a 4000 mm durante tres años. Martínez *et al.* (2007) reportan para la zona montañosa cerca de los pirineos, en Cataluña, España 63 especies de macromicetos silvestres comestibles en 23 parcelas de 400 m² en un estudio de cinco años en bosques con tres especies de pino.

Es importante resaltar que al comparar riquezas de especies entre diferentes sitios, existen algunas limitantes. Una de ellas es que el estudio se realizó solo en un año (junio-octubre, 2010) y está bien documentado que al aumentar el tamaño de la zona a estudiar y/o los años de estudio, el número de especies aumenta, es por esto que Hawksworth (2001) plantea que es necesario realizar monitoreos intensivos a largo plazo, por al menos 20 años, para determinar todos los taxa de un sitio particular. Los macromicetos se distribuyen en gradientes delimitados por la altitud, el tipo de suelo y la vegetación, aunque existen otros factores, endógenos y exógenos que inciden en su desarrollo. Dentro de los endógenos está la información genética de cada especie y que no todos los taxa son anuales. En los exógenos están los climáticos, las barreras geográficas que impiden su distribución. Un ejemplo lo describe Villarreal (1994), quien estimó un incremento del 58% en la composición micológica en la producción de esporomas silvestres comestibles en los

bosques del Cofre de Perote, Veracruz al aumentar los años de muestreo. También es que la riqueza de especies ectomicorrízicas es mayor en bosques mixtos que en los de una especie y que pocas especies suelen ser comunes en ambos ambientes (Bills *et al.*, 1986 y Villeneuve *et al.*, 1989). También es que los estudios de composición de las especies ectomicorrízicas y de la dinámica de las mismas en el suelo forestal, han sido difíciles porque los hongos ectomicorrízicos no manifiestan crecimiento en medios de cultivo; además, la forma tradicional de identificarlos taxonómicamente está basada en sus estadios sexuales (por medio de esporomas) lo que hace difícil su identificación.

El presente estudio se realizó con un conocimiento micológico basado en especies comunes en el estado, por lo que algunas pocas especies comestibles no comunes o potencialmente comestibles pudieron haber sido no incluidas.

Por lo tanto, a pesar de haber encontrado especies ectomicorrízicas en las plantaciones de *Cupressus lusitanica* debido a que se dejaron algunos individuos de pino y encino en las zonas de plantación, es fundamental que las prácticas de manejo forestal como lo son el establecimiento de plantaciones deben de tomar en cuenta las especies vegetales como posibles reservorios de inóculo micorrízico, ya que evidentemente en el Parque Nacional se ve reducida y comprometida la disponibilidad de macromicetos silvestres comestibles debido a la falta de hospederos ectomicorrízicos por parte de *C. lusitanica* y su estado de deterioro.

7.2.4 Dominancia

La dominancia de especies fue diferente entre las unidades de paisaje, claramente con una mayor dominancia en plantaciones de *C. lusitanica*, mientras que en el bosque nativo de pino-encino hubo una mayor diversidad y menor dominancia de especies. La especie más dominante en las plantaciones fue *Gymnopus dryophilus* seguida de *Macrolepiota mastoidea* y de *Lactarius indigo* var. *indigo* (especies saprobias y otra ectomicorrízica respectivamente); mientras que en los rodales de pino-encino la especie más dominante fue *Lactarius indigo* var. *indigo*, seguida de *Gymnopus dryophilus* y *Lyophyllum aff. loricatum* (especie ectomicorrízica, especie saprobia y especie ectomicorrízica respectivamente). La especie *Laccaria* sp. (especie ectomicorrízica) obtuvo el mismo valor de importancia ecológica en ambas unidades del paisaje (bosque de pino-

encino y plantaciones de *C. lusitanica*) y este género resulta ser uno de los más abundantes dentro de los comestibles ectomicorrízicos en el país a pesar de que en el presente trabajo no se ubicó dentro de las tres más abundantes.

Chávez-León *et al.* (2009) en el cerro de Cupatitzio encontraron que las especies más dominantes son *Amanita caesarea*, *Laccaria laccata* y *Leccinum rugocipes*, (todas especies ectomicorrízicas). En la Sierra Fría de Aguascalientes, México, Pardavé *et al.* (2007) encontraron que la especie más dominante fue *Amanita caesarea* en bosques de pino-encino.

Estas diferencias podrían explicarse debido a que los sitios estudiados difieren en gradientes altitudinales, climas, precipitaciones y composición vegetal, y sobre todo al estado de conservación de las zonas estudiadas.

Fuera del país están los trabajos de Montoya *et al.* (2005) en Caldas, Colombia que encontraron que la especie *Laccaria laccata* fue la más dominante, así como la segunda en plantaciones de *Eucalyptus dunnii* en Brasil (Giachini y Souza, 2004). Morales *et al.* (2003) reporta que *Amanita caesarea*-complejo, *Cantharellus cibarius*, *Lactarius deliciosus* y *Lactarius indigo* son las más dominantes en 21 comunidades en Guatemala. En Japón, Yamashita y Hijii (2006) encontraron que las especies más dominantes fueron *Collybia dryophila* (= *Gymnopus dryophilus*), *Lactarius chrysorrheus* y los géneros *Marasmius*, *Mycena* y *Rhodophyllus*. Straatsma (2001) en Suiza encontró que las especies más abundantes en un estudio de 21 años en bosque de pino-encino fueron *Lactarius blennius* para las especies ectomicorrízicas y *Gymnopus dryophilus* para las saprobias. A pesar de no ser las mismas especies de *Lactarius* (Straatsma, 2001 y Yamashita y Hijii, 2006) estos resultados concuerdan con los del presente trabajo, donde la especie *Lactarius indigo* var. *indigo* fue la más dominante dentro del hábito ectomicorrízico y que estas especies comparten hospederos del mismo género (*Quercus*); y que la especie *Gymnopus dryophilus* en estos tres trabajos resultó ser la más dominante dentro de las saprobias.

7.2.5 Disponibilidad temporal

La frecuencia temporal de los esporomas silvestres comestibles varía entre especies y entre sitios debido a la composición vegetal, temperatura y precipitación (Ohenoja, 1993; Mihail *et al.*, 2007 y Martínez *et al.*, 2007) aunque Selosse *et al.* (2001) mencionan que el

tamaño de los genets es importante, esto es que en algunas especies los estados fisiológicos de los genets pueden ser los responsables de la estabilidad temporal de la producción de esporomas como encontró en dos especies de *Laccaria* (*L. laccata* y *L. bicolor*) aunque no marca el tiempo de inicio de producción.

Existen clasificaciones de hongos ectomicorrízicos elaboradas con base en su fenología, es decir hay hongos de este grupo de temprana etapa y de etapa tardía. Los primeros requieren poca demanda de carbono de sus hospederos y requieren concentraciones leves de nitrógeno, fósforo, por el contrario los de etapa tardía requieren mayores concentraciones de éstos elementos (Deacon y Fleming, 1992; Colpaert *et al.*, 1996). Las teorías de sucesión de producción de esporomas de hongos ectomicorrízicos describen una secuencia que caracteriza a especies de géneros como *Hebeloma*, *Laccaria* e *Inocybe* como primera etapa, *Cortinarius* y *Tricholoma* como etapa intermedia-tardía y *Russula*, *Amanita* y *Leccinum* como simbioses en etapa tardía. (Mason *et al.*, 1982; Última *et al.*, 1983; Fleming *et al.*, 1986 y Dighton *et al.*, 1986).

En este trabajo se encontró que las especies saprobias produjeron esporomas al inicio de la temporada de lluvias (junio) y los esporomas de especies ectomicorrízicas se observaron hasta mediados de agosto en las plantaciones de *C. lusitanica*. Mientras que en los rodales de bosque de pino-encino no se vio tan marcada la disponibilidad temporal entre estos dos grupos de hongos, fue más homogénea.

