



**Acta Botanica
Mexicana**

Comparación de la disponibilidad de hongos comestibles en tierras altas y bajas de Chiapas, México, y sus implicaciones en estrategias tradicionales de aprovechamiento

Comparative availability of edible mushrooms in the highlands and lowlands of Chiapas, Mexico, and its implications in traditional management strategies

Felipe Ruan-Soto^{1,4} , Joaquín Cifuentes² , Roberto Garibay-Orijel³ , Javier Caballero^{3†}

Resumen:

Antecedentes y Objetivos: Las estrategias tradicionales de aprovechamiento de hongos silvestres comestibles han sido descritas de tierras altas y bajas en México. No obstante, al parecer en las tierras bajas el aprovechamiento de especies es menor que en las altas. La etnomicología ecológica se interesa en comprender cómo ciertos patrones ecológicos en los hongos pueden orientar las estrategias tradicionales de aprovechamiento. Este estudio presenta una comparación entre la disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en dos condiciones ecológicas, Los Altos de Chiapas y la Selva Lacandona. Se plantea la hipótesis de que la disponibilidad de esporomas es mayor tanto en tierras altas como en sitios con vegetación conservada y, por tanto, esto podría explicar un mayor beneficio en dicho piso ecológico y el aprovechamiento oportunista en tierras bajas.

Métodos: Durante 2009 y 2010 se monitoreó la abundancia, biomasa, frecuencia espacial y temporal como indicadores de disponibilidad, en transectos rectangulares en tres localidades de cada piso en Chiapas, México, en vegetación conservada y agroecosistemas.

Resultados clave: En tierras altas existió una mayor riqueza (35 etnotaxones) y una mayor producción de biomasa (12,345.2 g), mientras que en tierras bajas se registró una mayor abundancia de esporomas (3212), frecuencia espacial (76.6%) y temporal (40%).

Conclusiones: En ambos pisos ecológicos existe disponibilidad del recurso que permite su aprovechamiento; sin embargo, este se comporta diferente en términos ecológicos. Esto puede explicar porque en tierras altas las personas utilizan una mayor cantidad de especies y la preferencia por aquellas de mayor biomasa. Por el contrario, en tierras bajas se aprovecha un menor número de especies, pero más abundantes, y con mayor presencia espacial y temporal. Los datos aquí presentados muestran que las tierras bajas y los agroecosistemas son espacios con una disponibilidad de hongos tan importante como la de los bosques de tierras altas.

Palabras clave: Altos de Chiapas, etnomicología ecológica, hongos tropicales, productividad de hongos comestibles, Selva Lacandona.

Abstract:

Background and Aims: Wild edible mushroom traditional management strategies have been described for both highlands and lowlands in Mexico. It seems that, in the lowlands, the usage of this resource is lower than in the highlands. Ecological ethnomycology is concerned with understanding how certain ecological patterns in mushrooms influence traditional management strategies. In this study we present a comparison between the edible mushrooms' fruit body availability in two distinct ecological units: The Highlands of Chiapas and the Lacandon Rainforest. Our hypothesis was that the fruit body availability is higher in both the highlands and preserved vegetation, which might explain a greater usage in these ecosystems, as well as the opportunistic usage of mushrooms in the lowlands.

Methods: During 2009 and 2010, we monitored the fruit body abundance, biomass, spatial and temporal frequencies, as indicators of edible mushroom availability in rectangular transects in three sites per ecological setting (highlands/lowlands) both in preserved vegetation sites and agroecosystems in Chiapas, Mexico.

Key results: In the highlands, a greater richness (35 ethnotaxa) and biomass production (12,345.2 g) was recorded, but the lowlands yielded a greater number of fruit bodies (3212) and a higher spatial and temporal frequency (76.6% and 40% respectively).

Conclusions: In both ecological settings, edible mushroom availability allow their use; however, it has different ecological traits. This may explain why, in the highlands, people use a more diverse array of species and prefer those of greater biomass. Contrastingly, in the lowlands less species are used, but they are more abundant and have a greater spatial and temporal frequency. Our data demonstrate that the lowlands and agroecosystems are spaces with edible mushroom availability comparable to that of highland forests.

Key words: Chiapas Highlands, ecological ethnomycology, edible mushrooms' productivity, Lacandon Rainforest, tropical mushrooms.

¹Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Instituto de Ciencias Biológicas, Libramiento Norte Poniente No. 1150, Colonia Lajas Maciel, 29039 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

²Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Alcaldía Coyoacán, 04510 Cd. Mx., México.

³Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, Tercer Circuito s/n, Ciudad Universitaria, Alcaldía Coyoacán, 04510 Cd. Mx., México.

[†]En memoria del Dr. Javier Caballero Nieto.

⁴Autor para la correspondencia: ruansoto@yahoo.com.mx

Recibido: 17 de mayo de 2020.

Revisado: 15 de junio de 2020.

Aceptado por Marie-Stéphanie Samain: 6 de agosto de 2020.

Publicado Primero en línea: 1 de septiembre de 2020.

Publicado: Acta Botanica Mexicana 128 (2021).

Citar como: Ruan-Soto, F., J. Cifuentes, R. Garibay-Orijel y J. Caballero. 2020(2021). Comparación de la disponibilidad de hongos comestibles en tierras altas y bajas de Chiapas, México, y sus implicaciones en estrategias tradicionales de aprovechamiento. Acta Botanica Mexicana 128: e1731. DOI: 10.21829/abm128.2021.1731



Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 International).

e-ISSN: 2448-7589

Introducción

Los macromicetos comestibles silvestres han sido un recurso utilizado a lo largo del tiempo por diversos pueblos en México y en el mundo (Boa, 2005). Su importancia radica en que son una fuente de alimento de alta calidad (Curvetto, 2007), en el beneficio monetario que genera su comercialización (Estrada-Martínez et al., 2009), y que están presentes en mitos de origen y rituales de diferentes culturas (Hernández y Loera, 2008).

En México, las estrategias y dinámicas de aprovechamiento de hongos comestibles silvestres han sido descritas para muchas regiones del país. Se ha evaluado la riqueza de especies que son aprovechadas (Garibay-Orijel y Ruan-Soto, 2014), las estrategias de recolección (Ruan-Soto, 2018) y el grado de importancia cultural de las especies (Montoya et al., 2003; Garibay-Orijel et al., 2007; Bello-Cervantes et al., 2019), así como el efecto de la recolección en la diversidad y abundancia de esporomas (Ruiz-Almenara et al., 2019), por mencionar solo algunos temas. Sin embargo, estos esfuerzos se han centrado en describir procesos etnomicológicos suscitados en los bosques templados, no así en las tierras bajas tropicales (Ruan-Soto, 2014).

Pese a una desatención histórica de la etnomicología hacia las regiones tropicales, cada vez son más los estudios realizados en las selvas de México. Hoy en día se reconoce que muchos de los grupos humanos de tierras bajas consumen diferentes especies de hongos (Alvarado-Rodríguez, 2006; García-Santiago, 2011; Manga, 2013), conocen extensamente la biología y la ecología de los que son comestibles (Ruan-Soto et al., 2009), nombran y clasifican las diferentes especies (Ruan-Soto et al., 2007), mencionan a los hongos en sus mitos de origen (Domínguez-Gutiérrez, 2011) y en general, no tienen actitudes micofóbicas (Ruan-Soto et al., 2013).

No obstante, en las tierras bajas al parecer el aprovechamiento de especies es menor a lo que realizan en tierras altas (Ruan-Soto et al., 2009). Esta hipótesis se basa en que los habitantes de tierras bajas consumen un número menor de especies que en tierras altas, producto quizá de una riqueza también menor en los trópicos (Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979). Por ejemplo, estudios etnomicológicos realizados en regiones boscosas en México han registrado que la gente consume entre 11 y 66 especies de hongos (Mon-

toya et al., 2004; Shepard et al., 2008); mientras que en las selvas se ha registrado el consumo de dos a 13 especies (Ruan-Soto et al., 2004; 2009). Asimismo, las estrategias de recolección también son diferentes entre ambos pisos ecológicos; mientras que los habitantes de las tierras altas por lo general obedecen a una estrategia planificada y continua durante la época de lluvias, en tierras bajas ésta parece ser más ocasional y fortuita (Ruan-Soto, 2014). Estas diferencias culturales se han explicado con base en afirmaciones relacionadas con la escasez de hongos aprovechables en tierras bajas (Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979; Guzmán, 1983; Mapes et al., 2002; Góes-Neto y Bandeira, 2003).

Es posible entender muchas acciones culturales como un rasgo adaptativo a las condiciones ecológicas en las que se encuentran inmersas; es decir, es necesario considerar aspectos ecológicos para la explicación de los fenómenos culturales (Rappaport, 1971). Partiendo desde la perspectiva de la antropología ecológica, la etnomicología ecológica se interesa en comprender cómo ciertos patrones ecológicos en los hongos pueden definir, o al menos orientar, estrategias tradicionales de aprovechamiento de hongos silvestres; es decir, busca dar explicación a los fenómenos culturales a partir del reconocimiento de estos como procesos adaptativos a las condiciones ecológicas imperantes.

En este sentido, los contrastes que se han observado entre grupos habitantes de ambos pisos ecológicos pueden ser explicadas con base en diferencias en los patrones de fructificación de los hongos comestibles. Si bien en tierras altas se han desarrollado estudios ecológicos para evaluar la disponibilidad de esporomas a la cual la gente tiene acceso en los bosques (Quiñonez-Martínez et al., 2005; Garibay-Orijel et al., 2009a; Burrola-Aguilar et al., 2013; Torres-Gómez, 2013), existe poca información que describa estos patrones para tierras bajas tropicales. Guzmán-Dávalos y Guzmán (1979) evaluaron comparativamente diferencias en la riqueza de especies, los tipos de sustrato y de hábito de especies de hongos en ecosistemas tropicales y bosques templados. Asimismo, también existe poca información acerca del aprovechamiento que se hace de las especies de macromicetos comestibles en espacios transformados, como pueden ser las milpas u otros espacios de cultivo como cafetales en distintos pisos ecológicos (Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979; Del Moral et al., 2017).

En este estudio se presenta una comparación entre la disponibilidad de esporomas a la que la gente tiene acceso en dos condiciones ecológicas en el estado de Chiapas: Los Altos de Chiapas y la Selva Lacandona, expresada en función de la riqueza, la biomasa y la abundancia de esporomas, así como en su frecuencia espacial y temporal. Asimismo, se plantea la hipótesis de que la disponibilidad de hongos comestibles es mayor en tierras altas. Por tanto, esto podría explicar por un lado un mayor aprovechamiento oportunisto propias de tierras bajas. Por otro lado, también se explora la hipótesis de que la disponibilidad de hongos es mayor en sitios con vegetación conservada respecto a la de los agroecosistemas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Para comparar las dos condiciones ecológicas (tierras altas y tierras bajas) y las dos condiciones de manejo de los ecosistemas (vegetación conservada y agroecosistema)

se eligieron dos regiones del estado de Chiapas: Los Altos de Chiapas y la Selva Lacandona (Fig. 1). Para este estudio se entenderá como tierras altas aquellas zonas que se encuentran por arriba de 1500 m s.n.m. y que cuentan con un tipo de vegetación de bosque templado con presencia de *Pinus* L., *Quercus* L. y/o *Liquidambar* L.; así como sujetas a influencia de heladas en invierno. Por el contrario, se entenderá como tierras bajas a aquellas zonas que están por debajo de los 1000 m s.n.m., con un tipo de vegetación de selva alta y mediana y sin presencia de heladas.

