



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

Centro Interdisciplinario de Investigación para el
Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca

**DIVERSIDAD FUNCIONAL Y RECAMBIO DE ESPECIES MACROFÚNGICAS
EN UN ECOSISTEMA URBANO DEL CENTRO DE OAXACA, MÉXICO**

TESIS QUE PRESENTA:

Miriam Emily Avendaño Villegas

Para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Marko Aurelio Gómez Hernández



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca siendo las 13:00 horas del día 5 del mes de septiembre del 2018 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR OAXACA para examinar la tesis titulada:
Diversidad funcional y recambio de especies macrofúngicas en un ecosistema urbano del centro de Oaxaca, México

Presentada por el alumno:

Avendaño
Apellido paterno
Nombre(s) Miriam Emily

Villegas
Apellido materno

Con registro:

B	1	5	0	5	0	8
---	---	---	---	---	---	---

Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales

Después de intercambiar opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

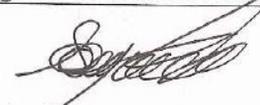
LA COMISIÓN REVISORA

Director(a) de tesis

Dr. Marko Aurelio Gómez Hernández

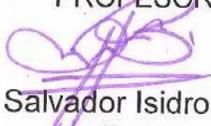

Dra. Virginia Ramírez Cruz


Dr. Aniceto Rodolfo Solano Gómez


M. en C. Gladys Isabel Manzanero Medina


M. en C. Graciela Eugenia González Pérez

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez



CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R.
UNIDAD OAXACA
I.P.N.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESION DE DERECHOS

En la Ciudad de Oaxaca el día 26 del mes de septiembre el año 2018, el (la) que suscribe **Avendaño Villegas Miriam Emily** alumno(a) del Programa de Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales con número de registro B160203, adscrito a Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección de los Dr. Marko Aurelio Gómez Hernández y cede los derechos del trabajo intitulado **Diversidad funcional y recambio de especies macrofúngicas en un ecosistema urbano del centro de Oaxaca, México**, al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección e_mily_3@hotmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Miriam Emily Avendaño Villegas
Nombre y firma



CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.D.I.R.
UNIDAD OAXACA
I.P.N.

Diversidad funcional y recambio de especies macrofúngicas en un ecosistema urbano del centro de Oaxaca, México

Resumen Los macromicetos son importantes en la función del ecosistema, sin embargo, se ven amenazados por la alteración y reducción de hábitats a consecuencia de la urbanización y las perturbaciones antropogénicas. El presente estudio tuvo como objetivo determinar el efecto de variables asociadas a la urbanización sobre la diversidad funcional, riqueza y distribución de macromicetos en un ecosistema urbano de Oaxaca, México. Se realizaron dos recolectas mensuales de macromicetos de junio a agosto de 2016 en cuatro sitios de bosque de encino asociados a la mancha urbana, dentro de un área de 0.1 ha por sitio y registrando variables microclimáticas, ambientales y urbanas. Se obtuvo un total de 223 individuos pertenecientes a 136 especies de macromicetos, de las cuales 77 pertenecen al sitio más conservado y 21 al más perturbado. El índice de similitud Jaccard indicó un alto recambio en la composición de especies (87- 97%), siendo más similares los sitios con mayor perturbación. Los índices de Diversidad Funcional muestran una disminución en el aporte de los macromicetos en todos los sitios, decreciendo significativamente a través de un gradiente de perturbación, siendo mayor en el sitio más conservado y menor en el más perturbado. Contario a esto, los valores de la Divergencia funcional mostraron un incremento significativo con el grado de perturbación en los sitios, existiendo un alto grado de diferenciación de nicho y siendo el único índice relacionado significativamente con variables urbanas. Los resultados obtenidos muestran que sí existe un efecto negativo en las especies de macrohongos causado por la urbanización y las perturbaciones antropogénicas, provocando así la disminución de especies fúngicas y la alteración de su nicho ecológico.

Palabras clave Macromicetos· Ecología urbana· Recambio de especies· Diversidad funcional· Perturbación

1.-Introducción

La urbanización es una de las principales actividades antropogénicas que promueve la homogeneización biótica a través de la alteración de diferentes hábitats alrededor del mundo, por lo cual es considerada una amenaza para la biodiversidad (Czech y Krausman 1997; McKinney 2006). El aumento de la población y la expansión de áreas urbanas, han influido significativamente en el funcionamiento de los ecosistemas de forma directa o indirecta a partir del cambio de uso de suelo, uso de recursos naturales, generación de residuos y emisiones a la atmósfera, ocasionando diferentes grados de cambio en la cobertura de la tierra, fragmentación, alteraciones en los ciclos biogeoquímicos, desestabilización del clima y reducción de especies nativas a diferentes escalas (Alberti et al. 2003; Alberti 2005; Grimm et al. 2008).

A nivel mundial, se estima que 54% de la población humana total vive en áreas urbanas y se espera que en 2050 esta cifra aumente a 66% debido a que la población prefiere zonas urbanas que zonas rurales para establecerse (United Nations 2014). México se ha vuelto un país predominantemente urbano, el cual pasó de tener 72% de habitantes en localidades rurales a tan solo 23.2% en poco más de un siglo (SEMARNAT 2013). El constante aumento de la población genera cada vez un mayor consumo de los recursos naturales provocando como consecuencia una alta presión ambiental. Se calcula que la huella ecológica en México aumentó de 2.5 a 3.3 hectáreas en solo siete años, siendo el país de América Latina con mayor déficit de biocapacidad (SEMARNAT 2012).

A partir de la necesidad de comprender la dinámica ecológica y social dentro de los centros urbanos, surge la ecología urbana, la cual es una ciencia que no solo abarca el metabolismo de las ciudades como consumidoras y generadoras de residuos después de su uso, sino también de ecoservicios (Duque y Sánchez 2012). Así, uno de los retos que impone es buscar la conservación de la vida silvestre y el mantenimiento de los procesos ecológicos dentro de los ecosistemas naturales y mantener una calidad de vida adecuada para los habitantes que se encuentran dentro de estas áreas urbanas (Ortega-Álvarez et al. 2013).