En general se observaron esporomas de especies silvestres comestibles de junio a octubre (casi cinco meses) mientras que en el cerro de Cupatitzio (Chávez-León *et al.*, 2009) la fenología fue de junio a noviembre, esto quizá se deba posiblemente a un año con mayor precipitación, o que las condiciones de humedad se mantiene por mas tiempo; Garibay *et al.* (2009) encontraron esporomas de junio a septiembre en Ixtlán, Oaxaca, Quiñonéz-Martínez *et al.* (2005) tuvieron una temporada mas corta de producción de esporomas en Chihuahua, de julio a septiembre. La disponibilidad temporal de una misma especie puede variar también por el hospedero como lo observaron Bergemann y Miller (2002) en esporomas de *Russula brevipes* durante julio, agosto y septiembre de 1998 y 1999, pero esta misma especie al estar asociada a *Picea sitchensis* fue observada en octubre y noviembre del 2000.

Otro factor limitante en la disponibilidad temporal de los esporomas de hongos ectomicorrízicos responde fuertemente a las propiedades químicas del suelo (Toljander *et al.*, 2006) o a sitios con CO₂ elevado (Parrent *et al.*, 2006), esto es que algunas especies de hongos ectomicorrízicos pueden desaparecer de un área en tan solo un año (Guidot *et al.*, 2003). Pickles *et al.* (2011) aunque no trabajaron con especies comestibles, descubrieron que 17 especies ectomicorrízicas estuvieron presentes en 2004 y solo 12 de ellas en 2005 con 7 nuevas especies, lo que nos indica que a pesar de estar presente el hongo en el suelo, las especies no producen esporomas todos los años, esto depende de varios factores abióticos como lo son el clima, precipitación, humedad, tamaño de los genets y calidad del suelo (Manachere, 1980; Becker *et al.*, 1987; Lansac y Martin, 1995; Selosse *et al.*, 2001; Dickie y Reich, 2005 y Mihail *et al.*, 2007; entre otros).

7.2.6 Análisis multicriterio

Este tipo de análisis nos permitió observar de manera sencilla que existe una mayor disponibilidad de esporomas silvestres comestibles en el bosque nativo de pino-encino. El área de las variables de las plantaciones es menor excepto en la abundancia de especies saprobias y dominancia, y esto se debe a una sola especie *Gymnopus dryophilus*. Lo que nos indica que una especie es muy dominante, por lo tanto se espera que la diversidad sea baja. Esto es fundamental cuando se quiere emplear una práctica de manejo forestal como lo son las plantaciones, de tomar en cuenta cuestiones de procesos ecosistémicos esenciales como lo son los hospederos micorrízicos.

VIII.- CONCLUSIONES

La densidad de esporomas, a pesar de ser mayor en las plantaciones de *C. lusitanica*, fue debido a una sola especie saprobia (*Gymnopus dryophilus*), la cual está ampliamente distribuida en el país, es de bajo valor culinario y bajo valor de mercado.

El peso fresco, valor culinario y potencial valor monetario de las especies ectomicorrízicas es mayor en comparación con el de las especies saprobias. Esto es, que la

composición vegetal como reservorios de inóculo de micorriza es de suma importancia respecto a un manejo de estos PFNM, como se pudo observar en el bosque de pino-encino que aportó casi el doble de biomasa total comestible.

A pesar de que se encontraron esporomas de especies ectomicorrízicas en las plantaciones de *C. lusitanica* debido a que no son puras, la riqueza de especies se vio fuertemente incrementada en esporomas ectomicorrízicos en el bosque de pino-encino, lo que nos indica que efectivamente las plantaciones de *C. lusitanica* comprometen la disponibilidad de esporomas ectomicorrízicos, los cuales son de mayor valor como PFNM.

La dominancia en las plantaciones de *C. lusitanica* se vio marcada por una sola especie (*Gymnopus dryophilus*), sin embargo en el bosque de pino-encino la dominancia de las especies fue más homogénea.

La disponibilidad temporal de los esporomas fue mayor para las especies ectomicorrízicas en el bosque de pino-encino, reafirmando la importancia de las especies hospederas micorrízicas en los bosques del país para un manejo de PFNM.

La disponibilidad de macromicetos silvestres comestibles en la zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos fue mayor en el bosque nativo de pino-encino, lo que nos indica que el establecimiento de plantaciones de especies no micorrízicas (e.g. *C. lusitanica*) como prácticas de manejo forestal compromete la disponibilidad de otros PFNM como los hongos silvestres comestibles, los cuales pueden conformar un importante ingreso de las familias en zonas rurales y urbanas marginadas, así como mejoras en los procesos ecosistémicos de los bosques templados del país.

La información aquí plasmada de ninguna manera pretende ser concluyente, debido a que es el resultado de un año de muestreo, y los trabajos a base de conteo de esporomas silvestres comestibles con la finalidad de aprovechamiento capturar la variabilidad temporal, esto es para poder obtener los patrones de producción de esporomas silvestres comestibles entre años con diferentes condiciones ambientales. Sin embargo si conforma la primera aproximación de un trabajo de manejo de PFNM con respecto a los macromicetos silvestres comestibles del Parque Nacional Insurgente José María Morelos (km 23).

IX.- LITERATURA CITADA

Alvarado, G. y Benítez, G. 2009. **El enfoque de agrosistemas como una forma de intervención científica en la recolección de hongos silvestres comestibles.** Tropical and Subtropical Agroecosystems. 10: 531-539.

Amaranthus, M. 1998. **The importance and conservation of ectomycorrhizal fungal diversity in forest ecosystems: lessons from Europe and the Pacific Northwest.** Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 20 pp.

Arnolds, E. 1988. **The changing mycomycete flora in the Netherlands.** Transactions of the British Mycological Society. 90: 391-406.

Arnolds, E. 1991. **Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe.** Agriculture Ecosystem Environment. 35: 209-244.

Avila, R., Johanson, K. y Bergstrom, R. 1999. **Model of the seasonal variations of fungi ingestion and Cs-137 activity concentrations in roe deer.** Journal of Environmental Radioactivity. 46: 99-112.

Barros, L., Baptista, B., Correia, D., Casal, S., Oliveira, B. y Ferreira, I. 2007. **Fatty acid and sugar compositions, and nutritional value of five wild edible mushrooms from Northeast Portugal.** Food Chemistry. 105: 140-145.

Bergemann, S. y Miller, S. 2002. **Size, distribution, and persistence of genets in local populations of the late-stage ectomycorrhizal basidiomycete, *Russula brevipes*.** New phytologist. 156: 313-320.

Bessette, A., Roody, W. y Bessette, A. 1999. **North American boletes. A color guide to the fleshy pored mushrooms.** Syracuse. 396pp.

Bessette, A., Harris, D y Bessette, A. 2009. **Milk mushrooms of North America. A field identification guide to the genus *Lactarius*.** Syracuse. 297pp.

Bills, G., Holtzmann, G. y Miller, O. 1986. **Comparison of ectomycorrhizal basidiomycete communities in red spruce versus northern hardwood forests of West Virginia.** Canadian Journal of Botany. 64: 760-768.

Bonet, J., Fisher, C. y Colinas, C. 2004. **The relationship between forest age and aspect on the production of sporocarps of ectomycorrhizal fungi in *Pinus silvestris* forests of the central Pyrenees.** Forest Ecology and Management. 203: 157-175.

Breitenbach, J. y Kranzlin, F. 1991. **Fungi of Switzerland. A contribution to the knowledge of the fungal flora of Switzerland. Boletes and Agarics.** Mykologia. 3: 361pp.