Los Altos de Chiapas es una región montañosa cárstica con múltiples fallas y lomeríos, cuya altitud varía entre 1200 y 2700 m y que se extiende por 11,000 km² (Ochoa-Gaona y González-Espinosa, 2000; Enríquez et al., 2006). Tiene una cobertura vegetal de diferentes tipos de bosques como de pino-encino, pino-encino-liquidámbar, pino y bosque mesófilo de montaña (Ochoa-Gaona y González-Espinosa, 2000). La temperatura media anual oscila entre 13 y 22 °C. En la región se encuentran los climas Cw₂, Cm, C(A)w, según la clasificación de Köppen, modificada por García (2004), con

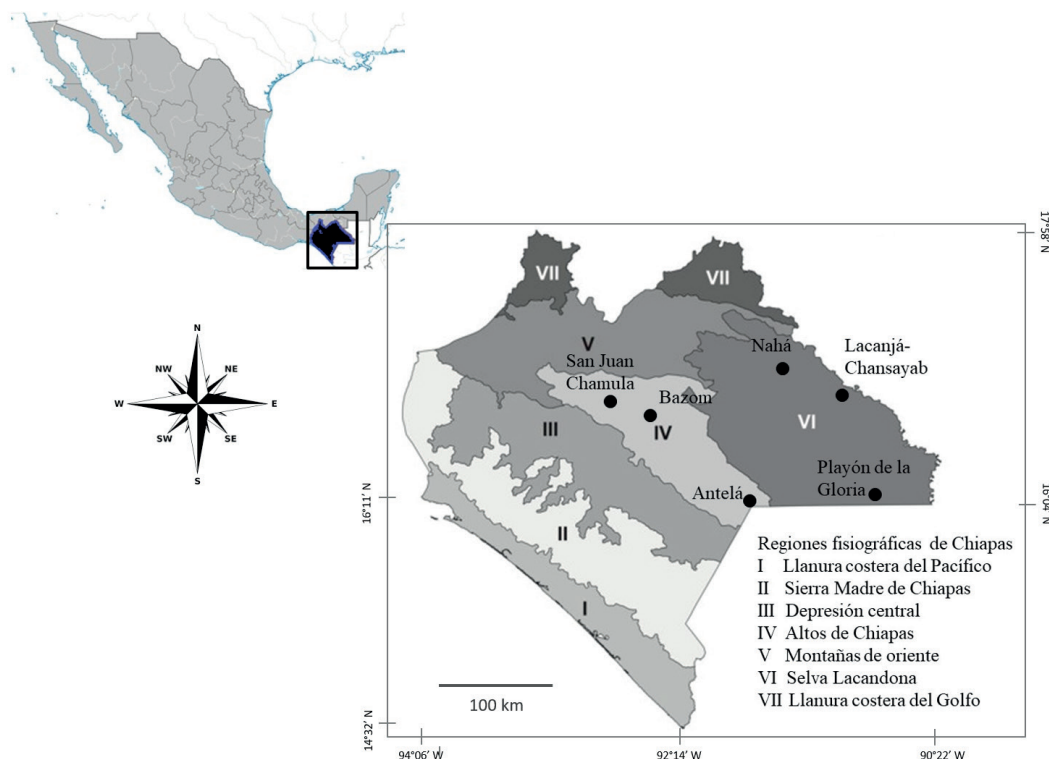


Figura 1: Mapa de localización de los sitios de monitoreo en el estado de Chiapas, México. Tomado y modificado de la carta geográfica del estado de Chiapas (INAFED, 2010).

precipitaciones de 1300 a 2200 mm al año y presencia de neblina frecuente (Enríquez et al., 2006). Debido a que la región ha tenido una densidad de población muy alta desde tiempos prehispánicos, se pueden encontrar muchos claros en la vegetación para la disposición de milpas, extracción de madera y leña. La región está habitada por grupos indígenas tsotsiles, tseltales, tojol-ab'ales y chujes, así como diversos grupos mestizos (COESPO, 2002). La actividad económica principal de la zona es la agricultura y en menor medida la ganadería, el comercio, la extracción de grava y piedras y el turismo (Enríquez et al., 2006).

La Selva Lacandona se encuentra en la porción noreste del estado de Chiapas, México. Es una cuenca hidrológica sumamente importante para la captación de agua que se extiende por 12,988 km² (Castillo-Campos y Narave, 1992). La altitud en la región va de 100 hasta 1000 m en las partes más altas (Levy-Tacher, 2000). El clima predominante es cálido húmedo (Amw"ig) según la clasificación de Köppen, modificada por García (2004), con lluvias abundantes en el verano y parte del otoño y una temporada seca corta de marzo a mayo (INE, 2000). La temperatura media anual es de 25 °C con una precipitación de 2300 a 2600 mm (Quintana-Ascencio et al., 1990; Levy-Tacher, 2000). Esta combinación de elevadas temperaturas y alta humedad favorecen la degradación de una gran cantidad de materia orgánica acumulada (García-Gil y Lugo, 1992). La vegetación predominante es la selva alta perennifolia (Miranda, 1952), además de selva mediana subperennifolia (Castillo-Campos y Narave, 1992). Sin embargo, debido en gran medida a la actividad humana, la selva ha ido modificándose, transformándose en pastizales y acahuals en distintos grados de sucesión, reduciendo críticamente las comunidades de selva madura (INE, 2000). En esta región habitan diferentes grupos indígenas como lacandones, choles y tseltales, así como diversos grupos mestizos e indígenas migrantes de otras regiones de Chiapas y del país. La actividad económica principal de la región es la ganadería, la agricultura y el turismo (Mariaca, 2002).

Selección de taxones

El presente estudio muestra la disponibilidad de macromicetos comestibles a los que la gente tiene acceso en tierras altas y tierras bajas. Por ello, es necesario obtener dicha

disponibilidad a través de un método y diseño que refleje: a) los espacios donde la gente se mueve dentro de su territorio y b) las prácticas de recolección de hongos comestibles locales. En este sentido, los sitios no transitados por la gente debido a su inaccesibilidad (distancia, prohibiciones políticas o rituales, impenetrabilidad debido a la vegetación o la orografía, entre otras) no fueron tomados en cuenta.

Se obtuvo una lista de 38 etnotaxones comestibles a partir de una revisión bibliográfica de la literatura etnomicológica disponible para las dos regiones de estudio (Alvarado-Rodríguez, 2006; Lampmann, 2007a, b; Robles-Porras et al., 2007; Ruan-Soto et al., 2007; Grajales-Vásquez et al., 2008; Mariaca et al., 2008; Shepard et al., 2008; Ramírez-Terrazo, 2009; Ruan-Soto et al., 2009; Alvarado-Rodríguez, 2010; Ramos-Borrego, 2010; Domínguez-Gutiérrez, 2011). Estos etnotaxones son reconocidos bajo los criterios locales y pueden incluir una o varias especies; es decir, tener una correspondencia uno a uno con especies linneanas o estar subdiferenciadas de acuerdo con lo propuesto por Berlin (1992) (Cuadro 1). Con esto se buscó reflejar las prácticas y la perspectiva local, así como generar datos que se puedan contrastar, en un futuro, con información de la importancia cultural de etnotaxones en el estado.

Monitoreo

Para tener representadas las diferentes zonas fisiográficas y tipos de vegetación de ambos pisos ecológicos, se eligieron tres localidades por piso (Fig. 1):

A) Tierras altas

- Antelá (Municipio La Trinitaria)
- Bazom (Municipio Huixtán)
- San Juan Chamula (Municipio Chamula)

B) Tierras bajas

- Playón de la Gloria (Municipio Marqués de Comillas)
- Lacanjá-Chansayab (Municipio Ocosingo)
- Nahá (Municipio Ocosingo)

En cada comunidad se hicieron monitoreos en dos condiciones vegetacionales diferentes donde la gente obtiene esporomas: sitios con cobertura arbórea (bosques o selvas) y zonas de cultivo (milpas) (Fig. 2). En total se tuvieron 12 sitios de monitoreo (6 localidades × 2 condiciones vegetacionales: bosque de Antelá, agroecosistema de Antelá, bosque de Bazom, agroecosistema de Bazom, bosque

Cuadro 1: Enotaxones de hongos comestibles monitoreados en los sitios de estudio en Chiapas, México y su correspondencia con taxones linneanos.

Enotaxones	Correspondencia	Especies que incluye
<i>Moni', konkilio</i>	<i>Agaricus</i> spp.	<i>Agaricus</i> aff. <i>Xantholepis</i> F.H. Møller, <i>A. moelleri</i> Wasser, <i>A. californicus</i> Peck, <i>A. sylvaticus</i> Schaeff.
<i>Yuy, K'antsu</i>	<i>Amanita</i> complex. <i>caesarea</i>	<i>Amanita hayalyuy</i> D. Arora & G.H. Shepard, <i>A. cf. jacksonii</i> Pomerl.
<i>Ik'al yuy</i>	<i>Amanita vaginata</i> (Bull.) Lam.	<i>Amanita vaginata</i> (Bull.) Lam.
<i>Vixil chechev</i>	<i>Armillaria</i> spp.	<i>Armillaria bulbosa</i> (Romagn.) Kile & Watling, <i>A. mellea</i> (Vahl) P. Kumm.
<i>Koroch, Lo'ro</i>	<i>Auricularia</i> spp.	<i>Auricularia delicata</i> (Mont. ex Fr.) Henn., <i>A. fuscusuccinea</i> (Mont.) Henn. y <i>A. nigricans</i> (Sw.) Birkebak, Looney & Sánchez-García
<i>Sekub t'ul</i>	Boletaceae	<i>Boletus pinophilus</i> Pilát & Dermek, <i>B. atkinsonii</i> Peck, <i>B. edulis</i> Bull., <i>Gyroporus ballouii</i> (Peck) E. Horak, <i>Suillus tomentosus</i> Singer, <i>S. placidus</i> (Bonord.) Singer
<i>Sat pukuj, Pumus</i>	<i>Calvatia cyathiformis</i> (Bosc) Morgan	<i>Calvatia cyathiformis</i> (Bosc) Morgan
<i>K'an chay, Manayok</i>	<i>Cantharellus</i> complex. <i>cibarius</i>	<i>Cantharellus</i> complex. <i>cibarius</i>
<i>Piz K'an chay</i>	<i>Craterellus tubaeformis</i> (Fr.) Qué. l.	<i>Craterellus tubaeformis</i> (Fr.) Qué. l.
<i>Corneta</i>	<i>Clavariadelphus truncatus</i> Donk y <i>Turbinellus floccosus</i> (Schwein.) Earle ex Giachini & Castellano	<i>Clavariadelphus truncatus</i> Donk y <i>Turbinellus floccosus</i> (Schwein.) Earle ex Giachini & Castellano
<i>Sak vinajel</i>	<i>Clitocybe infundibuliformis</i> (Schaeff.) Qué. l., <i>Infundibulicybe gibba</i> (Pers.) Harmaja	<i>Clitocybe infundibuliformis</i> (Schaeff.) Qué. l., <i>Infundibulicybe gibba</i> (Pers.) Harmaja
<i>chechev</i>	<i>Gymnopus dryophilus</i> (Bull.) Murrill	<i>Gymnopus dryophilus</i> (Bull.) Murrill
<i>Chäk chaach, copita</i>	<i>Cookeina speciosa</i> (Fr.) Dennis	<i>Cookeina speciosa</i> (Fr.) Dennis
<i>Tot'</i>	<i>Daldinia</i> spp.	<i>D. eschschoitzii</i> (Ehrenb.) Rehm, <i>D. fissa</i> Lloyd, <i>D. grandis</i> Child, <i>D. vernicosa</i> Ces. & De Not., <i>D. concentrica</i> (Bolton) Ces. & De Not.
<i>Joch on pat, Kayoch</i>	<i>Favolus tenuiculus</i> P. Beauv.	<i>Favolus tenuiculus</i> P. Beauv.
<i>Balumiil lu'</i>	<i>Helvella</i> spp.	<i>Helvella crispa</i> (Scop.) Fr., <i>H. elastica</i> Bull.
<i>Yok wakax, lengua de vaca</i>	<i>Hydnum</i> spp.	<i>Hydnum repandum</i> L., <i>H. albidum</i> Peck, <i>H. umbilicatum</i> Peck., <i>H. rufescens</i> Pers.
<i>kavixtoj</i>	<i>Laccaria</i> spp.	<i>Laccaria laccata</i> (Scop.) Cooke, <i>L. proxima</i> (Boud.) Pat., <i>L. amethystina</i> Cooke
<i>K'an chay, Kanchaya de roble, Manayok</i>	<i>Lactarius</i> complex. <i>deliciosus</i>	<i>Lactarius</i> complex. <i>deliciosus</i>
<i>Kanchaya morada, Olomatzo, Yaxal manayok</i>	<i>Lactarius indigo</i> (Schwein.) Fr.	<i>Lactarius indigo</i> (Schwein.) Fr.
<i>Tsutsuro, uña de ardilla</i>	<i>Lentinus</i> spp. y <i>Panus</i> spp.	<i>Lentinus crinitus</i> (L.) Fr., <i>L. velutinus</i> Fr., <i>Panus neostrigosus</i> Drechsler-Santos & Wartchow, <i>P. strigellus</i> (Berk.) Overh.
<i>Sulte'</i>	<i>Lenzites betulinus</i> (L.) Fr.	<i>Lenzites betulinus</i> (L.) Fr.
<i>Sikol pukuj</i>	<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.	<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.
<i>Vixil moni'</i>	<i>Macrolepiota procera</i> (Scop.) Singer	<i>Macrolepiota procera</i> (Scop.) Singer
<i>Jol kots</i>	<i>Morchella</i> spp.	<i>Morchella elata</i> Fr., <i>M. esculenta</i> (L.) Pers.
<i>Muk'ul k'o' chikin</i>	<i>Otidea onotica</i> (Pers.) Fuckel	<i>Otidea onotica</i> (Pers.) Fuckel
<i>P'ook kisin</i>	<i>Oudemansiella canarii</i> (Jungh.) Höhn.	<i>Oudemansiella canarii</i> (Jungh.) Höhn.
<i>P'ook kisin su compañero</i>	<i>Dactylosporina steffanii</i> (Rick) Dörfelt	<i>Dactylosporina steffanii</i> (Rick) Dörfelt
<i>Sakitaj</i>	<i>Pleurotus djamor</i> (Rumph. ex Fr.) Boedijn	<i>Pleurotus djamor</i> (Rumph. ex Fr.) Boedijn

Cuadro 1: Continuación.