Estudiar patrones de diversidad y distribución de especies dentro de áreas urbanas permite conocer el efecto que la urbanización tiene sobre grupos de organismos susceptibles a cambios ambientales y de relevancia para el funcionamiento de los ecosistemas como son los macromicetos, los cuales son de gran importancia en los procesos ecosistémicos por su función como degradadores, parásitos y mutualistas (Deacon 2006).

Las medidas de diversidad basadas en el número de especies consideran a cada organismo como una unidad equivalente, sin embargo, se ha observado que las especies poseen rasgos particulares que las

diferencian, por lo que cada especie contribuye de manera diferente al funcionamiento del ecosistema (Cousins 1991). Uno de los componentes de importancia ecológica es la diversidad funcional, debido a que influye en la dinámica, estabilidad, productividad y balance de nutrientes, considerando el rango, valor de las especies y los rasgos de los organismos que influyen en el funcionamiento de los ecosistemas (Díaz et al. 2007; Tilman 2001). La diversidad funcional expresada a través de distintas métricas, ha sido usada en la caracterización de patrones de diversidad en comunidades ante disturbios ambientales (Flynn et al. 2009; Laliberté et al. 2010). Asimismo, permite comparar hábitats con diferente composición de especies, generalizar los cambios dinámicos de los ecosistemas causados por alteraciones, disturbios naturales o cambio climático, evaluar ensambles con un alto número de taxa y, en el caso de grupos con problemas de arreglo taxonómico, una clasificación más adecuada que el enfoque taxonómico (Török 2016).

Para evaluar la diversidad funcional es necesario definir los rasgos funcionales o rasgos biológicos que mejor describen la función de los organismos, así como clasificar a las especies en grupos funcionales y evaluar las facetas independientes que lo componen, es decir, la riqueza funcional, equidad funcional, divergencia funcional y especialización funcional, ya que éstas pueden revelar el impacto de las perturbaciones en las comunidades bióticas (Villéger et al. 2008, 2010; Córdova-Tapia y Zambrano 2015).

El estado de Oaxaca es la entidad que posee mayor riqueza biológica y cultural en México (Ordoñez y Rodríguez 2008). Su población total es de 3 868 109 habitantes (CONAPO 2014), de los cuales 51.6% viven en localidades menores a 2 500 individuos, lo que ha permitido que se mantenga como un estado fuertemente campesino (Toledo et al. 2002; INEGI 2015a). Sin embargo, el crecimiento poblacional y la expansión de áreas urbanas será inevitable, en los últimos años la población aumentó en localidades mayores a 2 500 y 15 000 habitantes y disminuyó en lugares con menor tamaño (INEGI 2015b). Se estima que para el año 2030 la población tenga un aumento del 10.9% (CONAPO 2014).

Es por ello que el presente trabajo tuvo como principal objetivo determinar el efecto de la urbanización sobre la diversidad funcional, riqueza y distribución de macromicetos en ensambles de especies dentro de un ecosistema urbano en el centro de Oaxaca, México. específicamente este estudio se enfocó en 1) evaluar patrones de riqueza de especies macrofúngicas a través de un gradiente de perturbación dentro de un ecosistema urbano en el centro del estado de Oaxaca, 2) analizar el recambio de especies de macromicetos entre fragmentos de bosque dentro y alrededor de la ciudad de Oaxaca, 3) evaluar la variación de la diversidad funcional a través de ensambles de especies macrofúngicas dentro de la ciudad de Oaxaca y bosques aledaños e 4) identificar los

factores antrópicos y ambientales relacionados a la variación de la diversidad funcional y distribución de macromicetos.

2. Métodos

2.1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en los municipios de San Pablo Etlá, Santo Domingo Tomaltepec, San Pedro Ixtlahuaca y Oaxaca de Juárez, pertenecientes a la región de los Valles Centrales de Oaxaca ubicada en la zona centro del Estado (Fig. 1). Valles Centrales abarca 121 municipios pertenecientes a distritos de Etlá, Zaachila, Zimatlán, Centro, Tlacolula, Ejutla y Ocotlan (INAFED 2010) y su extensión territorial es de 11 987.58 km² representando así el 17% de la superficie estatal. Esta región se localiza entre las coordenadas 18° 40'-15° 39' N y 93° 52'-98° 33' O, posee una topografía irregular con altitudes de 1 010 a 2 600 msnm, pendientes de 0.38% a 65.0% (Gamblin 2011), y una temperatura media anual de 22 °C, con precipitación media anual de 1 550 mm (INEGI 2017).

2.2. Sitios de estudio

Alrededor de la mancha urbana de Oaxaca se seleccionaron tres bosques de encino con aparente diferencia en perturbación: Área Protegida Parque Nacional Benito Juárez (Sitio 1), Paraje las Antenas (Sitio 2) y Santo Domingo Tomaltepec (Sitio 3). Y se seleccionó un área de bosque de encino dentro de la ciudad de Oaxaca: Reserva Ecológica Parque Estatal Cerro del Fortín (Sitio 4) (Tabla 1). En cada sitio de estudio se establecieron dos sub-sitios de 100 m x 20 m al menos a 30 m de distancia del borde del bosque y cinco parcelas al azar de 10 x 10 m en cada sub-sitio, esto con el objetivo de abarcar 0.1 ha por sitio.

Para determinar un posible gradiente de perturbación entre los sitios de estudio se utilizó el software ArcGis 10.1®, con el cual se establecieron buffers de 3 km de diámetro alrededor de cada sub-sitio. El tamaño de cada buffer se definió de acuerdo a la distancia entre los sitios, evitando así un posible solapamiento. Las variables con las cuales se estableció el gradiente de perturbación se eligieron a partir de diferentes capas extraídas del Diccionario de Datos Topográficos escala 1:50 000 versión 2 (INEGI 2013), las cuales fueron área urbana, densidad poblacional y número de habitantes.