Brundrett, M. 2009. **Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis.** Plant Soil. 320: 37-77.

Buigut, S. 2002. **Mushroom production in sustainable small-scale farming system-opportunities and constraints: a survey of Uasin Gishu district.** Sustainable Horticultural Production in the Tropics. 1-5.

Caballero, A. 2006. **Flora micológica de Calahorra: dos raras e interesantes especies.** Kalakorikos. 11: 247-256.

Callac, P., Billette, C., Imbernon, M. y Kerrigan, R. 1993. **Morphological, genetic and interfertility analyses reveal a novel, tetrasporic variety of *Agaricus bisporus* from the Sonoran Desert of California.** Mycologia. 85: 835-851.

Castellano, M. y Molina, R. 1989. **Mycorrhizae. The container nursery.** Manual, Agric Handbook 674. USDA Forest Service Washington D.C. 5: 102-107.

Cedeño-Gilardi, H. y Pérez-Salicrup, D. 2005. **La Legislación forestal y su efecto en la restauración en México.** Pp. 87-97 En O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez, y D. Azuara (Eds). Temas sobre Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, U. S. Fish and Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A. C. México, D. F.

Challenger, A. 1998. **Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro.** CONABIO, Instituto de Ecología, UNAM y Agrupación Sierra Madre S.C., México. 847pp.

Chalot, M. y Bran, A. 1998. **Physiology of organic nitrogen acquisition by ectomycorrhizal fungi and ectomycorrhizas.** FEMS Microbiology Review. 22: 21-44.

Chang, S. 1993. **Mushroom biology: the impact on mushroom production and mushroom products.** The Chinese University Press, Hong Kong. 3-20.

Chang, S. y Buswell, J. 1996. **Mushroom Nutraceuticals.** Microbiology, Biotechnology. Rapid Science publishers. 12: 473-476.

Chávez E. y Fonseca W. 1991. **Ciprés (*Cupressus lusitanica* Mill.), especie de árbol de uso múltiple en América Central.** Colección de guías silviculturales. Serie técnica: Informe técnico. CATIE. 168: 66pp.

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

Cifuentes, J., Villegas, M., Pérez-Ramírez, R. y Hernández, M. 1984. **Guía de campo para la recolecta de macromicetos.** UNAM. México, D.F.

Coker, W. y Couch, J. 1969. **The Gasteromycetes of the Eastern United States and Canada.** Bibliotheca Mycologica. J. Cramer. 201pp.

Cole, M. 1994. **Edible and poisonous fungi in southern Australia. Cases of mistaken identity.** Mycologist. 18: 35-36.

Colpaert, J., Van Laere, A. y Van Assche, J. 1996. **Carbon and nitrogen allocation in ectomycorrhizal and non-mycorrhizal *Pinus sylvestris* L. seedlings.** Tree Physiology. 16: 787-793.

Colwell, R., y Coddington, J. 1994. **Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation.** Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B. 345: 101–118.

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2012. **Parques Nacionales.** http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/parques_nacionales.php

Dahlberg, A. y Stenlid, J. 1994. **Size, distribution and biomass of genets in populations of *Suillus bovinus* (L.: Fr.) Rossel revealed by somatic incompatibility.** New Phytologist. 128: 225-234.

Dahlberg, A. 1997. **Population ecology of *Suillus variegatus* in old Swedish Scots pine forests.** Mycological Research. 101: 47-54.

Dahlberg, A. 2002. **Effects of fire on ectomycorrhizal fungi in Fennoscandian boreal forests.** Silva Fennica. 36: 69-80.

Deacon J. y Fleming L. 1992. **Interactions of ectomycorrhizal fungi. Mycorrhiza functioning.** An integrative plant process. 249-300.

Díaz, R., Marmolejo, J. y Valenzuela, R. 2005. **Flora micológica de bosques de pino y pino-encino en Durango, México.** Ciencia UANL. 7: 362-369.

Dickie, I., y Reich, P. 2005. **Ectomycorrhizal fungal communities at forest edges.** Journal of Ecology. 93: 244-255.

Dighton, J., Poskitt, J. y Howard, D. 1986. **Changes in occurrence of basidiomycete fruit bodies during forest stand development with specific reference to mycorrhizal species.** Transactions of the British Mycological Society. 87: 163-171.

Dighton, J. 2003. **Fungi in Ecosystem Processes.** Marcel Dekker, Nueva York. 7-20.

Donnelly, D., Moddy, L. y Leake, J. 2004. **Development, persistence and regeneration of foraging ectomycorrhizal mycelial systems in soil microcosms.** Mycorrhiza. 14: 37-45.

Estrada-Martínez, E., Guzmán, G., Tovar, D. y Ortega, R. 2009. **Contribución al conocimiento etnomicológico de los hongos comestibles silvestres de mercados regionales y comunidades de la Sierra Nevada, México.** *Interciencia*. 34: 25-33.

Fiore-Donno, A. y Martin, F. 2001. **Populations of ectomycorrhizal *Laccaria amethystina* and *Xerocomus* spp. show contrasting colonization patterns in a mixed forest.** *New Phytologist*. 152: 533-542.

Flegg, P. y Wood, D. 1985. **Growth and fruiting. The biology and technology of the cultivated mushroom.** Wiley, London. 141-177.

Fleming, L., Deacon, J. y Last, F. 1986. **Ectomycorrhizal succession in a Scottish birch wood.** In: *Proceedings of the First European Symposium of Mycorrhizae*, Dijon, France. INRA. 259-264.

Flores, R., Simonini, G. 2000. **Contributo alla conoscenza delle Boletales del Guatemala.** *Revista di Micologia*. 2: 121-145.

France, A. 2002. **Producción de hongos comestibles.** *Boletín INIA*. 4pp.

Garibay, R., Cifuentes, J., Estrada-Torres, A. y Caballero, J. 2006. **People using macro-fungal diversity in Oaxaca, Mexico.** *Fungal Diversity*. 21: 41-67.

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

Giachini, A. y Souza, L. 2004. **Species richness and seasonal abundance of ectomycorrhizal fungi in plantations of *Eucalyptus dunnii* and *Pinus taeda* in southern Brazil.** *Mycorrhiza*. 14: 375-381.

Gómez, V. 2005. **Diversidad de hongos ectomicorrízicos y su relación con diferentes unidades ambientales en el Parque Nacional Barranca de Cupatitzio, Uruapan, Michoacán.** Tesis de Maestría en conservación y manejo de recursos naturales. UMSNH. 67pp.

- Gómez, V., Gómez-Peralta, M. y Ortega, Z. 2005. **Hongos silvestres comestibles de la comunidad indígena Nicolás Romero, municipio de Zitácuaro, Michoacán.** *Biológicas*. 7: 31-38.
- González, M., González, M. y Cortés, A. 1993. **Vegetación de la Reserva de la Biósfera “La Michilia” Durango, México.** *Acta Botánica Mexicana*. Instituto de Ecología, A. C. Pátzcuaro, México. 104pp.
- Gregory, P. 1984. **The fungal mycelium: an historical perspective.** *Transactions of the British Mycological Society*. 82: 1-11.
- Guzmán, G. 1959. **Sinopsis de los conocimientos sobre los hongos alucinógenos mexicanos.** *Boletín Sociedad Botánica de México*. 24: 14-34.
- Guzmán, G. 1984. **El uso de los hongos en Mesoamérica.** *Revista Ciencia y Desarrollo*. 59: 17-26.
- Guzmán, G. y Tapia, F. 1999. **The known of morels in Mexico, a description of a new blushing species, *Morchella rubofrunnea*, and new data on *M. guatemalensis*.** *Micologia*. 90: 705-714.
- Guzmán, G. y Ramírez-Guillen, F. 2001. **The *Amanita caesarea*-complex.** *Biblioteca Micológica*, 187. Cramer. Berlin. 66pp.
- Guzmán, G. 2003. **A successful coincidence: The hallucinogenic mushrooms, the genus *Psilocybe*, the traditions and the development of mycology in Mexico.** *Mushroom Biology*. ISBN. 9pp.
- Guzmán, G. 2008. **Análisis de los estudios sobre los macromycetes de México.** *Revista Mexicana de Micología*. 28: 7-15.
- Guzmán, G. 2011. **El uso tradicional de los hongos sagrados: pasado y presente.** *Etnobiología*. 9: 21pp.