Enotaxones	Correspondencia	Especies que incluye
<i>Much</i>	<i>Pluteus harrisii</i> Murrill	<i>Pluteus harrisii</i> Murrill
<i>Chikin</i>	<i>Neofavolus alveolaris</i> (DC.) Sotome & T. Hatt.	<i>Neofavolus alveolaris</i> (DC.) Sotome & T. Hatt.
<i>Toop' kuxum</i>	<i>Lentinus tricholoma</i> (Mont.) Zmitr.	<i>Lentinus tricholoma</i> (Mont.) Zmitr.
<i>Chäk wah kisin</i>	<i>Pycnoporus sanguineus</i> (L.) Murrill	<i>Pycnoporus sanguineus</i> (L.) Murrill
<i>Yisim chij</i>	<i>Ramaria</i> spp., <i>Clavulina</i> spp., <i>Phaeoclavulina</i> spp.	<i>Ramaria cystidiophora</i> (Kauffman) Corner, <i>R. formosa</i> (Pers.) Quél., <i>R. botrytis</i> (Pers.) Bourdot, <i>R. cystidiophora</i> (Kauffman) Corner, <i>R. fennica</i> (P. Karst.) Ricken, <i>R. flavula</i> (G.F. Atk.) R.H. Petersen, <i>R. moelleriana</i> (Bres. & Roum.) Corner, <i>R. stricta</i> (Pers.) Quél., <i>Clavulina cinerea</i> (Bull.) J. Schröt., <i>Phaeoclavulina cyanocephala</i> (Berk. & M.A. Curtis) Giachini, <i>Phaeoclavulina ochracea</i> (Bres.) Giachini
<i>Usum, uzyam</i>	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.
<i>Lo'ro su compaño</i>	<i>Tremella</i> spp. y <i>Phaeotremella foliaceae</i>	<i>Phaeotremella foliacea</i> (Pers.) Wedin, J.C. Zamora & Millanes, <i>Tremella fuciformis</i> Berk., <i>T. mesenterica</i> Retz.
<i>Lolo pik'</i>	<i>Sebacina</i> spp.	<i>Sebacina schweinitzii</i> (Peck) Oberw., <i>S. epigaea</i> (Berk. & Broome) Bourdot & Galzin
<i>Tok</i>	<i>Ustilago maydis</i> (DC.) Corda	<i>Ustilago maydis</i> (DC.) Corda

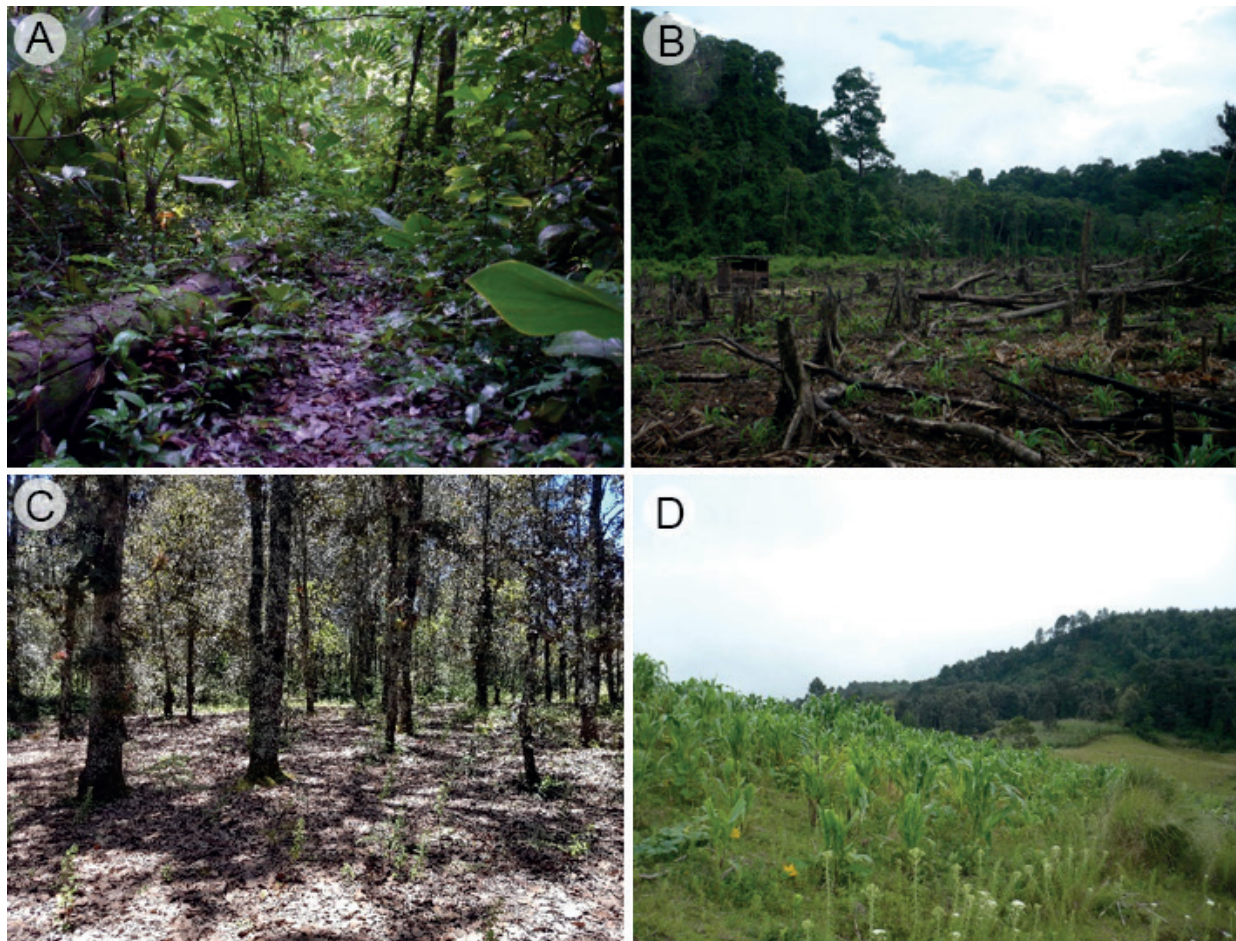


Figura 2: Condiciones vegetacionales donde se realizaron los monitoreos en Chiapas, México. A. selvas; B. agroecosistemas en tierras bajas; C. bosques; D. agroecosistemas en tierras altas. Fotografías de Felipe Ruan-Soto.

de Chamula, agroecosistema de Chamula, Selva de Playón, agroecosistema de Playón, selva de Lacanjá, agroecosistema de Lacanjá, selva de Nahá y agroecosistema de Nahá).

Muestreo

Para reflejar la manera que la gente tiene de recolectar los esporomas, se realizaron transectos en banda sobre senderos ya existentes, teniendo en cuenta las particularidades de los hongos y las prácticas locales de recolección. Dichas prácticas locales de recolección siguen una lógica parecida al muestreo oportunista, que consiste en ir recolectando los cuerpos fructíferos que se van encontrando en el camino (Schmit y Lodge, 2005).

Para elegir los senderos en los sitios con cobertura arbórea donde se establecieron las bandas de monitoreo (transectos), se realizó un mapa con los senderos que la misma gente reconoció como aquellos que son recorridos cotidianamente. Posteriormente, se eligieron al azar cinco senderos de al menos 625 m de longitud cada uno. Sobre cada sendero se establecieron de manera aleatoria dos

transectos de 50 m de longitud por 4 m de ancho (2 m a cada lado del sendero) (Fig. 3). El inicio de cada transecto se eligió mediante una tabla de números aleatorios y la distancia fue medida con un distómetro Truper (modelo ODM12, Cd. Mx., México). Los transectos fueron bandas rectangulares, ya que se ha demostrado que éstos tienen mayor precisión al representar el comportamiento de la producción de esporomas y aumentan las probabilidades de encontrarlos, pues la mayoría de estos presentan distribuciones agregadas (Schmit et al., 1999; Garibay-Orijel et al., 2009a).

En cada fecha de muestreo, los diez transectos se ubicaron en sitios diferentes sobre el sendero de manera aleatoria. Para el muestreo en las zonas de cultivo, se eligieron cinco parcelas de cultivo de al menos 50 × 50 m cada una (12,500 m² en total). En cada parcela de cultivo se establecieron de manera aleatoria dos transectos paralelos de 50 m de largo por 4 m de ancho, según Boyle (1996).

Los transectos fueron recorridos durante dos temporadas de lluvia en los años 2009 y 2010, una vez cada dos meses durante la temporada de lluvias: junio, agosto, octu-

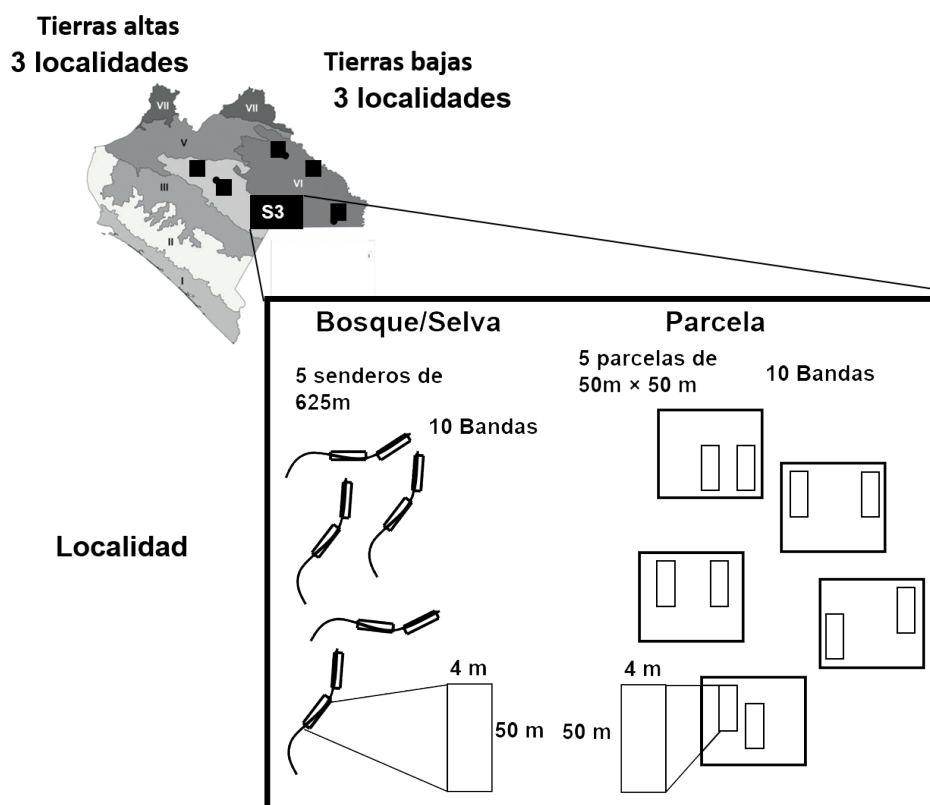


Figura 3: Diseño del muestreo en tierras altas y tierras bajas de Chiapas, México.

bre y diciembre en las tierras altas, y julio, septiembre, noviembre y enero en tierras bajas. En total se muestrearon 4000 m² por localidad, 6000 m² por condición vegetacional (bosque, selva, agroecosistemas de tierras altas y agroecosistemas de tierras bajas), 12,000 m² por piso altitudinal (50 m largo × 4 m de ancho × 10 transectos × 2 condiciones vegetacionales × 3 localidades) en cada fecha de monitoreo.

A lo largo de cada transecto se tomaron los siguientes datos: 1) riqueza de etnotaxones; 2) abundancia de los esporomas, i.e. cuántos esporomas se observaron de cada etnotaxón; 3) producción de biomasa, medida en peso fresco según lo propuesto por Garibay-Orijel et al. (2009a), ya que este tiene mayor significancia en términos de disponibilidad del recurso comparado con el peso seco. Los esporomas se pesaron con una báscula digital Ohaus (modelo YS2101, Cd.Mx., México) (intervalo de peso que registra de 0.1 a 2,000 g); 4) frecuencia espacial, es decir, el número de transectos en que fue observado un mismo etnotaxón; y 5) frecuencia temporal, es decir, el número de fechas en que fue observado un mismo etnotaxón.