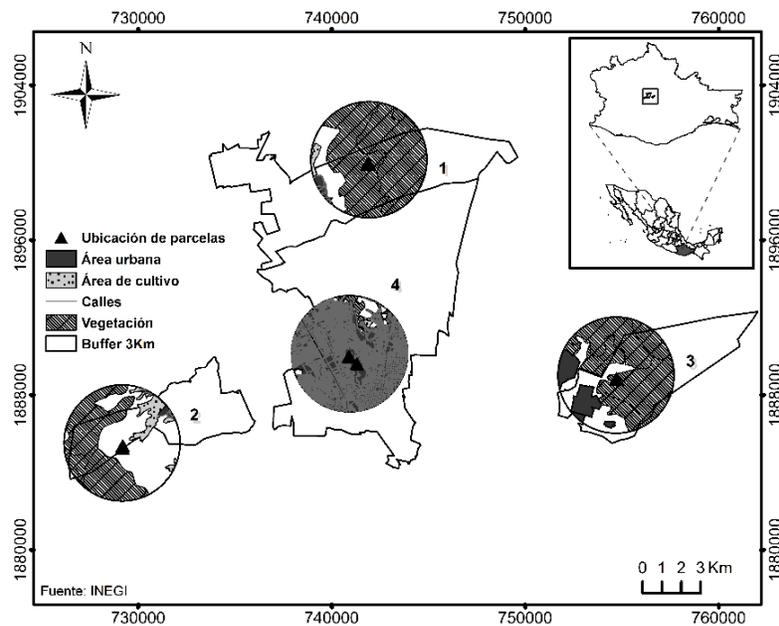


Fig 1 Mapa de ubicación y atributos urbanos del área de estudio en la región de los Valles centrales, Oaxaca. 1) San Pablo Etlá, 2) San Pedro Ixtlahuaca, 3) Santo Domingo Tomaltepec, 4) Oaxaca de Juárez.

2.3. Diversidad y recambio de especies macrofúngicas

La riqueza de especies macrofúngicas para cada sitio y el área de estudio se calculó con el número de especies registradas, y la diversidad de especies se obtuvo utilizando el índice de diversidad verdadera de primer orden (qD) por medio de los números efectivos de especies (Jost 2006) utilizando el paquete entropart en el programa R v. 3.2.3 (R Core Team 2015). Lo completo de los inventarios fungísticos para cada sitio de estudio se determinó con el estimador de riqueza Jackknife de segundo orden. El recambio en la composición de especies entre sitios se calculó con el índice de similitud Jaccard. Los cálculos tanto de Jackknife como de Jaccard se realizaron en el programa EstimateS v. 9.1.0 (Colwell 2013).

Tabla 1 Clasificación de los sitios de estudio de acuerdo al grado de perturbación observada. Se presentan datos geográficos de ubicación, latitud, longitud y elevación. Tipo de vegetación: bosque de encino (BQ).

Ubicación	Sitio 1 Parque Nacional Benito Juárez	Sitio 2 Paraje las antenas	Sitio 3 Área ecológica	Sitio 4 Parque Estatal Cerro del Fortín
Municipio	San Pablo Etlá	San Pedro Ixtlahuaca	Santo Domingo Tomaltepec	Oaxaca de Juárez
Distrito	Etlá	Centro	Centro	Centro
Latitud N	17°10'23.09"	17°02'35.04"	17°04'45.44"	17°04'59.09"
Longitud O	96°43'33.04"	96°50'49.04"	96°35'08.11"	96°44'10.09"
Altitud (msnm)	2254	1711	1678	1769
Vegetación	BQ	BQ	BQ	BQ

2.4. Recolecta y procesamiento de macromicetos

Se realizaron dos recolectas mensuales en cada parcela de cada sitio de estudio durante el periodo de junio a agosto del 2016, correspondientes a la temporada de lluvias en la región.

Para la recolecta de los macrohongos se extrajo el cuerpo fructífero y se registró el tipo de sustrato y vegetación. Se registró como un individuo el grupo de fructificaciones de la misma especie dentro de un radio menor a 50 cm, o creciendo en el mismo tronco o rama. Los ejemplares colectados se determinaron con base en sus caracteres micro y macromorfológicos y se deshidrataron con el objetivo de ser herborizados.

Como rasgos funcionales se registró el tamaño del cuerpo fructífero, diámetro del píleo, tipo de himenio, consistencia del carpóforo, tipo de sustrato, tamaño y forma de las esporas.

2.5. Variables microclimáticas, ambientales y urbanas

Cada fecha de colecta, dentro de cada parcela en cada sitio se registró la temperatura y humedad ambiental, y la temperatura y humedad del suelo. Se tomó una muestra de suelo para pesarla y calcular el porcentaje de humedad a partir de la diferencia entre peso fresco y seco.

Al final de los muestreos en cada parcela se registró el porcentaje de cobertura de suelo desnudo y pedregosidad. Se identificaron y contaron los individuos de plantas leñosas > a 5 cm de DAP (Diámetro a la Altura del Pecho, 1.3 m). Se caracterizó la estructura de la vegetación como altura promedio, área basal y densidad de especies leñosas.

Las variables relacionadas a la urbanización se identificaron a través del software ArcGis 10.1®, y a partir de un buffer de 3 km de diámetro se midieron y registraron la longitud de calle, área de cultivo, área urbana, número de habitantes, densidad poblacional, vegetación inducida, tipo de carretera (pavimentada o terracería) y tipo de camino (vereda o brecha).

2.6. Diversidad funcional de macromicetos

Para calcular la diversidad funcional se seleccionaron seis rasgos: consistencia del carpóforo, tipo de himenio, diámetro del píleo, tamaño y forma de la espora, y tipo de sustrato. La consistencia se categorizó como delicado,

gelatinoso, carnosos, cartilaginosos, coriáceos, carbonosos y leñosos. Los tipos de himenio se clasificaron como tubos, agujijones, láminas, pliegues, cleistotesio, peritecio, apotecio, ascostroma, liso, histerotecio, gleba y puntas.

Los índices utilizados para evaluar la diversidad funcional fueron la riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) y la entropía cuadrática de Rao (RaoQ) (Botta-Dukat 2005). Los índices se calcularon con el paquete FD (Laliberté y Legendre 2010) en el programa R v. 3.2.3 (R Core Team 2015).

2.7. Análisis estadísticos

Para definir diferencias entre la riqueza de especies y los valores de diversidad verdadera se realizó una prueba de Kolmogorov-Smirnov de dos vías. La hipótesis nula para esta prueba es que ambas muestras de datos se derivan de distribuciones idénticas. Se llevó a cabo un análisis de regresión lineal para determinar la relación entre estas dos medidas de diversidad.