Hall, I., Zambonelli, A. y Wang. Y. 2000. **The cultivation of mycorrhizal mushrooms - Success and failure.** First international conference on mushroom biology and mushroom products. 12: 45-60.

Harley, J. y Smith. S. 1983. **Mycorrhizal symbiosis.** Academic Press. Londres. 483pp.

Henkel, T., Aime, M., Chin, M. y Andrew, C. 2004. **Edible mushrooms of Guyana.** Mycologist. 18: 104-111.

Hintikka, V. 1988. **On the macromycete flora in oligotrophic pine forest of different ages in South Finland.** Acta Botánica Fennica. 136: 89-94.

Hobbie, E., Sánchez, F. y Rygielwicz, P. 2004. **Carbon use, nitrogen use, and isotopic fractionation of ectomycorrhizal and saprotrophic fungi in natural abundance and ¹³C-labelled cultures.** Mycological Research. 108: 725-736.

Hywel-Jones, N. 1993. **A systematic survey of insect fungi from natural, tropical forest in Thailand.** Aspects of tropical Mycology. Cambridge University Press. 300-301.

Iwase, K. 1997. **Cultivation of mycorrhizal mushrooms.** Food Reviews International. 13: 431-442.

Instituto Nacional de estadística Geográfica e Informática (INEGI). 2004. **Anuario estadístico del estado de Michoacán.** Cd interactivo.

Jansen, E. y De Vries, F. 1988. **Qualitative and quantitative research on the relation between ectomycorrhiza of *Pseudotsuga menziesii*, vitality and acid rain.** Agriculture Research. 923: 1985-1987.

Jiskani, M. 2001. **Energy potential of mushrooms.** The DAWN Economic and Business Review. 15-21.

Kues, U. y Liu, Y. 2000. **Fruiting body production in basidiomycetes.** Microbiology Biotechnology. 54: 141-152.

Kuyper, T. 1988. **The effect of forest fertilization on the abundance and diversity of ectomycorrhizal fungi.** Commission of the European Communities. 146-149.

- Lajoux, J. 1963. **The rock paintings of the Tassili**. Thames and Hudson. 204pp.
- Last, F., Mason, P., Vilson, J. y Deacon, J. 1983. **Fine roots and sheathing mycorrhizas: their formation, function and dynamics**. Plant and Soil. 71: 9-21.
- Luoma, D. 1988. **Biomass and community structure of sporocarps formed by hypogeous ectomycorrhizal fungi within selected forest habitats of the H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon**. Tesis doctoral. Oregon State University. 173 pp.
- Luoma, D., Frenkel, R. y Trappe, J. 1991. **Fruiting of hypogeous sporocarps in Oregon Douglas-fir forests: seasonal and habitat variation**. Mycologia. 83: 335–353.
- Lodge, J. 2001. **Diversidad mundial y regional de hongos**. 291-304.
- Madelin, M. 1956. **Studies on the nutrition of *Coprinus lagopus* Fr, especially as affecting fruiting**. Annals of Botany. 20: 467-480.
- Madrigal, X. y Gómez, M. 2007. **Árboles de las áreas urbanas y suburbanas de Morelia, Michoacán, México**. Biológicas. 9: 12-22.
- Magurran, A. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman and Hall, London.
- Magurran, A. 2004. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing. 70pp.
- Malloch, D., Pirozynski, K. y Raven, P. 1980. **Ecological and evolutionary significance of mycorrhizal symbioses in vascular plants (A review)**. PNAS USA. 77: 2113-2118.
- Manachere, G. 1980. **Conditions essential for controlled fruiting of macromycetes: a review**. Transactions of the British Mycological Society. 75: 255-270.
- Mapes, C., Guzmán, G. y Caballero, J. 1981. **Etnomicología purépecha. El conocimiento y uso de los hongos en la cuenca de Pátzcuaro, Michoacán**. Dirección general de culturas populares y sociedad mexicana de micología, A.C. México. 88 pp.
- Marin, F., Ramstedt, M. y Soderhall, K. 1987. **Carbon and nitrogen metabolism in ectomycorrhizal fungi and ectomycorrhizas**. Biochimie. 69: 569-581.

Marks, G. y Kozlowski, T. 1973. **Ectomycorrhizae - their ecology and physiology.** Academic Press. Nueva York. 444 pp.

Marshall, J. y Perry, D. 1987. **Basal and maintenance respiration of mycorrhizal and non mycorrhizal root systems of conifers.** Canadian Journal of Forest Research. 17: 872-877.

Martínez-Carrera, D., Larque-Saavedra, A., Aliphat, M., Aguilar, A., Bonilla, M. y Martínez, W. 2000. **La biotecnología de hongos comestibles en la seguridad y soberanía alimentaria de México.** CONACyT, Academia Mexicana de Ciencias. 193-207.

Martínez, D., Nava, D., Sobal, M., Bonilla, M. y Mayett, Y. 2005. **Marketing channels for wild and cultivated edible mushrooms in developing countries: the case of Mexico.** Micología Aplicada Internacional. 17: 9-20.

Martínez, J., Bonet, J., Fischer, C. y Colinas, C. 2007. **Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forests of the pre-Pyrenees mountains, Spain: Predictive equations for forest management of mycological resources.** Forest Ecology and Management. 252: 239-256.

Martínez-Carrera, D., Morales, P., Sobal, M., Bonilla, M. y Martínez, W. 2007. **México ante la globalización en el siglo XXI: el sistema de producción consumo de los hongos comestibles.** Capítulo 6.1, 20 pp. In: *El Cultivo de Setas Pleurotus spp. en México.* J. E. Sánchez, D. Martínez-Carrera, G. Mata y H. Leal (Eds.). ECOSUR-CONACYT, México, D.F.

Masera, O., Astier, M. y López-Ridaura, S. 1999. **Sustentabilidad y manejo de recursos naturales. El marco de evaluación MESMIS.** Grupo Interdisciplinario de Tecnología Rural Apropiada (GIRA A.C.). 109pp.

Mason, P., Last, F., Pelham, J. y Ingleby, K. 1982. **Ecology of some fungi associated with an ageing stand of birches (*Betula pendula* and *Betula pubescens*).** Forest Ecology. 4: 19-39.