La abundancia total de esporomas de un etnotaxón *i* en cada condición vegetacional se obtuvo sumando el número de esporomas observados en cada uno de los 10 transectos y en cada una de las ocho fechas de monitoreo. La abundancia de esporomas de un etnotaxón *i* por piso ecológico se obtuvo sumando los esporomas observados en cada uno de los 20 transectos y en cada una de las ocho fechas de monitoreo. La densidad de esporomas se obtuvo dividiendo el número de estos entre el área monitoreada. La biomasa total de un etnotaxón *i* en una condición vegetacional se obtuvo sumando la biomasa de los esporomas observados en cada uno de los 10 transectos y en cada una de las ocho fechas de monitoreo. La biomasa de un etnotaxón *i* por piso ecológico se obtuvo sumando la biomasa de los esporomas observados en cada uno de los 20 transectos y en cada una de las ocho fechas de monitoreo. La frecuencia espacial total se obtuvo sumando el número de transectos en que aparecieron esporomas del etnotaxón *i* de 120 transectos totales recorridos por fecha de monitoreo (esto con la intención de no magnificar la frecuencia espacial por el número de transectos recorridos y/o el tiempo). La frecuencia temporal se obtuvo sumando las fechas en que fue registrado el etnotaxón *i* durante los dos años del muestreo.

Para evaluar la similitud en la composición de especies entre las localidades, se realizó una matriz de similitud usando el índice de Jaccard y un análisis de conglomerados por el método de UPGMA en el programa NTSYS v. 2.11X (Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System) ver. 2.11x para PC (Rohlf, 2005). Las variables de riqueza, abundancia y biomasa fueron comparadas con pruebas no paramétricas de Mann-Whitney. Los análisis estadísticos se realizaron en el programa Minitab v. 16 (Minitab, 2013).

Resultados

Riqueza de etnotaxones

La riqueza de etnotaxones presentes en los 12 sitios de monitoreo, por piso ecológico y por condición vegetacional, se pueden observar en el Cuadro 2 (Figs. 4A-H). En tierras altas se encontraron más etnotaxones (35) que en tierras bajas (18) (prueba de Mann-Whitney, N=38; P=0.0001). Separando estas cifras por pisos ecológicos, en los bosques de tierras altas se registró un mayor número de etnotaxones (31) que en las selvas de tierras bajas (16) (prueba de Mann-Whitney, N=38, P=0.0004). Por otro lado, no existió una diferencia significativa en el número de etnotaxones presentes entre agroecosistemas de tierras altas (20) y de tierras bajas (13) (prueba de Mann-Whitney; N=38; P=0.1089).

En cuanto a la similitud de los sitios por su composición de especies, el análisis de conglomerados (Fig. 5) muestra tres grandes grupos; el más diferente compuesto por los agroecosistemas de tierras altas de Chamula y Bazom, y los otros dos compuestos por un lado por los bosques de tierras altas (Bazom, Chamula y Antelá) y por otro lado por los sitios de tierras bajas y el agroecosistema de Antelá.

En tierras altas durante el monitoreo de 2009 se encontraron 32 etnotaxones, mientras que en 2010 se registraron 34. Por el contrario, en tierras bajas en 2009 se registraron 16 etnotaxones y en 2010, 17.

Abundancia de esporomas

En total, en ambos pisos ecológicos se contabilizaron 21,373 esporomas de hongos comestibles. Con respecto a la abundancia de esporomas, en tierras altas se encontró un total de 3212, mientras que en tierras bajas 18,161 (Cuadro 2). En tierras altas la media de producción de esporomas (73)

Cuadro 2: Presencia y abundancia de los taxones de hongos comestibles encontrados. **PT**=Presencia total en todos los sitios de monitoreo (12 sitios), **PTA**=Presencia total en tierras altas, **PTB**=Presencia total en tierras bajas, **PBo**=Presencia en Bosques, **PSe**=Presencia en Selvas, **PAgTA**=Presencia en Agroecosistemas de tierras altas, **PAgTB**=Presencia en Agroecosistemas de tierras bajas (los números indican el número de sitios donde se presentó dicho etnotaxón), **AT**=Abundancia total en todos los sitios, **ATA**=Abundancia total en tierras altas, **ATB**=Abundancia total en tierras bajas, **ABo**=Abundancia en Bosques, **ASe**=Abundancia en Selvas, **AAgTA**=Abundancia en Agroecosistemas de tierras altas, **AAgTB**=Abundancia en Agroecosistemas de tierras bajas (los números indican la cantidad de esporomas encontrados).

Taxa	PT	PTA	PTB	PBo	PSe	PAg TA	PAg TB	AT	ATA	ATB	ABo	ASe	AAg TA	AAg TB
<i>Agaricus</i> spp.	7	3	4	3	3	0	1	59	18	41	18	22	0	19
<i>Amanita</i> complex. <i>caesarea</i>	1	1	0	1	0	0	0	15	15	0	15	0	0	0
<i>Amanita</i> <i>vaginata</i> (Bull.) Lam.	2	2	0	2	0	0	0	5	5	0	5	0	0	0
<i>Armillaria</i> spp.	4	4	0	3	0	1	0	175	175	0	168	0	7	0
<i>Auricularia</i> spp.	8	2	6	1	3	1	3	2768	50	2718	2	2645	48	73
Boletaceae	4	4	0	3	0	1	0	101	101	0	100	0	1	0
<i>Calvatia</i> <i>cyathiformis</i> (Bosc) Morgan	7	6	1	3	1	3	0	54	43	11	19	11	24	0
<i>Cantharellus</i> complex. <i>cibarius</i>	1	1	0	1	0	0	0	2	2	0	2	0	0	0
<i>Craterellus</i> <i>tubaeformis</i> (Fr.) Quél.	1	1	0	1	0	0	0	276	276	0	276	0	0	0
<i>Clavariadelphus</i> <i>truncatus</i> Donk y <i>Turbinellus</i> <i>floccosus</i> (Schwein.) Earle ex Giachini & Castellano	2	2	0	2	0	0	0	118	118	0	118	0	0	0
<i>Clitocybe</i> <i>infundibuliformis</i> (Schaeff.) Quél., <i>Infundibulicybe</i> <i>gibba</i> (Pers.) Harmaja	3	3	0	2	0	1	0	43	43	0	42	0	1	0
<i>Gymnopus</i> <i>dryophilus</i> (Bull.) Murrill	4	4	0	3	0	1	0	529	529	0	497	0	32	0
<i>Cookeina</i> <i>speciosa</i> (Fr.) Dennis	3	0	3	0	3	0	0	1478	0	1478	0	1478	0	0
<i>Daldinia</i> spp.	8	3	5	2	2	1	3	176	84	92	78	6	6	86
<i>Favolus</i> <i>tenuiculus</i> P. Beauv.	7	2	5	1	3	1	2	1184	60	1124	2	1120	58	4
<i>Helvella</i> spp.	3	3	0	3	0	0	0	13	13	0	13	0	0	0
<i>Hydnum</i> spp.	3	3	0	3	0	0	0	31	31	0	31	0	0	0
<i>Laccaria</i> spp.	4	4	0	3	0	1	0	157	157	0	153	0	4	0
<i>Lactarius</i> complex. <i>deliciosus</i>	3	3	0	3	0	0	0	68	68	0	68	0	0	0
<i>Lactarius</i> <i>indigo</i> (Schwein.) Fr.	4	4	0	3	0	1	0	5	5	0	4	0	1	0
<i>Lentinus</i> spp. y <i>Panus</i> spp.	7	1	6	0	3	1	3	1158	74	1084	0	26	74	1058
<i>Lenzites</i> <i>betulinus</i> (L.) Fr.	1	0	1	0	0	0	1	3	0	3	0	1	0	2
<i>Lycoperdon</i> <i>perlatum</i> Pers.	4	4	0	3	0	1	0	43	43	0	20	0	23	0
<i>Macrolepota</i> <i>procera</i> (Scop.) Singer	2	2	0	2	0	0	0	3	3	0	3	0	0	0
<i>Morchella</i> spp.	1	1	0	0	0	1	0	2	2	0	0	0	2	0
<i>Otidea</i> <i>onotica</i> (Pers.) Fuckel	2	2	0	2	0	0	0	17	17	0	17	0	0	0
<i>Oudemansiella</i> <i>canarii</i> (Jungh.) Höhn.	1	0	1	0	1	0	0	9	0	9	0	9	0	0
<i>Dactylosporina</i> <i>steffenii</i> (Rick) Dörfelt	4	2	2	2	2	0	0	23	5	18	5	18	0	0
<i>Pleurotus</i> <i>djamor</i> (Rumph. ex Fr.) Boedijn	9	3	6	2	3	1	3	1440	502	938	424	720	78	218

Cuadro 2: Continuación.

Taxa	PT	PTA	PTB	PBo	PSe	PAg TA	PAg TB	AT	ATA	ATB	ABo	ASe	AAG TA	AAG TB
<i>Pluteus harrisii</i> Murrill	5	2	3	1	2	1	1	16	7	9	5	6	2	3
<i>Neofavolus alveolaris</i> (DC.) Sotome & T. Hatt.	3	2	1	2	0	0	1	11	4	7	4	1	0	6
<i>Lentinus tricholoma</i> (Mont.) Zmitr.	5	1	4	0	1	1	3	534	38	496	0	45	38	451
<i>Pycnoporus sanguineus</i> (L.) Murrill	8	2	6	1	3	1	3	453	52	401	2	21	50	380
<i>Ramaria</i> spp., <i>Clavulina</i> spp., <i>Phaeoclavulina</i> spp.	6	4	2	3	2	1	0	374	320	54	320	54	0	0
<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	8	2	6	1	3	1	3	9832	179	9653	12	244	167	9409
<i>Tremella</i> spp. y <i>Phaeotremella foliaceae</i>	7	3	4	3	3	0	1	113	88	25	88	17	0	8
<i>Sebacina</i> spp.	3	3	0	3	0	0	0	78	78	0	78	0	0	0
<i>Ustilago maydis</i> (DC.) Corda	2	2	0	0	0	2	0	7	7	0	0	0	7	0
Total de taxones presentes	38	35	18	31	16	20	13	-	-	-	-	-	-	-
Total de esporomas	-	-	-	-	-	-	-	21373	3212	18161	2589	6444	623	11717

fue significativamente menor que en tierras bajas (413) (prueba de Mann-Whitney; N=38; P=0.0169).

En los bosques de tierras altas se produjo una cantidad menor de esporomas (2589) que en las selvas de tierras bajas (6444) (prueba de Mann-Whitney; P=0.0275) (Cuadro 2). Por otro lado, no existió una diferencia significativa entre el número de esporomas en los agroecosistemas de tierras altas (623) y de tierras bajas (11,717) (prueba de Mann-Whitney; P=0.4631). Aunque la diferencia en el número de esporomas fue notable, la varianza fue sumamente alta ($s^2=2021791$). Con los datos mostrados en el Cuadro 2 se puede observar que, en las tierras bajas, particularmente en los agroecosistemas, hay muchos esporomas de pocos etnotaxones. Por el contrario, en tierras altas (bosques de Antelá, Bazom y Chamula) se encontró un número bajo de esporomas de muchos etnotaxones.

Del área total muestreada (12,000 m²) por piso ecológico, los datos de abundancia señalan que es más probable encontrar un esporoma de hongo en tierras bajas (1.51 esporomas/m²) que en tierras altas (0.26 esporomas/m²). La condición vegetal en donde es más probable hallar un esporoma de hongos comestibles son los agroecosistemas de tierras bajas (1.95 esporomas/m²), seguido de las selvas (1.07 esporomas/m²), bosques (0.43 esporomas/m²) y agro-

ecosistemas de tierras altas (0.10 esporomas/m²). En otras palabras, en promedio hay que recorrer 0.51 m² en agroecosistemas de tierras bajas para encontrar un esporoma de hongo comestible, 0.93 m² en selvas, 2.32 m² en los bosques y 10 m² en agroecosistemas de tierras altas.

En tierras altas durante el monitoreo de 2009 se registraron 2085 esporomas en tanto que en 2010 se contabilizaron 1127. En tierras bajas durante 2009 se registraron 11,319 esporomas en tanto que en 2010 se contaron 6842.

Biomasa

En ambos pisos ecológicos la biomasa total producida fue de 21,878.2 g para los dos años de monitoreo. En tierras altas se produjo mayor cantidad de biomasa (12,345.2 g) que en tierras bajas (9532.9 g) (prueba de Mann-Whitney; P=0.0005).

En los bosques de tierras altas se produjo significativamente mayor cantidad de biomasa (11,493.3 g) que en las selvas de tierras bajas (8090.2 g) (prueba de Mann-Whitney; P=0.0006). Por otro lado, no hubo una diferencia significativa en la producción de biomasa entre agroecosistemas de tierras altas (851.9 g) y tierras bajas (1442.7 g) (prueba de Mann-Whitney; P=0.2046) (Cuadro 3).

En promedio, cada esporoma de tierras altas pesó 3.84 g, mientras que, en tierras bajas, cada esporoma de



Figura 4: Algunos taxones comestibles de tierras altas y bajas en Chiapas, México. A. *Amanita hayalyuy* D. Arora & G.H. Shepard; B. *Ramaria* spp.; C. *Turbinellus floccosus* (Schwein.) Earle; D. *Lactarius indigo* (Schwein.) Fr.; E. *Schizophyllum commune* Fr.; F. *Pleurotus djamor* (Rumph. ex Fr.) Boedijn; G. *Auricularia nigricans* (Sw.) Birkebak, Looney & Sánchez-García; H. *Cookeina speciosa* (Fr.) Dennis. Fotografías de Felipe Ruan-Soto.