Para evaluar de qué forma las variables explicatorias (microclimáticas y ambientales) afectan la riqueza de especies macrofúngicas en el área de estudio, se llevaron a cabo análisis de Árboles de Regresión. El número de variables explicativas se redujo al mínimo e identificaron las de mayor efecto sobre el número de especies macrofúngicas. La relación entre la riqueza de especies de macromicetes y estas variables se determinó utilizando el coeficiente de correlación de Spearman.

Se realizaron Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para facilitar la interpretación de cómo se distribuyen las especies macrofúngicas con respecto a dos conjunto de variables explicatorias (microclimáticas/ambientales y urbanas). Se identificaron las variables con mayor importancia, y su significancia estadística se determinó por medio de una prueba de permutaciones Monte Carlo (Ter Braak y Smilauer 1998).

Los patrones de diversidad funcional (FRic, FDiv, FEve y Rao) a través del gradiente de perturbación en el área de estudio y la relación entre la diversidad funcional y las variables urbanas obtenidas del CCA se evaluaron por medio de análisis de regresión lineal y polinomial, seleccionando el mejor modelo con ayuda del Criterio de Información Akaike (AIC). Los análisis estadísticos se realizaron en el programa R Studio v. 3.2.3 (R Core Team 2015).

3. Resultados

Se registraron un total de 223 individuos, pertenecientes a 136 especies, 52 géneros, 35 familias y 16 ordenes (Tabla 2). Parque Nacional Benito Juárez (Sitio 1) registró el mayor número de especies y diversidad verdadera (Sobs = 77, qD = 62.78), seguido del Paraje Las Antenas (Sitio 2) (Sobs = 34, qD = 29.11), la Reserva Ecológica (Sitio 3) (Sobs = 22, qD = 19.7) y el Cerro del Fortín (Sitio 4) (Sobs = 21, qD = 18.57). La riqueza de especies y la diversidad verdadera de macromicetos no difirieron significativamente a través de los sitios con diferente grado de perturbación (Kolmogorov-Smirnov, $D = 0.5$, $P = 0.69$). Estas dos métricas de diversidad mostraron una relación positiva y altamente significativa (Regresión lineal, $F = 34190$, $r^2 = 0.99$, $P < 0.0001$). El índice de similitud Jaccard indicó un alto recambio en la composición de especies entre los sitios, que va del 87 al 97%. La mayor similitud de especies se obtuvo entre los sitios 3 y 4 (13%), y los que presentaron menor similitud fueron los sitios 1 y 3 (3%) (Tabla3).

Tabla 2 Número de especies registradas por sitio de acuerdo a su clasificación taxonómica.

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
Phyllum	2	2	2	2
Clase	5	3	3	3
Orden	12	5	8	5
Familia	26	12	12	8
Género	36	21	12	11
Especie	77	34	22	21

Tabla 3 Porcentaje de similitud de los sitios de estudio obtenido a partir del índice de similitud de Jaccard.

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
Sitio 1	0	0.67	0.031	0.043
Sitio 2		0	0.037	0.078
Sitio 3			0	0.132
Sitio 4				0

3.1. Riqueza de macromicetos en relación a variables explicatorias

El análisis de Arboles de Regresión (devianza = 258) indicó que la variación en riqueza de especies macrofúngicas obtenidas en el 22.5% de las muestras (parcelas) en el área de estudio puede estar explicada principalmente por la temperatura del suelo cuando esta es menor a 17.63°C, y el otro 77.5% cuando la temperatura es mayor. En este último porcentaje de muestras, la temperatura de suelo menor a 19.58°C puede estar afectando su riqueza de especies en un 32.25%, y en un 67.75% cuando la temperatura es mayor.

Igualmente, en este último porcentaje de muestras, la humedad del aire menor a 54.47% afecta la riqueza en un 28.5%, mientras que el otro 71.5% es afectado cuando la humedad es mayor (Fig. 2).

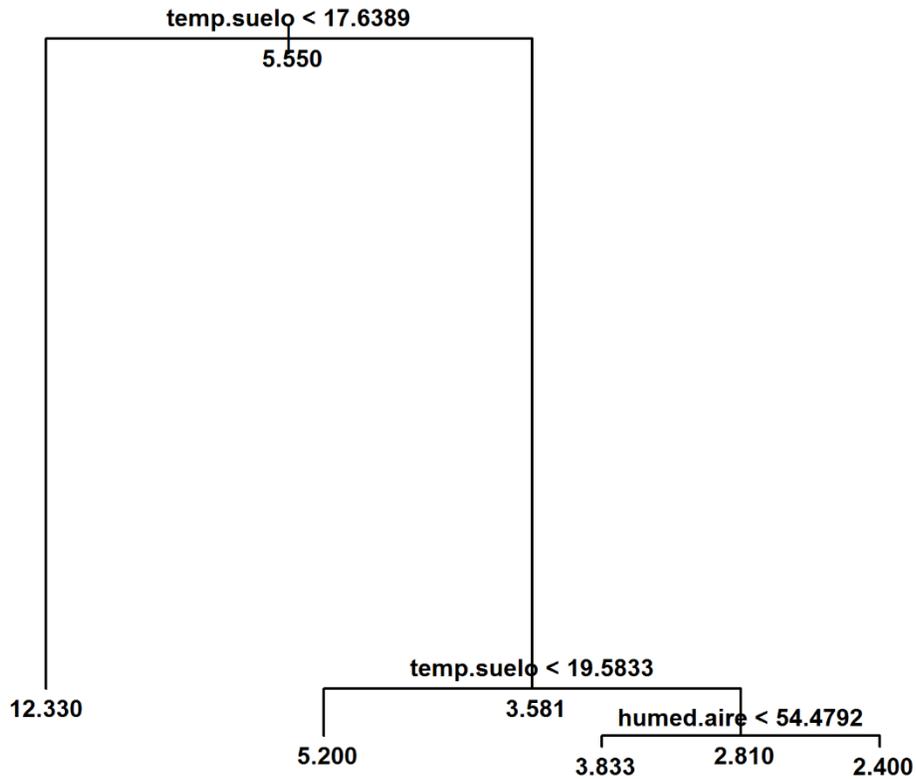


Fig 2 Árbol de regresión entre la riqueza de especies de macromicetos y variables explicatorias.