- Mattila, P., Konko, K., Euroola, M., Pihlava, J., Astola, J., Vahteristo, L., Hietaniemi, V., Kumpulainen, J., Valtonen, M. y Piironen, V. 2001. **Contents of vitamins, mineral elements, and some phenolic compounds in cultivated mushrooms.** Food Chemistry. 49: 2343-2348.
- Mayr, E. 1970. **Populations, species, and evolution.** Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 375pp.
- Meyer, F. 1984. **Mykologische Beobachtungen zum Baumsterben.** Forst Zeitschrift. 51: 212-228.
- Meza, R. 2003. **Importancia y práctica de sistemas agroforestales.** Inifap. 2pp.
- Mihail, J., Bruhn, J. y Bonella, P. 2007. **Spatial and temporal patterns of morel fruiting.** Mycological Research. 3: 339-346.
- Mikola, P. 1973. **Ectomycorrhizae. Their ecology and physiology.** Academic Press. Nueva York. 383-411.
- Miller, O. 1982. **Mycorrhizae, mycorrhizal fungi, and fungal biomass in subalpine tundra at Eagle Summit, Alaska.** Holarctic Ecology. 5: 125-134.
- Miller, O. 1983. **Ectomycorrhizae in the Agaricales and Gasteromycetes.** Canadian Journal of Botany. 61: 909-916.
- Molina, R., Massicotte, H. y Trappe, J. 1992. **Ecological role of specificity phenomena in ectomycorrhizal plant communities: potentials for interplant linkages and guild development.** Mycorrhizas in Ecosystems. 106-112.
- Montoya, A., Estrada, A., Kong, A. y Juárez, L. 2001. **Commercialization of wild mushrooms during market days of Tlaxcala, México.** Micología Aplicada Internacional. 13: 31-40.
- Montoya, A., Hernández-Totomoch, O., Estrada-Torres, A. y Kong, A. 2003. **Traditional knowledge about mushrooms in a Nahua community in the state of Tlaxcala, Mexico.** Mycologia. 95: 793-806.

Montoya, A., Arias, D. y Agudelo, M. 2005. **Contribución al conocimiento de los hongos macromicetos del resguardo indígena nuestra señora de la candelaria de la montaña Riosucio, Caldas.** Boletín Científico, centro de Museos. Museo de Historia Natural. 9: 21-32.

Morales, O., Bran, M., Cáceres, R. y Flores, R. 2003. **Contribución al conocimiento de los hongos comestibles de Guatemala.** Proyecto Hongos Comestibles de Guatemala, Diversidad, Cultivo y Nomenclatura Vernácula. 19pp.

Moreno-Fuentes, A., Garibay-Orijel, R., Tovar-Velasco, J. y Cifuentes, J. 2001. **Situación actual de la etnomicología en México y el mundo.** Etnobiología, 1: 75-84.

Mueller, G. 1992. **Systematics of *Laccaria* (Agaricales) in the continental United States and Canada, with discussions on extralimital taxa and descriptions of extant types.** Field Museum of Natural History. 180pp.

Nava-Gutiérrez, Y. y Hernández-Cuevas, L. 2003. **Avances en el estudio de la ectomicorriza en el Estado de Tlaxcala, México.** Centro de Investigación en Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Fundación Produce Tlaxcala, A. C. México. 76pp.

Noordeloos, M., Kuyper, T. y Vellinga, E. 2001. **Flora Agaricina Neerlandica. Critical monographs on families of agarics and boleti occurring in the Netherlands.** Balkema Publishers. 5: 189pp.

Ogundana, S. y Fagade, O. 1981. **The nutritive value of some Nigerian edible mushrooms.** In: Mushroom Science XI, Proceedings of the Eleventh International Scientific Congress on the Cultivation of Edible Fungi, Australia. 123-131.

Ohenoja, E. 1989. **Forest fertilization and fruiting body production in fungi.** Atti del Centro Sudi per la Flora Mediterranea. 7: 233-253.

Ohenoja, E. 1993. **Effect of weather conditions on the larger fungi at different forest sites in Northern Finland.** Acta Univ. Oluensis. 243: 1-69.

Ohga, S., Cho, N., Thurston, C. y Wood, D. 2000. **Transcriptional regulation of laccase and cellulase in relation to fruit body formation in the mycelium of *Lentinula edodes* on a sawdust-based substrate.** Mycoscience. 41: 149-153.

Oria-de-Rueda, J., Hernández-Rodríguez, M., Martín-Pinto, P., Pando, V. y Olaizola, J. 2010. **Could artificial reforestations provide as much production and diversity of fungal species as natural forest stands in marginal Mediterranean areas?** Forest Ecology and Management. 260: 171-180.

Panayotou, T. y Ashton, P. 1992. **Not by Timber Alone.** Economics and Ecology for Sustaining Tropical Forests. Island Press, Washington, DC. 302pp.

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

Pérez, E. 2003. **Cambios en la biomasa y composición de Carbono, ocasionados por el manejo del bosque.** Memorias del Simposio Experimentación de campo en el Parque Nacional "José María Morelos". Curso de Ecología del Manejo de Recursos Forestales Postgrado en Ciencias Biológicas. 14-34.

Pérez-Moreno, J. y Ferrera-Cerrato, R. 1992. **La simbiosis ectomicorrízica y su importancia ecológica.** Área de Microbiología de Suelos, Programa de Edafología, Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México. 200-224.

Pérez-Moreno, J. 2003. **Avances en el estudio de la ectomicorriza en el Estado de Tlaxcala, México.** Centro de Investigación en Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Fundación Produce Tlaxcala, A. C. México. 76pp.

Pérez-Moreno, J. y Read, D. 2004. **Los hongos ectomicorrízicos, lazos vivientes que conectan y nutren a los árboles en la naturaleza.** Interciencia. 29: 239-247.

Pérez-Salicrup, D. 2005. **La restauración en relación con el uso extractivo de recursos bióticos.** Pp. 79-86 En O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M.

Valdez, y D. Azuara (Eds). Temas sobre Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, U. S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A. C. México, D. F.

Pérez-Salicrup, D., Peñaloza-Guerrero, C. y Aguilar-Elutério, A. 2006. **Regeneration of *Styrax argenteus* in natural forest and in plantations of *Cupressus lindleyi* in Michoacán, México.** New Forests. 32: 231-241.

Peters, C. 1996. **Observations on the sustainable exploitation of non-timber tropical forest products: an ecologist's perspective.** Current Issues in Non-timber Forest Products Research. CIFOR, Bogor, Indonesia. 19-40.

Pickles, B., Genney, D., Potts, J., Lennon, J., Anderson, I. y Alexander, I. 2010. **Spatial and temporal ecology of scots pine ectomycorrhizas.** New Phytologist. 1-14.

Pettenelle, D. y Secco, L. 2006. **Small-scale forestry in the Italian Alps: from mass market to territorial marketing.** Institute of Technology, Galway. 398-408.

Pilz, D. y Molina, R. 2002. **Commercial harvests of edible mushrooms from the forests of the Pacific Northwest United States: issues, management, and monitoring for sustainability.** Forest Ecology and Management. 155: 3-16.

Pilz, D., Norvell, L., Danell, E. y Molina, R. 2002. **Ecology and management of commercially harvested chanterelle mushrooms.** United States Department of Agriculture (USDA). Forest Service. Pacific Northwest Research Station. 90pp.

Quiñónez-Martínez, M., Garza, F. y Vargas, M. 2005. **Aspectos ecológicos y diversidad de hongos ectomicorrízicos en bosque de pino y encino de 5 localidades del municipio de Bocoyna, Chihuahua.** Ciencia en la frontera. 3: 29-38.

Quiñónez-Martínez, M. 2007. **Diversidad y abundancia de hongos ectomicorrízicos en comunidades forestales del Municipio de Bocoyna, Chihuahua.** Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Chihuahua. Facultad de Zootecnia. 87pp.

Reyes López, D., Leal Díaz, C., González Márquez, R., Huerta Lara, M. y Barrios Díaz, J. 2007. **Biodiversidad de los hongos silvestres comestibles en la región de Teziutlan, Puebla.** VI Congreso Internacional y XII Nacional de Ciencias Ambientales. 105-108.

Rossmann, A. 1994. **The need for identification services in agriculture.** CAB International. 35-45.

Rousk, J. 2009. **On the ecology of saprotrophic fungi and bacteria in soil biotic and abiotic control of growth rates.** Tesis de doctorado. LUND University. 139pp.