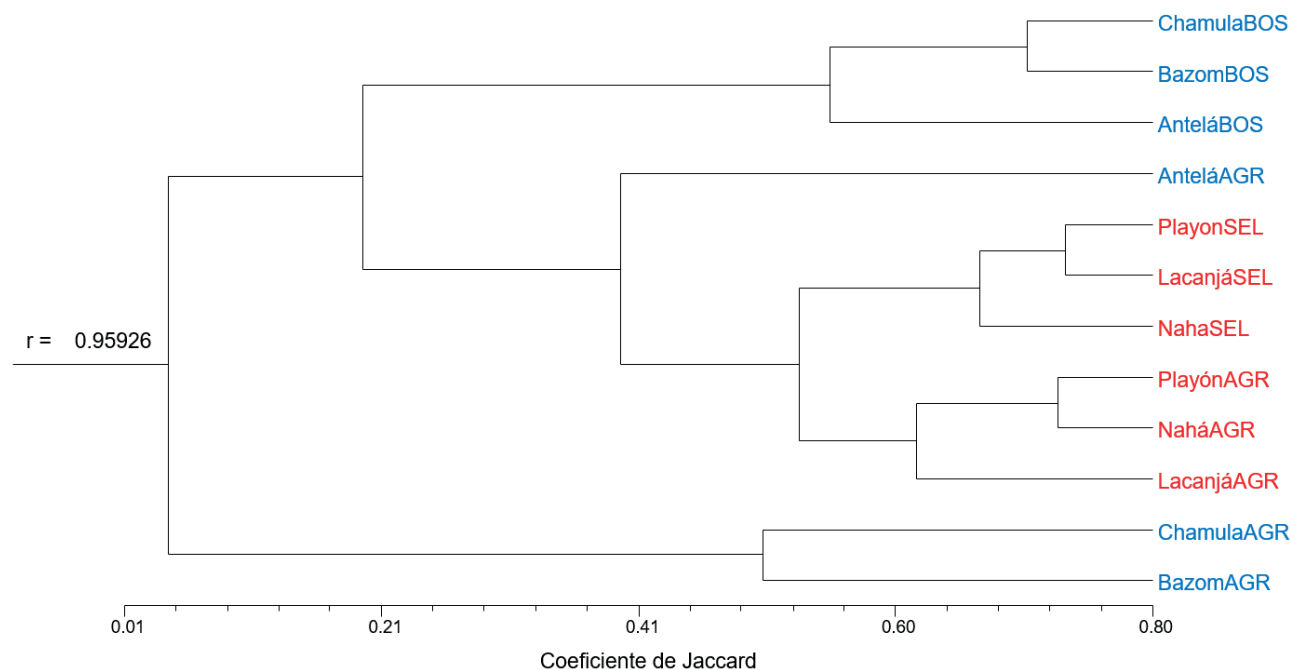


Figura 5: Fenograma que muestra la similitud en la composición de etnotaxones de hongos comestibles entre los 12 sitios de monitoreo en dos pisos ecológicos en Chiapas, México. El análisis de conglomerados se realizó por el método UPGMA (método de promedios aritméticos no pesados). BOS=Bosque, SEL=Selva, AGR=Agroecosistema. En azul son sitios de tierras altas y en rojo sitios de tierras bajas.

hongo comestible pesó 0.52 g. En total, la producción de toda la región de estudio fue de 9.12 kg/ha. Desglosando por piso ecológico, en tierras altas la producción de biomasa en peso fresco fue de 10.29 kg/ha (5.45 kg/ha en 2009 y 4.84 kg/ha en 2010), mientras que en tierras bajas fue de 7.94 kg/ha (3.57 kg/ha en 2009 y 4.37 kg/ha en 2010).

Existió una mayor biomasa por metro cuadrado de hongos comestibles en tierras altas (1.03 g/m^2) que en tierras bajas (0.79 g/m^2). En las diferentes condiciones vegetacionales, el bosque tuvo la mayor biomasa por m^2 de hongos comestibles (1.92 g/m^2), seguido de las selvas (1.34 g/m^2), los agroecosistemas de tierras bajas (0.24 g/m^2) y los agroecosistemas de tierras altas (0.14 g/m^2).

En tierras altas durante el monitoreo de 2009 se registraron 6546.3 g de esporomas de hongos comestibles, en tanto que en 2010 se reportaron 5798.9 g. Por el contrario, en tierras bajas en 2009 se contabilizaron 4283.8 g mientras que en 2010 se registraron 5249.1 g.

Frecuencia espacial

En lo referente a la frecuencia espacial, en las tierras bajas los hongos comestibles aparecieron en un mayor número

de transectos (46 transectos de 60 recorridos; 76.6%) que en las tierras altas (29 transectos de 60; 48.3%). Desglosando estas proporciones por condición vegetacional, los agroecosistemas de tierras bajas fueron el sistema con mayor frecuencia espacial de hongos comestibles (24 transectos de 30 recorridos; 80%), seguido de las selvas (22 transectos de 30; 73.3%), los bosques (19 transectos de 30; 63.3%) y los agroecosistemas de tierras altas (10 transectos de 30; 33.3%). En el Cuadro 3 se puede apreciar la frecuencia espacial por etnotaxón.

Frecuencia temporal

Con relación a la frecuencia temporal, en todas las fechas aparecieron hongos comestibles tanto en tierras altas como en tierras bajas y en las diferentes condiciones vegetacionales (Fig. 6). En tierras altas solamente 8.3% de los etnotaxones aparecieron en las ocho fechas de monitoreo, mientras que, en tierras bajas, 40.0% de ellos se registraron en todas las fechas. Estas proporciones se mantienen al desglosar estas cifras y compararlas entre las diferentes condiciones vegetacionales por piso ecológico: en los bosques aparecieron solo 6.5% de los etnotaxones consumidos

Cuadro 3: Biomasa en peso fresco producida por los taxones de hongos comestibles encontrados y frecuencia espacial. **BT**=Biomasa total en todos los sitios, **BTA**=Biomasa total en tierras altas, **BTB**=Biomasa total en tierras bajas, **BBo**=Biomasa en Bosques, **BSe**=Biomasa en Selvas, **BAg TA**=Biomasa en Agroecosistemas de tierras altas, **BAg TB**=Biomasa en Agroecosistemas de tierras bajas. Los pesos están expresados en gramos. **FET**=Frecuencia espacial total en todos los sitios (número de transectos en que apareció la especie de 120 transectos monitoreados), **FETA**=Frecuencia espacial total en tierras altas (número de transectos en que apareció la especie de 60 transectos monitoreados), **FETB**=Frecuencia espacial total en tierras bajas (número de transectos en que apareció la especie de 60 transectos monitoreados), **FEBo**=Frecuencia espacial en Bosques (número de transectos en que apareció la especie de 30 transectos monitoreados), **FESe**=Frecuencia espacial en Selvas (número de transectos en que apareció la especie de 30 transectos monitoreados), **FEAg TA**=Frecuencia espacial en Agroecosistemas de tierras altas (número de transectos en que apareció la especie de 30 transectos monitoreados), **FEAg TB**=Frecuencia espacial en Agroecosistemas de tierras bajas (número de transectos en que apareció la especie de 30 transectos monitoreados).

Taxa	BT	BTA	BTB	BBo	BSe	BAg TA	BAg TB	FET	FETA	FETB	FEBo	FESe	FEAg TA	FEAg TB
<i>Agaricus</i> spp.	244.0	159.5	84.5	159.5	66.7	0.0	17.8	23	5	18	5	8	0	10
<i>Amanita</i> complex. <i>caesarea</i>	537.3	537.3	0.0	537.3	0.0	0.0	0.0	2	2	0	2	0	0	0
<i>Amanita</i> <i>vaginata</i> (Bull.) Lam.	45.4	45.4	0.0	45.4	0.0	0.0	0.0	4	4	0	4	0	0	0
<i>Armillaria</i> spp.	253.6	253.6	0.0	237.5	0.0	16.1	0.0	19	19	0	15	0	4	0
<i>Auricularia</i> spp.	5568.4	248.6	5319.8	59.9	5294.5	188.7	25.3	49	11	38	1	28	10	10
Boletaceae	1259.7	1259.7	0.0	1256.0	0.0	3.7	0.0	27	27	0	26	0	1	0
<i>Calvatia</i> <i>cyathiformis</i> (Bosc) Morgan	125.0	97.3	27.7	41.2	27.7	56.1	0.0	21	20	1	8	1	12	0
<i>Cantharellus</i> complex. <i>cibarius</i>	7.7	7.7	0.0	7.7	0.0	0.0	0.0	1	1	0	1	0	0	0
<i>Craterellus</i> <i>tubaeformis</i> (Fr.) Quél.	249.4	249.4	0.0	249.4	0.0	0.0	0.0	5	5	0	5	0	0	0
<i>Clavariadelphus</i> <i>truncatus</i> Donk y <i>Turbinellus</i> <i>floccosus</i> (Schwein.) Earle ex Giachini & Castellano	2953.2	2953.2	0.0	2953.2	0.0	0.0	0.0	11	11	0	11	0	0	0
<i>Clitocybe</i> <i>infundibuliformis</i> (Schaeff.) Quél., <i>Infundibulicybe</i> <i>gibba</i> (Pers.) Harmaja	156.1	156.1	0.0	153.3	0.0	2.8	0.0	17	17	0	16	0	1	0
<i>Gymnopus</i> <i>dryophilus</i> (Bull.) Murrill	483.3	483.3	0.0	410.5	0.0	72.8	0.0	24	24	0	19	0	5	0
<i>Cookeina</i> <i>speciosa</i> (Fr.) Dennis	547.9	0.0	547.9	0.0	547.9	0.0	0.0	26	0	26	0	26	0	0
<i>Daldinia</i> spp.	107.9	69.2	38.7	63.3	8.6	5.9	30.1	21	5	16	3	4	2	12
<i>Favolus</i> <i>tenuiculus</i> P. Beauv.	1246.5	60.2	1186.3	14.5	1185.1	45.7	1.2	35	6	29	2	27	4	2
<i>Helvella</i> spp.	15.7	15.7	0.0	15.7	0.0	0.0	0.0	7	7	0	7	0	0	0
<i>Hydnum</i> spp.	96.5	96.5	0.0	96.5	0.0	0.0	0.0	14	14	0	14	0	0	0
<i>Laccaria</i> spp.	160.7	160.7	0.0	155.7	0.0	5.0	0.0	31	31	0	29	0	2	0
<i>Lactarius</i> complex. <i>deliciosus</i>	736.3	736.3	0.0	736.3	0.0	0.0	0.0	15	15	0	15	0	0	0
<i>Lactarius</i> <i>indigo</i> (Schwein.) Fr.	69.4	69.4	0.0	53.2	0.0	16.2	0.0	4	4	0	3	0	1	0
<i>Lentinus</i> spp. y <i>Panus</i> spp.	287.3	39.7	247.6	0.0	26.0	39.7	221.6	51	10	41	0	11	10	30
<i>Lenzites</i> <i>betulinus</i> (L.) Fr.	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	1	0	1	0	0	0	1
<i>Lycoperdon</i> <i>perlatum</i> Pers.	63.5	63.5	0.0	39.9	0.0	23.6	0.0	21	21	0	15	0	6	0
<i>Macrolepiota</i> <i>procera</i> (Scop.) Singer	106.9	106.9	0.0	106.9	0.0	0.0	0.0	3	3	0	3	0	0	0
<i>Morchella</i> spp.	29.8	29.8	0.0	0.0	0.0	29.8	0.0	1	1	0	0	0	1	0
<i>Otidea</i> <i>onotica</i> (Pers.) Fuckel	9.5	9.5	0.0	9.5	0.0	0.0	0.0	4	4	0	4	0	0	0

Cuadro 3: Continuación.