El coeficiente de correlación Spearman indicó que todas las variables microclimáticas están estadísticamente relacionadas con la riqueza de especies de macromicetos a través del área de estudio. La temperatura tanto del aire como del suelo mostraron una correlación negativa y altamente significativa con el número de especies ($\rho = -0.56$, $P = 0.0001$; $\rho = -0.73$, $P = 7-8$, respectivamente), mientras que la humedad del suelo y aire estuvieron positivamente correlacionadas ($\rho = 0.64$, $P = 7-6$; $\rho = 0.35$, $P = 0.02$, respectivamente). De las variables ambientales, los porcentajes de pedregosidad y suelo desnudo presentaron una relación estadística negativa con la riqueza de especies ($\rho = -0.43$, $P = 0.005$; $\rho = -0.37$, $P = 0.01$), pero la inclinación de la pendiente estuvo positivamente relacionada ($\rho = 0.31$, $P = 0.04$). La única variable de la estructura de vegetación correlacionada con la riqueza de especies fue la altura media de árboles ($\rho = 0.39$, $P = 0.01$) (Tabla 4).

Tabla 4 Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman entre la riqueza de macromicetos y variables microclimáticas y ambientales.

Variabes	P	P
Inclinación	0.3177589	0.04571
Orientación	0.1015547	0.5329
Superficie	0.2155666	0.1816
Exposición del viento	0.05793878	0.7225
Pedregosidad	-0.433784	0.005168
Suelo desnudo	-0.3759757	0.01681
Hojasca	0.5782059	9.32E-05
Temperatura del aire	-0.5697574	0.0001243
Temperatura del suelo	-0.73227	7.86E-08
Humedad del aire	0.3599861	0.02251
Humedad del suelo	0.644723	7.12E-06
Densidad arbórea	-0.1477186	0.363
Altura media arbórea	0.3908988	0.01263
Área basal	0.2778359	0.08259

3.2. Análisis de ordenación

El CCA para definir la relación entre las especies de macromicetos y el microclima/ambiente se llevó a cabo para los cuatro sitios, las 136 especies y sus abundancias registradas, y el conjunto de variables explicatorias. El eje 1 (eigenvalor = 0.88) y eje 2 (eigenvalor = 0.84) describieron el 10 y 9 % de la relación, respectivamente (prueba de Monte Carlo, eje 1, $F = 1.4$, $P = 0.007$; eje 2, $F = 1.34$, $P = 0.024$). Los resultados del CCA mostraron que el Sitio 1 se separó claramente de los otros tres sitios a través del eje 1, y algunas especies están fuertemente asociadas a este bosque, donde la humedad de aire y suelo, inclinación de la pendiente, exposición al viento y altura media de los árboles son las variables de mayor importancia. El Sitio 2 se separó del Sitio 3 a través del eje 2, y un gran número de especies mostraron una asociación al Sitio 2 donde el tipo de superficie del suelo y la orientación de la pendiente son las variables con mayor importancia. El Sitio 4 no mostró una clara separación del Sitio 2 y 3 (Fig. 3).

La distribución de las especies de macromicetos en relación a las variables urbanas se definió llevando a cabo el CCA para los cuatro sitios, las 136 especies y sus abundancias registradas y el conjunto de variables explicatorias. El eje 1 (eigenvalor = 0.86) y eje 2 (eigenvalor = 0.77) describieron el 37 y 33% de la relación, respectivamente (prueba de Monte Carlo, eje 1, $F = 1.37$, $P = 0.001$; eje 2, $F = 1.22$, $P = 0.003$). El Sitio 1 se separó del resto de los sitios a través del primer eje, donde las principales variables fueron la longitud de las calles y el área urbana. El Sitio 2 se separó claramente de los Sitios 3 y 4 a través del eje 2, donde la variable de más importancia fue el área de cultivo, pero no hubo una clara separación entre estos dos últimos sitios. Las especies macrofúngicas mostraron una fuerte asociación con los diferentes ambientes relacionados a las variables urbanas (Fig. 4).

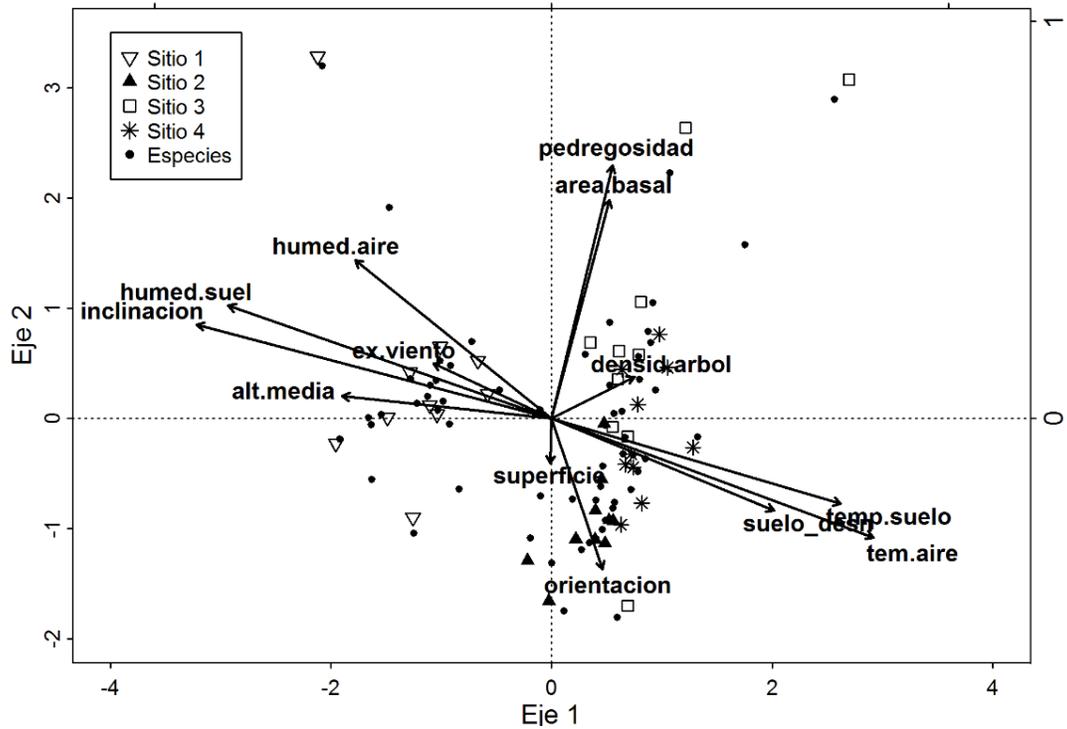


Fig 3 Análisis de Correspondencia Canónica que muestra la distribución de las especies por sitio y su relación con las variables microclimáticas y ambientales.