Ruan-Soto, F., Garibay, R. y Cifuentes, J. 2006. **Process and dynamics of traditional selling wild edible mushrooms in tropical Mexico.** Journal of ethnobiology and ethnomedicine. 2: 13pp.

Rzedowski, J. 1988. **Vegetación de México.** Limusa, México, D.F. 432pp.

Rzedowski, J. 2001. **Flora fanerogámica del Valle de México.** 2a. ed., Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán). 1406 pp.

Sánchez, O., Vega, E., Peter, E. y Monroy-Vilchis, O. 2003. **Conservación de ecosistemas templados de montaña en México.** Diplomado de capacitación y actualización sobre conservación de ecosistemas templados de montaña en México. 316pp.

Sánchez, J. 2007. **Micetismos Faloidianos en el Oriente de Michoacán.** Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. 92 pp.

Sánchez, S. 2011. **Sistemática molecular de las especies de *Amanita* sección *caesarea*.** Tesis de maestría. UNAM. 75pp.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2008. **Anuario Estadístico de la Producción Forestal.** México. 222pp.

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.

Scrase, R. y Elliot, T. 1998. **Biology and technology of mushroom culture**. Microbiology of fermented food. Blackie, London. 2: 543-584.

Selosse, M., Martin, F. y Le Tacon, F. 2001. **Intraspecific variation in fruiting phenology in a ectomycorrhizal *Laccaria* population under Douglas fir**. Mycological Research. 5: 524-531.

Sheil, D. y Wunder, S. 2002. **The value of tropical forest to local communities: complications, caveats and cautions**. Conservation Ecology. 6: 9-25.

Smith, S. y Read, D. 1997. **Mycorrhizal symbiosis, structure and development of ectomycorrhizal roots**. Academic Press, EEUU. 161-290.

Smith, J., Molina, R., Huso, M., Luoma, D., McKay, D., Castellano, M., Lebel, T., y Valachovic, Y. 2002. **Species richness, abundance, and composition of hypogeous and epigeous ectomycorrhizal fungal sporocarps in young, rotation-age, and old-growth stands of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Cascade Range of Oregon, U.S.A.** Canadian Journal of Botany. 80: 186-204.

Smith, J., McKay, D., Niwa, C., Thies, W., Brenner, G. y Spatafora, J. 2004. **Short-term effects of seasonal prescribed burning on the ectomycorrhizal fungal community and fine root biomass in ponderosa pine stands in the Blue Mountains of Oregon**. Forest Research. 34: 2477-2491.

Smith, S. y Read, D. 2008. **Mycorrhizal Symbiosis**. Third ed. Academic Press, Londres. ISBN. 978-0-12-370526-6. 769pp.

Straatsma, G., Ayer, F. y Egli, S. 2001. **Species richness, abundance and phenology of fungal fruit bodies over 21 years in Swiss forest plot**. Mycological Research. 5: 515-523.

Swaty, R., Gehring, C., van Ert, M., Theimer, T., Keim, P. y Whitman, T. 1998. **Temporal variation in temperature and rainfall differentially affects ectomycorrhizal colonization at two contrasting sites**. New Phytologist. 139: 733-739.

Teschke, K. y Demers, P. 1994. **Industria del papel y de la pasta de papel. Sectores basados en recursos biológicos**. Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo. 72: 22pp.

- Torres-Gómez, M. 2008. **Conocimiento y uso popular de macromicetos silvestres en la comunidad de Arantepacua, Municipio de Nahuátzen, Michoacán, México.** Tesis de licenciatura. UMSNH. 92pp.
- Torres-Torres, M. y Guzmán-Dávalos, L. 2003. **Hacia un análisis filogenético de *Ganoderma*.** In: Carvajal, S. (ed.), 2003. Avances en la Investigación Científica en el CUCBA, Universidad de Guadalajara, Zapopan. 343-347.
- Tovar, J. y Valenzuela R. 2006. **Los hongos del Parque Nacional Desierto de los Leones.** Primer Espacio de Conservación Biológica en México, Distrito Federal. 131pp.
- Tullos, R. 2009. **Notes on *Amanita* section *Caesareae*, *Torrendia*, and *Amarrendia* (Agaricales, Amanitaceae) with provisional division into stirpes and annotated world key to species of the section.** 22pp.
- Tyler, G. 1989. **Edaphical distribution and sporophore dynamics of macrofungi in hornbearn (*Carpinus betulus* L.) stands of south Sweden.** Nova Hedwigia. 49: 239-253.
- Vargas-Márquez, F. 1984. **Parques nacionales de México y reservas equivalentes: pasado, presente y futuro.** Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México. 266pp.
- Vellinga, E. 2003. ***Chlorophyllum* and *Macrolepiota* (Agaricaceae) in Australia.** Australian Systematic Botany. 16: 361-370.
- Vellinga, E. 2008. ***Chlorophyllum*.** Nature. Berkeley. 6pp.
- Villanueva, E., Villegas, M., Cifuentes, J. y León, H. 2006. **Diversidad del género *Amanita* en dos áreas con diferente condición silvícola en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.** Revista Mexicana de Biodiversidad. 77: 17-22.
- Villarreal, L. 1994. **Análisis ecológico-silvícola de la productividad natural de los hongos comestibles silvestres en los bosques del Cofre de Perote, Veracruz.** Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Montecillo, Texcoco, Edo. de México. 158pp.

- Villarreal, L. y Gómez, A. 1997. **Inventory and monitoring wild edible mushrooms in México. Challenger and opportunity for sustainable development.** Mycology in sustainable development: Expanding concepts, vanishing borders. Parkway Publishers, Inc. Boone North Carolina. 99-109.
- Villeneuve, N., Grandtner, M. y Fortin, J. 1989. **Frequency and diversity of ectomycorrhizal and saprophytic macrofungi in the Laurentide Mountains of Quebec.** Canadian Journal of Botany. 67: 2626-2629.
- Villarruel, J. 1992. **Contribución al conocimiento del Género *Collybia* (Tricholomataceae) en el centro y sur de México.** UNAM. Facultad de ciencias. 91pp.
- Vogt, K., Publicover, D. y Vogt D. 1991. **A critique of the role of ectomycorrhizas in forest ecology.** Agriculture, Ecosystems and Environment. 35: 171-190.
- Vogt, K., Bloomfield, J., Perez, J., Vogt, D. y Silver, W. 1993. **Belowground responses as indicators of environmental change.** Environmental and Experimental Botany. 33: 189-205.
- Wasson, R. 1957. **Seeking the magic mushroom.** Life. New York. 42: 100-105.
- Wilkinson, L. y Hill, M. 1994. **SYSTAT for DOS: Using SYSTAT, Version 6 Edition.** Evanston Ill., SYSTAT, Inc.
- Woodin, S. y Farmer, A. 1993. **Impacts of sulphur and nitrogen deposition on sites and species of nature conservation importance in Great Britain.** Biological Conservation. 63: 23-30.
- Yamanaka, K. 1997. **Production of cultivates edible mushrooms.** Food Reviews International. 13: 327-333.
- Yamashita, S. y Hijii, N. 2006. **Spatial distribution of the fruiting bodies of Agaricales in a Japanese red pine (*Pinus densiflora*) forest.** Forest Research. 11: 181-189.
- Yun, W. y Hall, I. 2004. **Edible ectomycorrhizal mushrooms: challenges and achievements.** Canadian Journal Botany. 82: 1063–1073.

Zamora-Martínez, M. y Nieto de Pascual-Pola, C.1995. **Natural production of wild edible mushrooms in the southwestern rural territory of Mexico City, Mexico.** Forest Ecology and Management 72: 13-20.