Taxa	BT	BTA	BTB	BBo	BSe	B _{Ag} TA	B _{Ag} TB	FET	FETA	FETB	FEBo	FESe	FE _{Ag} TA	FE _{Ag} TB
<i>Oudemansiella canarii</i> (Jungh.) Höhn.	0.4	0.0	0.4	0.0	0.4	0.0	0.0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Dactylosporina steffenii</i> (Rick) Dörfelt	12.2	10.5	1.7	10.5	1.7	0.0	0.0	6	4	2	4	2	0	0
<i>Pleurotus djamor</i> (Rumph. ex Fr.) Boedijn	944.5	228.2	716.3	150.0	570.0	78.2	146.3	77	18	59	8	30	10	29
<i>Pluteus harrisii</i> Murrill	111.3	69.9	41.4	69.7	35.3	0.2	6.1	9	2	7	1	4	1	3
<i>Neofavolus alveolaris</i> (DC.) Sotome & T. Hatt.	12.8	1.6	11.2	1.6	0.0	0.0	11.2	8	4	4	4	0	0	4
<i>Lentinus tricholoma</i> (Mont.) Zmitr.	153.1	9.6	143.5	0.0	7.6	9.6	135.9	50	10	40	0	11	10	29
<i>Pycnoporus sanguineus</i> (L.) Murrill	180.9	12.7	168.2	0.3	52.9	12.4	115.3	35	6	29	1	5	5	24
<i>Ramaria</i> spp., <i>Clavulina</i> spp., <i>Phaeoclavulina</i> spp.	3286.4	3078.1	208.3	3077.8	208.3	0.3	0.0	46	31	15	30	15	1	0
<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	768.6	9.3	759.3	0.7	36.8	8.6	722.5	57	11	46	1	16	10	30
<i>Tremella</i> spp. y <i>Phaeotremella foliaceae</i>	545.7	515.7	30.0	515.7	20.7	0.0	9.3	27	17	10	17	8	0	2
<i>Sebacina</i> spp.	264.6	264.6	0.0	264.6	0.0	0.0	0.0	12	12	0	12	0	0	0
<i>Ustilago maydis</i> (DC.) Corda	236.5	236.5	0.0	0.0	0.0	236.5	0.0	6	6	0	0	0	6	0
Biomasa total	21878.2	12345.2	9532.9	11493.3	8090.2	851.9	1442.7	-	-	-	-	-	-	-

en todas las fechas de monitoreo, mientras que en las selvas 25%; en los agroecosistemas de tierras altas 5.3%, en tanto que los agroecosistemas de tierras bajas 38.5% se registraron en todas las fechas monitoreadas.

En tierras altas durante el monitoreo del 2009, 18.4% de los etnotaxones aparecieron en todas las fechas de monitoreo de dicho año, en tanto que para el 2010 este porcentaje bajó a 13%. Por otro lado, en tierras bajas, durante 2009 el porcentaje de etnotaxones que se registraron en todas las fechas de dicho año fue de 21%, al igual que en 2010.

Interacción de variables

Como puede verse a lo largo del texto, en tierras altas efectivamente existió una mayor riqueza de etnotaxones comestibles y estas presentaron una mayor biomasa; sin embargo, en tierras bajas existió una mayor abundancia de esporomas y fueron más frecuentes espacial y temporalmente (Fig. 7).

Discusión

Riqueza de etnotaxones

Con respecto a la riqueza de especies que presentan los sitios de monitoreo, el fenograma de la figura 5 muestra agrupamientos claros en los que se separan sitios con respecto al piso ecológico y condición vegetacional. En las tierras altas son típicos taxones como *Armillaria* spp., especies de la familia Boletaceae, *Gymnopus dryophilus* (Bull.) Murrill o *Laccaria* spp. Por otro lado, en tierras bajas es común la presencia de *Auricularia* spp., *Lentinus* spp., *Pleurotus djamor* (Rumph. ex Fr.) Boedijn, *Pycnoporus sanguineus* (L.) Murrill o *Schizophyllum commune* Fr. Estos taxones coinciden con lo reportado por Guzmán-Dávalos y Guzmán (1979) para ambos pisos ecológicos. Dos de los agroecosistemas de tierras altas conforman un grupo claramente separado del resto; son sitios con escasa riqueza de especies y muy características (p. ej. *Ustilago maydis* (DC.) Corda, *Lentinus* spp., *Panus* spp.). Por otro lado, los agroecosistemas de Antelá son más parecidos a los de tierras bajas que al resto de

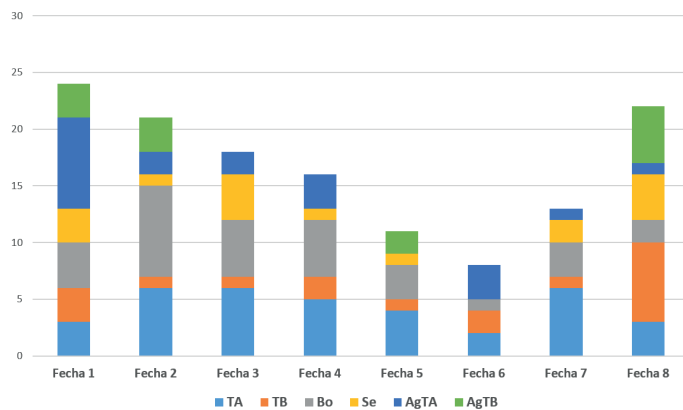


Figura 6: Número de taxones de hongos comestibles que se presentaron por fechas de monitoreo en los diferentes pisos ecológicos y condiciones vegetacionales de estudio en Chiapas, México. TA=Tierras altas, TB=Tierras bajas, Bo=bosque, Se=Selva, AgTA=Agroecosistemas de tierras altas, AgTB=Agroecosistemas de tierras bajas.

los agroecosistemas de tierras altas. Esto se debe a que Antelá es un ecotono entre los bosques templados y las selvas húmedas de Chiapas, donde se registró la presencia de especies eminentemente tropicales como *Favolus tenuiculus* P. Beauv. o diferentes especies del género *Auricularia* Bull.

De acuerdo con los resultados expuestos, efectivamente existió una mayor riqueza de etnotaxones comestibles en tierras altas (35 especies contra 18 de tierras bajas) (Cuadro 2). En tierras altas de Chiapas se consumen en promedio 25 especies de macromicetos en las comunidades, en tanto que para las tierras bajas el promedio es de 10 (Ruan-Soto y García-Santiago, 2013). Se puede explicar esta diferencia por los patrones descritos en la literatura, mencionando una mayor riqueza de especies en las zonas templadas del planeta comparada con las regiones tropicales, en una proporción de tres a uno (Mueller et al., 2007).

En los sitios con vegetación natural (bosques o selvas) se registró un mayor número de etnotaxones que en los agroecosistemas. Numerosos trabajos etnomicológicos han caracterizado a los hongos comestibles silvestres como un producto forestal no maderable de gran importancia propios de los bosques (Alvarado y Benítez, 2009; Garibay-Orijel et al., 2009a, b). Asimismo, otros estudios han demostrado una mayor riqueza y diversidad en sitios conservados y menor en sitios alterados o perturbados (Quiñonez-Mar-

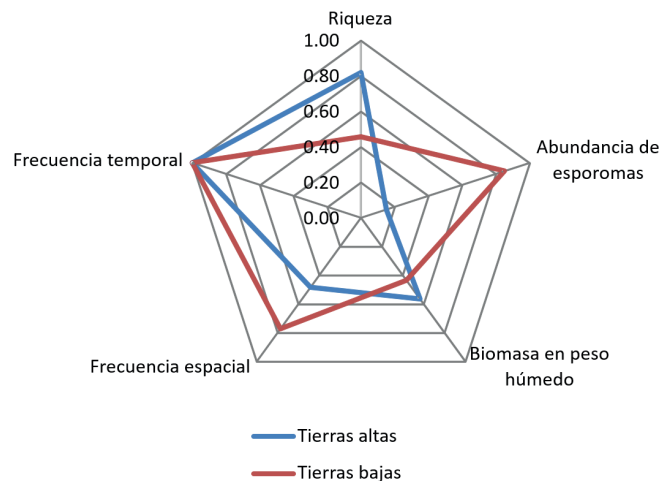


Figura 7: Disponibilidad multifactorial de esporomas de hongos silvestres en las tierras altas y bajas de Chiapas, México.

tínez, 2007). Sin embargo, es de destacar el alto número (más de 50%) de etnotaxones comestibles que se registraron en los sistemas agrícolas, más allá de la conocida presencia e importancia del cuitlacoche (*Ustilago maydis*) en los cultivos de maíz (Valadez et al., 2011), sobre todo en las tierras bajas. Diferentes autores han descrito que los habitantes de tierras bajas en México y en la Amazonía recolectan hongos en espacios destinados a la agricultura (Prance, 1984; Chacón, 1988; Ruan-Soto et al., 2009). Sin embargo, resulta importante cuantificar la riqueza de especies que existen en espacios de cultivo, sobre todo en las milpas de tierras bajas, donde la gente encuentra 80% de las especies comestibles que hallaría recorriendo la selva, aunque en mucho menor tiempo y con menor esfuerzo. Se ha escrito mucho acerca de la milpa mesoamericana como un sistema tradicional de policultivo mixto donde, además de la presencia de maíz, calabaza y diversas leguminosas, contiene, dependiendo del clima, suelo, vegetación y costumbres alimentarias locales, muchas otras plantas anuales y perennes (Mariaca et al., 2007; Ebel et al., 2017). Contreras y Mariaca (2016) registraron en la milpa lacandona 37 especies de plantas cultivadas, en tanto que Nations y Nigh (1980) documentaron 56 plantas de importancia cultural en dicha milpa, ya sean cultivadas, auspiciadas o toleradas. Asimismo, existen otros productos asociados a la

milpa como mamíferos, aves, reptiles e insectos que son cazados o capturados (Mariaca et al., 2014). Sin embargo, pocas veces se menciona los hongos silvestres que la gente aprovecha en las milpas. El registro de 20 etnotaxones en agroecosistemas de tierras altas y 13 en tierras bajas en este estudio evidencia la necesidad de conceptualizar a las milpas mesoamericanas como espacios que brindan una buena cantidad de especies de hongos comestibles y con ello, agregar estos organismos a la larga lista de productos que produce la milpa y son aprovechados por la población campesina mesoamericana.

Abundancia de esporomas

No obstante, el hecho de que la riqueza de especies es mayor en tierras altas, al considerar la abundancia de esporomas, el patrón parece ser opuesto. En tierras bajas se producen casi seis veces más esporomas que en tierras altas. Esto es un reflejo de la estrategia de muchos de los hongos comestibles saprobios en tierras bajas, donde al parecer se asignan más recursos a la producción de muchos esporomas relativamente efímeros, aspecto ventajoso considerando las altas temperaturas y humedad propias de la selva (Van Dijk et al., 2003). Taxones como *Auricularia* spp., *Cookeina speciosa* (Fr.) Dennis, *Favolus tenuiculus*, *Lentinus* spp./*Panus* spp., *Pleurotus djamor* y *Schizophyllum commune* produjeron 93.5% de la cantidad de esporomas de las tierras bajas. El que estos taxones produzcan arriba de 1000 esporomas cada uno en los dos años de monitoreo, mientras que otros como *Oudemansiella canarii* (Jungh.) Höhn., *Pluteus harrisii* Murrill o *Calvatia cyathiformis* (Bosc) Morgan generen apenas una decena de esporomas, hace que la dispersión de los datos sea muy grande, reflejando las estrategias reproductivas contrastantes entre estos hongos. Asimismo, en las tierras bajas la cantidad de materia leñosa en los suelos es más abundante que en los bosques templados. La gran cantidad de ramas y tocones proveen mayor cantidad de sustrato para los hongos saprobios (Guzmán-Dávalos y Guzmán, 1979; Ruan-Soto et al., 2009). Asimismo, en los espacios que la gente dispone para el cultivo o la ganadería, producto de la roza tumba y quema de selvas húmedas, permanecen grandes troncos y ramas que ofrecen también una gran cantidad de sustrato apropiado para el desarrollo de estos organismos. Esta cantidad de mate-

ria lignocelulósica en conjunto con las condiciones del trópico provocan una descomposición rápida y un ambiente óptimo para el desarrollo de especies saprobias lignícolas (Ruan-Soto et al., 2007).

Con relación a la densidad de esporomas, en los bosques de Los Altos de Chiapas se registraron 0.43 esporomas/m², cifra menor a los 1.07 esporomas/m² reportados en la selva y a los 1.95 esporomas/m² de los agroecosistemas de tierras bajas. Todos los estudios de este tipo se han realizado para bosques templados. Por ejemplo, Torres-Gómez (2013) reportó 0.018 esporomas/m² en parte del Eje Neovolcánico en Michoacán; Montoya (2005) documentó 0.016 esporomas/m² en las faldas del Volcán La Malinche, Tlaxcala; y Garibay-Orijel et al. (2009a) registraron 0.13 esporomas/m² para la Sierra de Ixtlán, Oaxaca. Aunque los métodos para estimar estos datos en los tres trabajos mencionados son diferentes en cuanto a su diseño de monitoreo, la cantidad de especies monitoreadas y la duración de estos (un año para el primero y dos años para los otros dos), así como las densidades reportadas, brindan un parámetro acerca de la producción de esporomas en los bosques del occidente, centro, sur y sureste del país. Asimismo, estas cifras sirven para dimensionar la importante densidad de esporomas por m² que tienen las selvas y los agroecosistemas de tierras bajas. No obstante que las tierras bajas han sido consideradas por muchos autores como regiones con pocos recursos fúngicos aprovechables (Fidalgo, 1965; Guzmán, 1987; Mapes et al., 2002; Góes-Neto y Bandeira, 2003), los datos aquí presentados muestran una abundancia de esporomas mucho mayor que en tierras altas, tanto en números absolutos como relativos. Cabe señalar que es importante considerar las condiciones ambientales particulares de los años en que se desarrollan los estudios, ya que está bien documentado que variaciones en los periodos de lluvia o en la temperatura media pueden influir en una mayor productividad de esporomas (p. ej. Garibay-Orijel et al., 2009a) o inclusive en la aparición de ciertas especies. De hecho, en el presente estudio se pudo observar una variación de casi 41% menos esporomas el segundo año de monitoreo, debido a un periodo largo de canícula.