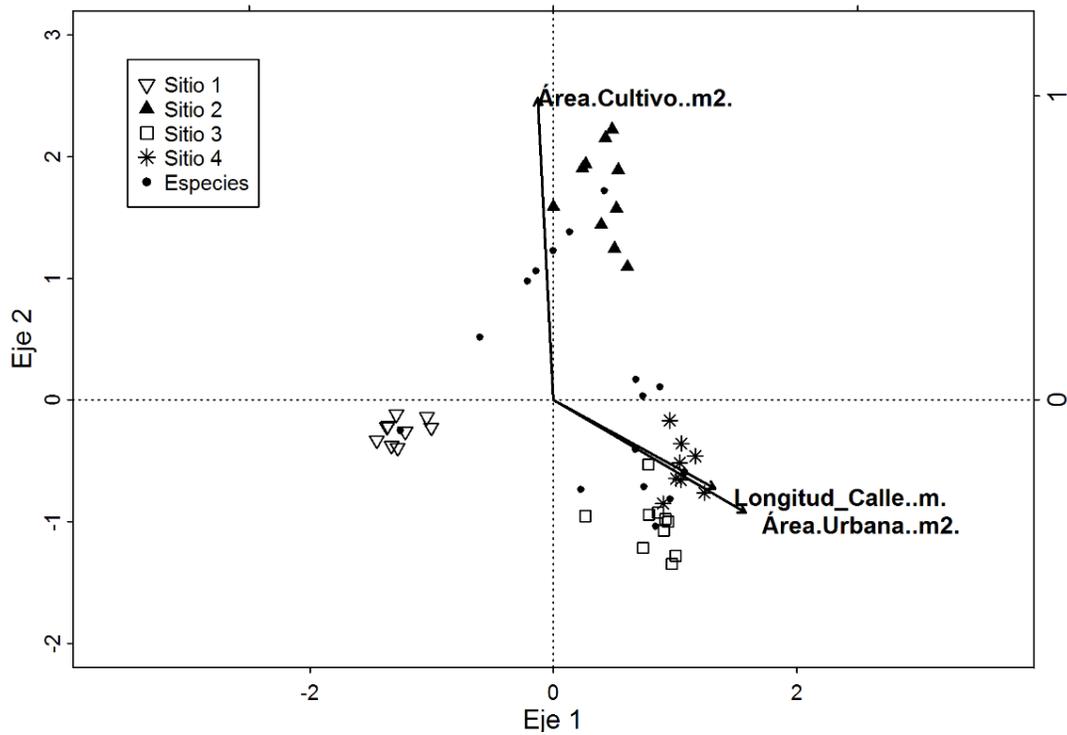


Fig 4 Análisis de Correspondencia Canónica, distribución de las especies por sitio en relación con variables explicatorias de área de cultivo, longitud de calle y área urbana.

3.3. Diversidad funcional

Los valores de diversidad funcional obtenidos con el índice FRic decrecieron significativamente a través del gradiente de perturbación (Regresión lineal, $F = 8.6$, $r^2 = 0.6$, $P = 0.02$), mostrando mayor diversidad en el Sitio 1 (FRic = 10.66) y menor en el Sitio 4 (FRic = 0.01) (Tabla 5). El coeficiente de correlación Spearman rho indicó una relación positiva altamente significativa entre la riqueza de especies y FRic ($\rho = 0.99$, $P = 5.29 \cdot 10^{-7}$), sin embargo, los patrones de estas métricas a través del área de estudio difirieron (Kolmogorov-Smirnov, $D = 0.87$, $P = 0.004$). La diversidad funcional calculada con el índice FDiv mostró un incremento significativo con el grado de perturbación (Regresión lineal, $F = 13.4$, $r^2 = 0.69$, $P = 0.01$) (Tabla 5), siendo mayor en el Sitio 4 (FDiv = 0.88) y menor en el Sitio 1 (FDiv = 0.72). Spearman Rho indicó una relación negativa y significativa entre la riqueza de especies y FDiv ($\rho = -0.78$, $P = 0.01$), pero los valores mostraron una distribución diferente a través del área de estudio (Kolmogorov-Smirnov, $D = 1$, $P = 0.0006$). Los valores de los índices FEve y Rao no difirieron estadísticamente entre los sitios ($P > 0.05$).

Tabla 5 Valores de los índices de Diversidad Funcional (DF) en los cuatro sitios de estudio. Riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve), divergencia funcional (FDiv) y entropía cuadrática de Rao (RaoQ).

DF	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
FRic	10.66785541	2.32211199	0.045512396	0.015362619
FEve	0.61903585	0.63883375	0.54776715	0.57326935
FDiv	0.7264407	0.7799578	0.7671434	0.8810016
RaoQ	4.3838165	6.3888965	4.3404415	4.1826625

Para la relación entre índices de diversidad funcional y variables urbanas, el AIC indicó que la regresión lineal es el modelo que mejor se ajusta a los datos. FDiv fue el único índice relacionado estadísticamente a variables urbanas, indicando una relación positiva con la longitud de la calle y con el área urbana (Regresión lineal, $r^2 = 0.83$, $F = 31.39$, $P = 0.001$; $r^2 = 0.85$, $F = 36.63$, $P = 0.0008$, Fig. 5c). Rao, FRic y FEve no se relacionaron estadísticamente a alguna de estas variables ($P > 0.05$; Fig. 5a, 5b, 5d).

El AIC para la relación entre los sitios (gradiente de perturbación) y los índices de diversidad funcional calculados con los diferentes grupos de rasgos funcionales (i. e. todos los rasgos juntos, rasgos del cuerpo fructífero, rasgos reproductivos) indicó que la regresión lineal es el modelo que mejor se ajusta a los datos. FDiv calculado con todos los rasgos estuvo positivamente relacionado con el gradiente de perturbación (Regresión lineal, $r^2 = 0.75$, $F = 18.2$, $P = 0.005$; Fig.6A). El índice FRic calculado con los rasgos del cuerpo fructífero mostró una relación significativa con el gradiente de perturbación (Regresión lineal, $r^2 = 0.68$, $F = 13$, $P = 0.01$; Fig.6b). El resto de los índices y grupos de rasgos funcionales no mostraron una relación significativa ($P > 0.05$).