Zamora, M. 1996. **Potencial productivo de hongos comestibles.** Revista Produce. INIFAP. 7pp.

Zamora, V., Gómez, M., Vázquez, G. y Angón, M. 2007. **Conocimiento etnomicológico de hongos silvestres comestibles registrados para la zona de Tancítaro, Michoacán.** Biológicas. 9: 41-46.

Página web: www.amanitaceae.org

X.- ANEXO 1

10.1 Clasificación de las especies

SUBDIVISIÓN ASCOMYCOTA

Orden Hypocreales

Familia Hypocreaceae

Hypomyces lactifluorum (Schwein.) Tul. & C. Tul.

SUBDIVISIÓN BASIDIOMYCOTA

Holobasidiomycetidae

Orden Agaricales

Familia Agaricaceae

Macrolepiota mastoidea (Fr.: Fr.) Sing.

Familia Amanitaceae

Género *Amanita*

Subgénero *Amanita*

Sección *Caesarea*

Estirpe *Hemibapha*

Amanita arkansana H. R. Rosen

Familia Hydnangiaceae

Laccaria sp.

Familia Tricholomataceae

Gymnopus dryophilus (Bull.: Fr.) Kumm.

Lyophyllum aff. *loricatum* (Fr) Kuhn.

Orden Russulales

Familia Russulaceae

Lactarius indigo var. *indigo* Fries.

Orden Boletales

Familia Boletaceae

Boletus frostii Russell.

Leccinum pseudoinsigne A. H. Smith y Thiers.

Strobilomyces floccopus (Vahl) Karsten.

Orden Lycoperdales

Familia Lycoperdaceae

Lycoperdon perlatum var. *peckii* Morgan.

10.2 Descripción de las especies

10.2.1 Especies saprobias

Gymnopus dryophilus (Bull.: Fr.) Kumm

Píleo de 30 a 40 mm de diámetro, plano-convexo con el margen recto, levantado y algo ondulado, superficie húmeda, cerosa, higrófono de color café dorado (“saucy gold” SW 6370) haciéndose más claro hacia el margen, **contexto** de color ambar claro (“ambitious amber” SW 6366), olor y sabor dulce, de 1 a 2 mm de grosor. **Láminas** adheridas, muy juntas con un grosor menor a 1 mm, de color café dorado (“saucy gold” SW 6370) en la base y café claro (“bakelite gold” SW 6368) en el resto, borde liso a crenulado. **Estípite** de 31 a 44 mm, cilíndrico, ensanchado hacia la base, cartilaginoso-carnoso, superficie húmeda o seca, ligeramente estriado longitudinalmente, de color café dorado (“saucy gold” SW 6370). **Esporada** blanca. Esporas de $(4.5) 6-7 (7.5) \times (3) 3-3.7 (4.5) \mu\text{m}$, $Q= 2$, elipsoides a lacrimoides, inamiloides, lisas. El **contexto** se torna gris verdoso con la aplicación de KOH 5%.

Esta especie se diferencia de *C. butyracea* por la esporada con tintes rosados y las esporas son dextrinoides y cianófilas.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



Macrolepiota mastoidea (Fr.: Fr.) Sing.

Píleo de 60 a 127 mm, acampanulado cuando joven y aplanado-mamelonado cuando adulto, margen incurvado, superficie seca, de color blanco cremoso (“navajo white” SW 6126) con escamas adheridas en la base recurvadas hacia arriba de color café (“craft paper” SW 6125), **contexto** de color crema (“antique white” SW 6119) de 6 mm de grosor, olor y sabor dulce. **Láminas** libres, de color crema (“antique white” SW 6119), borde liso, muy juntas y ventricosas, de 6 a 14 mm de grosor. Estípíte de 100 a 340 mm de largo × 15 mm de ancho, cilíndrico, de color gris-café (“sands of time” SW 6101), con la base bulbosa, ornamentación escamosa de color café (“craft paper” SW 6125). **Esporada** blanca. **Esporas** de (9) 11.2-14 (15) × (6) 8-9 (10) μm , Q= 1.4, elipsoides a ovoides, poro germinativo central hialino, dextrinoides, cianófilas. Cuatro esporas por basidio, sin fíbulas en la base, trama himenoforal trabecular.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



Lycoperdon perlatum var. *peckii* Morgan.

Peridio de 14 a 23 mm, color crema verdoso (“ivoire” SW 6127), ornamentado con escamas/espinas piramidales del mismo color en la base y café oscuro (“leather bound” SW 6118) en las puntas, no se desprenden fácilmente. **Estípite** de 24 mm color crema (“antique white” SW 6119). **Gleba** color verde militar (“mossy golg” SW 6139), con cámaras visibles, rizomorfos blancos. **Esporada** verde militar (“mossy golg” SW 6139). **Esporas** de (4) 4.7 (6) × (4) 4 (5) μm, Q= 1.1, esféricas, con gota de aceite.

Se distingue de *L. gemmatum* en que las esporas son lisas y las puntas de las espinas están unidas.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



10.2.2 Especies ectomicorrízicas

Lyophyllum aff. loricatum (Fr) Kuhn.

Píleo de 24 a 69 mm, convexo, color gris verdoso (“whole wheat” SW 6121), superficie seca, cartilaginosa, higrófono, margen decurvado, **contexto** de color blanco cremoso (“navajo White” SW 6126), de 6 mm de grosor, olor dulce muy perfumado, sabor dulce, consistencia elástica. **Láminas** adnatas y a veces subdecurrentes, muy juntas, color verde claro (“netsuke” SW 6134), borde liso. **Estípite** de 22 a 83 mm, clavado, cilíndrico, con base ensanchada, color blanco cremoso (“navajo White” SW 6126), superficie lisa, fibrosa longitudinalmente, elástica, dura y generalmente crecen de manera gregaria unidos de la base. **Esporada** blanca. **Esporas** de (4) 4.3-5.2 (6) × (3) 3.8-5 (6) μm , Q= 1.1, subglobosas, lisas, hialinas. Basidios con cuatro esporas, con fíbulas en la base, con granos siderofilos.

Esta especie se distingue de *L. decastes* y *L. fumosum* por su dura elasticidad del píleo. Cabe mencionar que este género es polifilético, esto es, que puede haber especies tanto saprobias como ectomicorrízicas, esta especie esta en el clado de las ectomicorrízicas.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



Leccinum pseudoinsigne A. H. Smith y Thiers.

Píelo de 40 a 111 mm, convexo, color amarillo quemado (“butterfield” SW 6676), margen recto, superficie seca, con un círculo concéntrico de poros, **contexto** color cremoso oscuro (“full moon” SW 6679) de 17 mm de grosor, olor y sabor dulce, enrojece al ser expuesto color rojo coral (“quite coral” SW 6614). **Poros** libres, circulares, alargados, tamaño $2 \times$ mm, color amarillo verdoso (“solaria” SW 6688) los cuales cambian de color al ser maltratados a gris azulado (“meditative” SW 6227); **tubos** de color naranja amarillo (“afterglow” SW 6667), de 16 mm de profundidad, no se desprenden fácilmente. **Estípite** de 90 mm, cilíndrico, ensanchado en la base, sólido, con la superficie seca, de color crema (“banana cream” SW 6673) con tonos blancos y ornamentación en forma de estrías escamosas de color gris-negro. **Esporada** amarillo-café. **Esporas** (13) $15.5-17 (20) \times (4) 3-5.5 (7) \mu\text{m}$, $Q= 2.8$, lisas, alargadas, pileipelis no se tiñe de café con Melzer.