Desde la etnomicología se ha descrito que las dinámicas de aprovechamiento de hongos comestibles no son iguales en tierras altas y en tierras bajas. Mientras que en

los bosques se recorren rutas largas por zonas de vegetación conservada y se reúnen poco a poco cantidades altas de esporomas, considerado como una recolecta activa; en las selvas, el aprovechamiento está basado en una recolecta oportunista, ya que, si en el trayecto diario hacia los sitios de trabajo se encuentran una buena cantidad de esporomas, estos se recolectan (Ruan-Soto et al., 2007, 2009; Manga, 2013; García-Santiago, 2011). Estas dinámicas culturales pueden encontrar explicación en los patrones ecológicos descritos. En las tierras altas se registró una cantidad mayor de etnotaxones, aunque en lo general, pocos esporomas y, en consecuencia, baja densidad de estos. Esto obliga a las personas a recorrer mayor distancia para poder juntar una cantidad suficiente de esporomas para alimentar a sus familias. Sin embargo, en tierras bajas, se puede observar una especialización en el aprovechamiento de pocos etnotaxones que tienen una abundancia de esporomas más alta. Este patrón es más acentuado en los sistemas agrícolas de tierras bajas, donde existe la mayor cantidad de esporomas de un número reducido de etnotaxones. Asimismo, la mayoría de las especies que se consumen en los trópicos son saprobias, por lo que la gente ubica grandes troncos degradados por las especies comestibles apreciadas. En este sentido, una recolecta activa en la selva, considerando las altas temperaturas y humedad presente de manera casi permanente, conllevaría un alto costo energético. Por el contrario, el costo energético es menor en la recolecta oportunista, considerando además que existe una mayor cantidad de esporomas de especies claramente reconocidas en sitios de por sí importantes, como las milpas y donde los campesinos pasan buena parte de las jornadas de trabajo (Mariaca et al., 2007).

Biomasa

En cuanto a la biomasa de los hongos comestibles monitoreados se observa que el patrón se invierte nuevamente, ya que en las tierras altas se produce una cantidad significativamente mayor de biomasa que en las tierras bajas. Por lo general, la estrategia de muchos hongos ectomicorrizógenos es producir esporomas grandes y carnosos que produzcan una mayor cantidad de esporas por un tiempo más prolongado, ya que las condiciones ambientales lo permiten (Van Dijk et al., 2003). La producción de biomasa en

peso fresco promedio por año para tierras altas de Chiapas (5.14 kg/ha) es menor que la reportada por Torres-García (2009) para el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, quien describió una producción anual de 27.34 kg/ha de hongos comestibles. También es ligeramente menor a lo mencionado por Torres-Gómez (2013) para el Parque Nacional José María Morelos en el municipio de Charo, Michoacán, quien contabilizó una producción de 5.250 kg/ha de hongos comestibles. Sin embargo, es mayor a lo reportado por Garibay-Orijel et al. (2009a) para la Sierra de Ixtlán, quien documentó 2.9 kg/ha, y a los 1.17 kg/ha señalado por Montoya (2005) para el Volcán La Malinche, Tlaxcala.

Frecuencia temporal

En lo que respecta a la frecuencia temporal, pese a que en todos los sitios se encontraron hongos comestibles en todas las fechas, en tierras bajas se registró la presencia de 40.0% del total de especies en las ocho fechas de monitoreo, en tanto que en tierras altas solo 8.3% de las especies aparecieron todas las fechas de monitoreo. En las selvas húmedas la temporada de lluvias es mucho más prolongada que en los bosques templados (Quintana-Ascencio et al., 1990). Esta condición permite sin duda una mayor permanencia de condiciones propicias para la fructificación de estos organismos y en consecuencia que más hongos estén disponibles para su aprovechamiento en este piso ecológico.

Conclusiones

Con base en la literatura disponible, se planteó la hipótesis de que debería existir una mayor disponibilidad de hongos comestibles silvestres en tierras altas; sin embargo, como puede verse a lo largo del presente estudio, esto no es del todo cierto. En ambos pisos ecológicos existe disponibilidad del recurso que permite su aprovechamiento; sin embargo, este se comporta diferente en términos ecológicos como se muestra en la figura 7. En tierras altas existe una mayor riqueza de especies y una mayor producción de biomasa. Por otro lado, en tierras bajas se presenta una mayor abundancia de esporomas, frecuencia espacial y temporal. Esta condición podría explicar las diferentes estrategias que utilizan para el aprovechamiento de hongos comestibles los pobladores las comunidades humanas ubicadas en ambas condiciones (tierras altas-tierras bajas). En tierras altas las

personas tienen a su disposición una alta cantidad de especias y aparentemente prefieren aquellas de mayor biomasa (Torres-García, 2009). Sin embargo, en tierras bajas, a lo largo de la historia se ha desarrollado una especialización para el aprovechamiento de un menor número de especies que son más abundantes y que están presentes a lo largo de los sitios por donde se mueve la gente, y sobre todo, por un tiempo más largo en el ciclo anual (Ruan Soto et al., 2007; 2009).

Asimismo, se planteó la hipótesis de que debiera existir una disponibilidad mayor de esporomas de hongos comestibles silvestres en zonas de vegetación conservada. Aunque esto es parcialmente cierto, es de resaltar los valores mostrados de disponibilidad de hongos comestibles en los agroecosistemas. Los datos aquí mostrados avalan la redimensión que debe hacerse de estos espacios de cultivo, no solo como un sistema que produce un número alto de plantas cultivadas y del cual se obtiene diferentes especies de plantas toleradas y fomentadas y animales silvestres, sino también como un reservorio de una buena cantidad de hongos comestibles para su aprovechamiento.

Cada vez son más los trabajos que muestran patrones acerca de la disponibilidad de hongos comestibles en los bosques templados de México: las especies más disponibles (Garibay-Orijel et al., 2009a), comparaciones de espacios con base en índices de similitud y diversidad (Montoya, 2005) e inclusive comparaciones entre diferentes unidades de paisaje con grados de manejo diferencial (Torres-Gómez, 2013). Los datos aportados en el presente trabajo contribuyen a conocer la naturaleza de la disponibilidad en otra región templada de México. Además, describen patrones que ocurren en tierras bajas tropicales, regiones de donde se sabe muy poco de la ecología de los macromicetos que ahí habitan. Por otro lado, los datos del presente estudio muestran que las tierras bajas son un espacio con una disponibilidad de hongos comestibles tan importante como en tierras altas. Asimismo, en estos patrones ecológicos encontramos posibles respuestas ante fenómenos etnomicológicos descritos con anterioridad en la literatura para grupos humanos habitantes de los trópicos mesoamericanos, como la especialización en el consumo de pocas especies, pero muy abundantes y presentes en tiempo y espacio. El diseño y realización de estudios de este tipo

en tierras bajas tropicales puede ayudar a entender mejor cómo es la dinámica de los hongos en estos ambientes y cómo esta puede moldear la interacción entre los humanos y los recursos fúngicos.

Contribución de autores

FRS participó en el diseño de la investigación, realizó el trabajo de campo y escribió las primeras versiones del manuscrito. JCi participó en el diseño de la investigación, en la revisión del manuscrito y colaboró en lo relacionado con las especies fúngicas. RGO revisó el diseño de la investigación, colaboró en el análisis de la información, la interpretación de los resultados y en la revisión del manuscrito. JCa revisó y mejoró el diseño de la investigación, colaboró en el análisis de la información y sus implicaciones teóricas. FRS, RGO y JCi contribuyeron a la revisión y aprobación del manuscrito final.

Financiamiento

El presente estudio fue apoyado económicamente por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología a través de la beca No. 23444 a FRS, así como por el proyecto CONANP/DRFSIPS/AD-ES-005/2010 de manera indirecta.

Agradecimientos

Se agradece a las comunidades que permitieron que se realizara este estudio; particularmente a Mario Solís, Manuel Portillo, Angelina Ruiz, Miguel Martínez Icó, Manuel Castellanos ChanKin, Kin Jesús, Rubén Jiménez Álvarez y Ana Rodríguez Méndez. Se agradece también a las personas que colaboraron en el trabajo de campo, así como a las direcciones del Parque Nacional Lagunas de Montebello y del Área de Protección de Flora y Fauna de Nahá-Metzabok por las facilidades. Se agradece a Dykaryon Language Consulting por la revisión del abstract.

Literatura citada

- Alvarado, G. y G. Benítez. 2009. El enfoque de agroecosistemas como una forma de intervención científica en la recolección de hongos silvestres comestibles. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10(3): 531-539.
- Alvarado-Rodríguez, R. 2006. *Etnomicología zoque en la localidad de Rayón, Chiapas, México*. Tesis de licenciatura. Escuela de

- Biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México. 77 pp.
- Alvarado-Rodríguez, R. 2010. Conocimiento micológico local y micetismo: una aproximación a la etnomicología tseltal de Kotolte', Tenejapa, Chiapas, México. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México. 164 pp.
- Bello-Cervantes, E., A. Correa-Metrio, A. Montoya, I. Trejo y J. Cifuentes. 2019. Variation of Ethnomycological Knowledge in a Community from Central Mexico. *Journal of Fungal Diversity* 1(1): 6-26.
- Berlin, B. 1992. *Ethnobiological classification: principles of categorization of plants and animals in traditional societies*. Princeton University Press. New Jersey, USA. 354 pp.
- Boa, E. 2005. Los hongos silvestres comestibles: perspectiva global de su uso e importancia para la población. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma, Italia. 161 pp.
- Boyle, B. L. 1996. Changes on altitudinal and latitudinal gradients in Neotropical Montane forests. Washington University. St. Louis, USA. 550 pp.
- Burrola-Aguilar, C., R. Garibay-Orijel y A. Argüelles-Moyao. 2013. *Abies religiosa* forests harbor the highest species density and sporocarp productivity of wild edible mushrooms among five different vegetation types in a neotropical temperate forest region. *Agroforestry Systems* 87(5): 1101-1115. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-013-9623-z>
- Castillo-Campos, G. y H. Narave. 1992. Contribución al conocimiento de la vegetación de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona, Chiapas, México. In: Vázquez-Sánchez, M. A. y M. A. Ramos (eds.). *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación*. Publicación Especial Ecosfera 1. Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales A. C. San Cristóbal de Las Casas, México. Pp. 51-85.
- Chacón, S. 1988. Conocimiento etnoecológico de los hongos en Plan de Palmar, Municipio de Papantla, Veracruz, México. *Micología Neotropical Aplicada* 1: 45-54.
- COESPO. 2002. Diagnósticos sociodemográficos y económicos municipales. Consejo Estatal de Población. Tuxtla Gutiérrez, México. 243 pp.
- Contreras, U. y R. Mariaca. 2016. Manejo de los recursos naturales entre los mayas lacandones. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México. 148 pp.
- Curvetto, N. 2007. *El sabor de los hongos*. Editorial Dunken. Buenos Aires, Argentina. 110 pp.
- Del Moral, P., A. Contreras, R. Medel y F. Ruan. 2017. *Hongos comestibles del cafetal*. Instituto de Ecología A.C.-Centro Nacional de Investigación, Innovación y Desarrollo Tecnológico del Café. Xalapa, México. 40 pp.
- Domínguez-Gutiérrez, M. 2011. *La diversidad fúngica a través de los ojos lacandones de Nahá, Chiapas*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México. 127 pp.
- Ebel, R., J. Pozas, F. Soria y J. Cruz. 2017. Manejo orgánico de la milpa: rendimiento de maíz, frijol y calabaza en monocultivo y policultivo. *Terra Latinoamericana* 35(2): 149-160. DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v35i2.166>
- Enríquez, P., R. Mariaca y O. Retana. 2006. Uso medicinal de la fauna silvestre en Los Altos de Chiapas, México. *Interciencia* 31(7): 491-499.
- Estrada-Martínez, E., G. Guzmán, D. Cibrián-Tovar y R. Ortega-Paczka. 2009. Contribución al conocimiento etnomicológico de los hongos comestibles silvestres de mercados regionales y comunidades de la Sierra Nevada (México). *Interciencia* 34(1): 25-33.
- Fidalgo, O. 1965. Conhecimento micologico dos indios brasileiros. *Rickia* 2: 1-10.
- García, E. 2004. *Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 90 pp.
- García-Gil, J. G. y J. Lugo. 1992. Las formas del relieve y los tipos de vegetación en la Selva Lacandona. In: Vázquez-Sánchez, M. A. y M. A. Ramos (eds.). *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación*. Publicación Especial Ecosfera 1. Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales, A.C. San Cristóbal de Las Casas, México. Pp. 51-85.
- García-Santiago, W. 2011. *Conocimiento micológico tradicional en el ejido Ribera El Gavilán, Ocozocauhtla de Espinoza, Chiapas*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México. 84 pp.
- Garibay-Orijel, R. y F. Ruan-Soto. 2014. Listado de los hongos silvestres consumidos como alimento tradicional en México. In: Moreno-Fuentes, A. y R. Garibay-Orijel (eds.). *La Etno-*