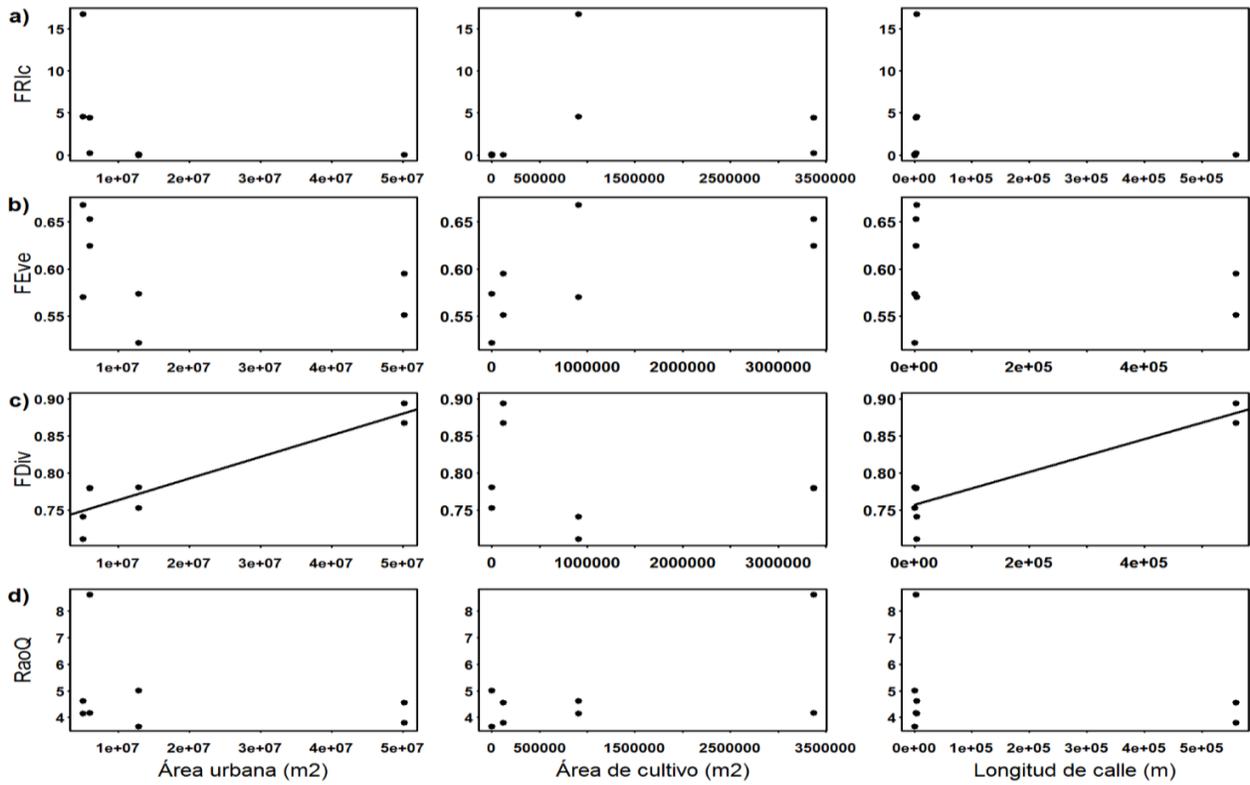


Fig 5 Relación entre índices de Diversidad Funcional y variables explicatorias de área urbana, área de cultivo y longitud de calle.

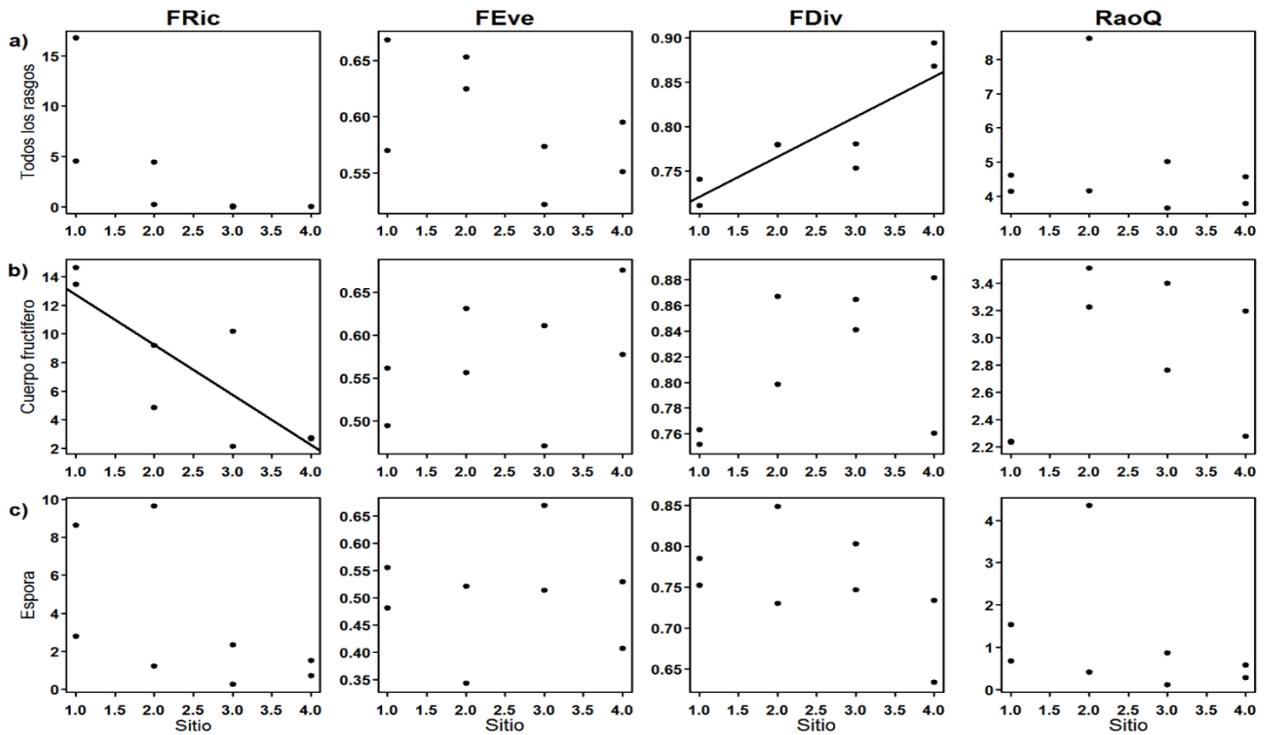


Fig 6 Índices de Diversidad funcional de comunidades de macromicetos a lo largo del gradiente de perturbación observado, calculado para (a) todos los rasgos, (b) cuerpo fructífero y (c) esporas.