Los poros, tubos y contexto cambiaron de color a rojo ladrillo (“fired brick” SW 6335) con la aplicación de KOH 5% en 3 seg. Los tubos enverdecieron con la aplicación de FeSo₄ 10% al minuto. El cambio de color a rojizo del contexto separa a esta especie del complejo de *L. insigne*. *L. aurantiacum* tiene tonos grisáceos en el píelo y el pileipelis cambia a naranja-café con Melzer.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



Amanita arkansana H. R. Rosen.

Píleo de 121 a 146 mm, plano-convexo, color naranja intenso (“laughing orange” SW 6895) en el centro y limón (“lemon twist” SW 6909) hacia el margen, superficie húmeda, margen decurvado, estriado, rara vez con parches blancos remanentes del velo universal, **contexto** blanco, de 12 mm de grosor, olor agrio y sabor dulce. **Láminas** libres, a veces decurrentes, de color amarillo crema (“glisten yellow” SW 6912) cambiando a blanco con la edad, borde aserrado. **Estípite** de 175 a 210 mm, cilíndrico, de color amarillo crema (“glisten yellow” SW 6912), con ornamentación debajo del anillo de color café amarillo (“gold crest” SW 6670), con la base cilíndrica. **Anillo** colgante de la base del píleo, membranoso, de color café amarillo (“gold crest” SW 6670) por ambos lados. **Volva** saciforme, blanca, membranosa que cubre la base del estípite. **Esporada** blanca. **Esporas** (7) 7.8-11.5 (12) × (6) 6-7.6 (9) μm, Q= 1.3, elipsoides, rara vez subglobosas, inamiliodes, fíbulas presentes en la base de los basidios.

Esta especie se diferencia de *A. jacksonii* por la coloración del píleo y estípite. Aparte *A. arkansana* forma esporomas más grandes.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



Boletus frostii Russell.

Píleo de 50 a 150 mm, convexo, convexo aplanado cuando madura, de color rojo vino (“radish” SW 6861), margen decurvado, superficie húmeda, brillante, **contexto** pálido de color amarillo verdoso (“nugget” SW 6697), el cual se torna azul al ser expuesto o maltratado, olor poco distinguible y sabor agridulce. **Poros** de 2 a 3 por mm, circulares, de color verde claro (“kingdom gold” SW 6698) con coloraciones rojizas, se tornan azul al ser maltratados, **tubos** de 6 a 15 mm de profundidad, de color verde claro (“kingdom gold” SW 6698). **Estípite** de 40 a 120 mm, cilíndrico, a veces clavado, ensanchado en la base, reticulado, de color rojo vino (“radish” SW 6861) con tonos rosa (“coral reef” SW 6606), también se tiñe de azul al ser manipulado o maltratado. **Esporada** café-olivo. **Esporas** (9) 11-17 (18) × (4) 4-5 (6) μm, Q= 3.1, elípticas lisas.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



Lactarius indigo* var. *indigo Fries.

Píleo de 71 a 155 mm, plano-convexo, de color azul índigo (“danube” SW 6803), con centro umbilicado, margen enrollado, superficie húmeda, anillos concéntricos de color azul celeste (“wondrous blue” SW 6807), **contexto** de 5 mm de grosor, firme, blanca que se tiñe de azul-verde al ser expuesto, olor dulce con un poco de cloro, sabor dulce poco amargo, latex de color azul intenso (“honorable blue” SW 6811). **Láminas** subdecurrentes, anchas, juntas, con borde liso, a veces aserrado cerca del estípite, de color azul intenso (“honorable blue” SW 6811), se tiñen de verde al ser maltratadas. **Estípite** de 31 a 80 mm, cilíndrico, grueso, de color azul celeste (“wondrous blue” SW 6807) con azul intenso (“honorable blue” SW 6811), consistencia dura, hueco con la edad, con ornamentación en forma de círculos de 1 mm de diámetro de color azul intenso (“honorable blue” SW 6811). **Esporada** crema. **Esporas** de (7) 7-9 (11) × (4) 6.7-7.5 (9) μm, Q= 1.3, elipsoides a subglobosas, ornamentadas con crestas que forman el retículo, hialinas, amiloides. Láminas, píleo, contexto y estípite se oscurecen débilmente con la aplicación de KOH 5% alrededor del minuto.

Esta variedad se distingue de *L. indigo* var. *diminutivus* por la esporada color crema y por mayor tamaño del esporoma.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



Strobilomyces floccopus (Vahl) Karsten.

Píleo de 78 a 87 mm, convexo, de color negro grisáceo (“black bean” SW 6006), plano con la edad, superficie seca, margen decurvado, ornamentación en forma de escamas estrobilocuadas erectas, **contexto** de 36 mm de grosor, de color crema poco rosado (“polite White” SW 6056), consistencia semidura, olor a hongo, sabor dulce. **Poros** < 1 mm, irregulares, de color gris (“anew gray” SW 7030), no se desprenden fácilmente, **tubos** de 13 mm de profundidad, color negro (“black fox” SW 7020), subdecurrentes, ambas estructuras se tiñen de rojo al ser expuestas. **Estípite** de 81 a 97 mm, cilíndrico con base radicante, de color negro grisáceo (“black bean” SW 6006), superficie seca. **Esporada** café-negro. **Esporas** de (7) 9-15 (15) × (7) 8-12 (13) μm, Q= 1.2, elípticas a globosas, cubiertas por el retículo. El contexto y estípite se tornan rojo ladrillo (“flower pot” SW 6334) con la aplicación de KOH 5% en 22 seg.

Esta especie se distingue de *S. confusus* la cual tiene el píleo de menor tamaño, escamas puntiagudas mas chicas, poros con proyecciones irregulares y pequeñas crestas que asemejan a un retículo parcial.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



Hypomyces lactifluorum (Schwein.) Tul. & C. Tul.

Este ascomiceto microscópico parasita a miembros del género *Lactarius* y *Russula*. En la madurez cubre completamente a su huésped dándole la coloración rojiza-naranja, a veces con parches blancos, haciéndolo comestible, de textura dura, **contexto** blanco. Al infectarlo, las láminas se deforman plegándose entre sí y dejan de ser fértiles, donde posteriormente la **párafisis** crece. **Ascas** cilíndricas. **Esporada** blanca. **Esporas** de $35-43 \times 6-7.5 \mu\text{m}$, Q= 6, apiculadas, hialinas de paredes finas. No se le conoce estado asexual.

Esta especie se colocó entre las especies ectomicorrízicas debido a que la biomasa real es aportada por los huéspedes de *Lactarius* y/o *Russula*.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.



***Laccaria* sp.**

Píleo de 16 a 30 mm, plano-convexo, de color violeta (“vigorous violet” SW 6838), centro umbilicado, superficie seca, margen incurvado, **contexto** beige (“divine white” SW 6105) de 4 mm de grosor, olor y sabor dulce. **Láminas** subdecurrentes, de color violeta (“vigorous violet” SW 6838), borde liso a ligeramente crenado. **Estípíte** de 61 mm, cilíndrico de color violeta (“vigorous violet” SW 6838) con blanco, base radicante, estriado. **Esporas** de (4) 4-5 (6) × (3) 3-4.5 (6) μm, Q= 1.1, globosas, ornamentadas con espinas pequeñas, basidios con 2 (-3) esterigmas de 8 μm, fibulas en la base de los basidios.

Esta especie comparte muchas características de *L. fraterna* menos el color del esporoma y que las espinas que ornamentan las esporas son mas chicas de lo que se tiene descrito para *L. fraterna*, también comparte la mayoría de las características con *L. bicolor* pero *Laccaria* sp. tiene 2 (-3) esterigmas y *L. bicolor* tiene 4 esterigmas, por lo cual se describe como otra especie.

Material revisado: zona recreativa del Parque Nacional Insurgente José María Morelos, Michoacán.