- micología en México. Estado del Arte. Red de Etnoecología y Patrimonio Biocultural del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología-Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo-Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México-Sociedad Mexicana de Micología-Asociación Etnobiológica Mexicana A.C.-Grupo Interdisciplinario para el Desarrollo de la Etnomicología en México-Sociedad Latinoamericana de Etnobiología, México, D.F., México. Pp. 91-112.
- Garibay-Orijel, R., M. Martínez-Ramos y J. Cifuentes. 2009a. Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino-encino de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80(2): 521-534. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2009.002.615>
- Garibay-Orijel, R., J. Caballero, A. Estrada-Torres y J. Cifuentes. 2007. Understanding cultural significance, the edible mushrooms case. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 3: 4. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-3-4>
- Garibay-Orijel, R., J. Cordova, J. Cifuentes, R. Valenzuela, A. Estrada-Torres y A. Kong. 2009b. Integrating wild mushrooms use into a model of sustainable management for indigenous community forests. *Forest Ecology and Management* 258(2): 122-131. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.051>
- Góes-Neto, A. y F. P. Bandeira. 2003. A review of the ethnomycology of indigenous people in Brazil and its relevance to ethnomycological investigation in Latin America. *Revista Mexicana de Micología* 17: 11-16.
- Grajales-Vásquez, A., R. Velasco-Alvarado, D. Sánchez-Molina, I. Reyes-Mérida, J. Serrano-Ramírez y F. Ruan-Soto. 2008. Estudio etnomicológico en San Antonio Lindavista, Municipio de La Independencia, Chiapas. *Lacandonia* 2(1): 5-15.
- Guzmán, G. 1983. Los hongos de la península de Yucatán II. Nuevas exploraciones y adiciones micológicas. *Biótica* 8: 71-100.
- Guzmán, G. 1987. Distribución y etnomicología de *Pseudofistulina radicata* en Mesoamérica, con nuevas localidades en México y su primer registro en Guatemala. *Revista Mexicana de Micología* 3: 29-38.
- Guzmán-Dávalos, L. y G. Guzmán. 1979. Estudio ecológico comparativo entre los hongos (macromicetos) de los bosques tropicales y los de coníferas del sureste de México. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología* 13: 89-125.
- Hernández, R. y M. Loera. 2008. El hongo sagrado del Popocatepetl. Instituto Nacional de Antropología e Historia. México, D.F., México. 171 pp.
- INAFED. 2010. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. <http://www.inafed.gob.mx> (consultado febrero 2018).
- INE. 2000. Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F., México. 256 pp.
- Lampman, A. 2007a. General principles classification among the tzeltal maya of Chiapas, México. *Journal of Ethnobiology* 27(1): 11-27.
- Lampman, A. 2007b. Ethnomycology: Medicinal and edible mushrooms of tzeltal Maya of Chiapas Mexico. *International Journal of Medicinal Mushrooms* 9: 1-5.
- Levy-Tacher, S. 2000. Sucesión causada por la roza-tumba-quema en las selvas de Lacanhá, Chiapas. Tesis de doctorado. Colegio de Postgraduados. Montecillos, México. 165 pp.
- Manga, J. 2013. Importancia cultural de los hongos comestibles y procesos de migración en el ejido Flor de Marqués, Chiapas. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México. 102 pp.
- Mapes, C., F. Bandeira, J. Caballero y A. Góes-Neto. 2002. Mycophobic or Mycophilic? A comparative Ethnomycological study between Amazonia and Mesoamerica. In: Stepp, R., F. Wyndham y R. Zarger (eds.). *Ethnobiology and Biocultural Diversity. Proceedings of the Seventh International Congress of Ethnobiology*. University of Georgia Press. Athens, USA. Pp. 180-188.
- Mariaca, R. 2002. Marqués de Comillas, Chiapas: procesos de inmigración y adaptabilidad en el trópico cálido húmedo de México. Tesis de doctorado. Universidad Iberoamericana. México, D.F., México. 943 pp.
- Mariaca, R., E. Cano y G. Morales. 2014. La milpa en la región serrana Chiapas-Tabasco de Huitiupán-Tacotalpa. In: González-Espinosa, M. y M. C. Brunel Manse (coords.). *Montañas, pueblos y agua. Dimensiones y realidades de la Cuenca Grijalva*. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- Mariaca, R., F. Ruan-Soto y E. Cano. 2008. Conocimiento tradicional de *Ustilago maydis* en cuatro grupos mayenses del sureste de México. *Etnobiología* 6: 9-23.
- Mariaca, R., J. Pérez., N. León y A. López-Meza. 2007. La milpa tsotsil de Los Altos de Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur - Universidad Intercultural de Chiapas. México, D.F., México. 272 pp.
- Minitab. 2013. Minitab versión 16. Minitab Inc. State College. State College, Pennsylvania, USA.

- Miranda, F. 1952. La vegetación de Chiapas. Ediciones del Gobierno del Estado. Tuxtla Gutiérrez, México. 324 pp.
- Montoya, A. 2005. Aprovechamiento de los hongos silvestres comestibles en el Volcán La Malinche, Tlaxcala. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 137 pp.
- Montoya, A., O. Hernández-Totomoch, A. Estrada-Torres y A. Kong. 2003. Traditional knowledge about mushrooms in nahua community in the state of Tlaxcala, Mexico. *Mycologia* 95(5): 793-806.
- Montoya, A., A. Kong, A. Estrada-Torres, J. Cifuentes y J. Caballero. 2004. Useful wild fungi of La Malinche National Park. *Fungal Diversity* 17: 115-143.
- Mueller, G., J. Schmit, P. Leacock, B. Buyck, J. Cifuentes, D. Desjardin, R. Halling, K. Hjortstam, T. Iturriaga, K.-H. Larsson, D. J. Lodge, T. W. May, D. Minter, M. Rajchenberg, S. A. Redhead, L. Ryvarden, J. M. Trappe, R. Watling y Q. Wu. 2007. Global diversity and distribution of macrofungi. *Biodiversity and Conservation* 16(1): 37-48. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9108-8>
- Nations J. y R. Nigh. 1980. The Evolutionary Potential of Lacandon Maya Sustained-Yield Tropical Forest Agriculture. *Journal of Anthropological Research* 36(1): 1-30. DOI: <https://doi.org/10.1086/jar.36.1.3629550>
- Ochoa-Gaona, S. y M. González-Espinosa. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography* 20(1): 17-42. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(99\)00017-X](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(99)00017-X)
- Prance, G. T. 1984. The use of edible fungi by Amazonian Indians. In: Prance, G. T. y M. Kallunki (eds.). *Ethnobotany in the neotropics*. New York Botanical Garden Publication. New York, USA. Pp. 127-139.
- Quintana-Ascencio, P., N. Ramírez-Marcial y M. González-Espinosa. 1990. El medio natural de la región de Bonampak, Selva Lacandona, Chiapas. Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste. San Cristóbal de Las Casas, México. 124 pp.
- Quiñonez-Martínez, M. 2007. Diversidad y abundancia de hongos ectomicorrízicos en comunidades forestales del municipio de Bocoyna, Chihuahua. Tesis doctoral. Facultad de Zootecnia, Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, México. 87 pp.
- Quiñonez-Martínez, M., F. Garza y M. Vargas. 2005. Aspectos ecológicos y diversidad de hongos ectomicorrízicos en bosque de pino encino de cinco localidades del municipio de Bocoyna, Chihuahua. *Ciencia en la Frontera* 3: 29-38.
- Ramírez-Terrazo, A. 2009. Estudio etnomicológico comparativo entre dos comunidades aledañas al Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 225 pp.
- Ramos-Borrego, A. L. 2010. Uso y conocimiento de hongos macroscópicos de Ocuilapa de Juárez, Municipio Ocozucuatla de Espinosa, Chiapas, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México. 64 pp.
- Rappaport, R. 1971. Naturaleza, cultura y antropología ecológica. In: Shapiro, H. C. (ed.). *Hombre, cultura y sociedad*. Fondo de Cultura Económica. México, D.F., México. Pp. 261-292.
- Robles-Porras, L., G. Huerta, R. Andrade Gallegos y H. Ángeles. 2007. Conocimiento tradicional sobre los macromicetos en dos comunidades tseltales de Oxchuc, Chiapas, México. *Et-nobiología* 5: 21-35.
- Rohlf, F. J. 2005. NTSYS-pc: numerical taxonomy and multivariate analysis system, version 2.2. Exeter Software. New York, USA.
- Ruan-Soto, F. 2014. Micofilia o Micofobia: Estudio comparativo de la importancia cultural de los hongos comestibles entre grupos mayas de tierras altas y de tierras bajas de Chiapas, México. Tesis de doctorado. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. Mx., México. 146 pp.
- Ruan-Soto, F. 2018. Recolección de hongos comestibles silvestres y estrategias para el reconocimiento de especies tóxicas entre los tsotsiles de Chamula, Chiapas, México. *Scientia Fungorum* 48: 1-13. DOI: <https://doi.org/10.33885/sf.2018.48.1179>
- Ruan-Soto, F. y W. García-Santiago. 2013. Uso de los Hongos macroscópicos: estado actual y perspectivas. In: CONABIO (eds.). *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad -Gobierno del Estado de Chiapas. Cd. Mx., México. Pp. 243-258.
- Ruan-Soto, F., R. Garibay-Orijel y J. Cifuentes. 2004. Conocimiento micológico tradicional en la Planicie Costera del Golfo de México. *Revista Mexicana de Micología* 19: 57-70.
- Ruan-Soto, F., J. Cifuentes, R. Mariaca, F. Limón, L. Pérez-Ramírez y S. Sierra. 2009. Uso y manejo de hongos silvestres en dos comunidades de la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Micología* 29: 61-72.

- Ruan-Soto, F., J. Caballero, C. Martorell, J. Cifuentes, A. R. González-Esquina y R. Garibay-Orijel. 2013. Evaluation of the degree of mycophilia-mycophobia among highland and lowland inhabitants from Chiapas, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 9: 36. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-9-36>
- Ruan-Soto, F., R. Mariaca, J. Cifuentes, F. Limón, L. Pérez-Ramírez y S. Sierra-Galván. 2007. Nomenclatura, clasificación y percepciones locales acerca de los hongos en dos comunidades de la selva lacandona, Chiapas, México. *Etnobiología* 5: 1-20.
- Ruiz-Almenara, C., E. Gándara y M. Gómez-Hernández. 2019. Comparison of diversity and composition of macrofungal species between intensive mushroom harvesting and non-harvesting areas in Oaxaca, Mexico. *PeerJ* 7: e8325. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.8325>
- Schmitt, J. P. y J. Lodge. 2005. Classical methods and modern analysis for studying fungal diversity. In: Dighton, J., J. F. White y P. Oudemans (eds.). *The fungal community. Its organization and role in ecosystem*. Mycolgy series, Vol. 23. Taylor and Francis. Boca Raton, USA. Pp. 193-214.
- Schmit, J. P., J. F. Murphy y G. M. Mueller. 1999. Macrofungal diversity of a temperate oak forest: a test of species richness estimators. *Canadian Journal of Botany* 77(7): 1014-1027. DOI: <https://doi.org/10.1139/b99-055>
- Shepard, G. H., D. Arora y A. Lampman. 2008. The grace of the flood: Classification and use of wild mushrooms among the highland maya of Chiapas. *Economic Botany* 62(3): 437-470. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12231-008-9044-5>
- Torres-García, E. A. 2009. Estudio ecológico y frecuencia de mencción de los hongos silvestres en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 195 pp.
- Torres-Gómez, M. 2013. Disponibilidad de macromicetos silvestres comestibles en dos unidades del paisaje en un Parque Nacional en el eje Neovolcánico. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, México. 92 pp.
- Valadez, R., A. Moreno-Fuentes y G. Gómez. 2011. Cujtlacocho, El Huitlacocho. Universidad Nacional Autónoma de México e Instituto de Investigaciones Antropológicas. México, D.F., México. 135 pp.
- Van Dijk, H., N. Awana Onguene y T. W. Kuyper. 2003. Knowledge and utilization of edible mushrooms by local populations of the rain forest of south Cameroon. *Ambio* 32(1): 19-23. DOI: <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.1.19>