4. Discusión

Los resultados indicaron que sí existe una variación en cuanto a la riqueza de especies macrofúngicas dentro de la ciudad de Oaxaca, en comparación con la riqueza de macromicetos encontrada en los fragmentos de bosque ubicados alrededor de la mancha urbana. El número de especies registradas fue diferente en cada uno de los sitios, relacionándose significativamente con el gradiente de perturbación, registrando mayor diversidad de macrohongos en el sitio 1 (identificado como el más conservado) y descendiendo en número hasta el sitio 4 (el sitio menos con mayor perturbación); coincidiendo así con los resultados obtenidos en un reciente estudio realizado en Xapala Veracruz, México, donde se relacionó positivamente la riqueza de especies de hongos con la baja urbanización (MacGregor-Fors et al. 2014). La variación de la diversidad de especies en todos los sitios estuvo condicionada en gran porcentaje por altas temperaturas del suelo y la baja humedad del ambiente, este resultado coincide con lo publicado por Brown et al. (2006) quienes reportaron la relación de estas dos variables con la baja productividad de esporocarpos.

A pesar de que los cuatro sitios contaban con la misma vegetación de bosque de encino, el recambio de especies entre ellos fue alto, sin embargo, los sitios 3 y 4 mostraron similitud aunque en bajo porcentaje, compartiendo al menos cinco especies de macromicetos, lo cual corresponde con estudios en los que han observado que la similitud en la composición de especies entre comunidades disminuye conforme a la distancia (Nekola y White 1999, Whittaker 1956), debido a factores como la configuración del ambiente, la capacidad de dispersión de especies y de las condiciones ambientales (Calderón.Patrón et al. 2012). En este aspecto, la presencia de especies de macromicetos en cada sitio estuvo correlacionada con diferentes variables microclimáticas, ambientales y urbanas, diferenciando al sitio 1 de los demás, por estar asociado con la humedad del suelo y del aire, la inclinación de la pendiente, la exposición del viento, la altura media de los árboles, longitud de calle y área urbana; mientras que el sitio 2, 3 y 4 se asociaron a la superficie del suelo, la orientación de la pendiente y en gran medida con las variables de área de cultivo, longitud de calle y área urbana.

Según lo esperado, se observó una baja diversidad funcional en los ensambles de especies dentro de la ciudad de Oaxaca, resultado del bajo volumen de espacio funcional ocupado por la comunidad, indicando el desaprovechamiento de recursos potencialmente disponibles para las especies de macromicetos que ahí se encuentran (Mason et al. 2005, Mouchet et al. 2010). La riqueza funcional mostró variación en todos los sitios y estuvo altamente correlacionada con la riqueza de especies de macromicetos (Villéger et al. 2008), decreciendo significativamente a través del gradiente de perturbación, al existir esta relación, será probable que se registre

una baja riqueza funcional en lugares con ambientes perturbados antropogénicamente, debido a que la riqueza de especies de macromicetos presentes en estas áreas es menor (MacGregor-Fors et al. 2014), en comparación con las especies registradas en bosques conservados (Halling y Mueller 2005, O'hanlon y Harrington 2012, Pradhan et al. 2016, Vásquez y Valenzuela 2010).

Por otra parte, el incremento mostrado en la divergencia funcional con relación al gradiente de perturbación, estuvo condicionado por la asociación de las especies de macromicetos presentes en los sitios y las variables de inclinación de la pendiente, porcentaje de suelo desnudo, área urbana y longitud de calles. Estos valores sugieren que existe una alta diferenciación de nicho y por consiguiente menor competencia entre las especies con mayor abundancia (Mason et al. 2005, Mouchet et al. 2010) dentro de las comunidades de especies de macrohongos presentes en los sitios relacionados principalmente a variables urbanas.

El análisis de la diversidad funcional a través de la categorización de los rasgos funcionales mostró a la riqueza funcional del cuerpo fructífero como el único índice relacionado positivamente con el gradiente de perturbación, lo cual sugiere que los caracteres funcionales relacionados a la morfometría del cuerpo fructífero son influenciados por la perturbación antropogénica, siendo la humedad y temperatura las variables más relevantes. Teniendo en cuenta que la fructificación de esporocarpos es mayor en ambientes con temperaturas bajas y humedad relativa alta (Brown et al. 2006), de la misma forma, se ha reportado un alto valor de diversidad funcional en sitios con mayor humedad relativa (Caiafa et al 2017), esto debido a que el crecimiento del micelio y de cuerpos fructíferos está asociado a dichas variables microclimáticas (Dunabeitia et al. 2004).

5. Conclusiones

La evaluación de variables relacionadas a la urbanización, nos permite abrir un preámbulo sobre el efecto que tiene la perturbación antropogénica sobre especies vulnerables a los cambios ambientales. Los resultados de este trabajo indican que la urbanización y las actividades relacionadas a este proceso, tienen un efecto negativo en el aporte de los macromicetos al funcionamiento de los ecosistemas. Las estrategias de manejo en áreas verdes dentro de zonas urbanas pueden no estar cumpliendo su objetivo y se sugiere incluir estudios y criterios que incluyan a especies de relevancia para el funcionamiento del ecosistema, como son los hongos macroscópicos. En estudios de macromicetos en ecosistemas urbanos se recomienda agregar variables que abarquen la absorción e impermeabilidad del suelo, para tener así un panorama más amplio sobre el efecto que tiene la urbanización sobre especies importantes para el ecosistema.

Es posible conocer el estado en el que se encuentra una comunidad de especies a través del estudio de la diversidad funcional, identificando los rasgos y características medibles con las que estas especies aportan al ecosistema.

Agradecimientos Agradecemos al Comisariado de Bienes Comunales de la comunidad de San Pablo Etla, San Pedro Ixtlahuaca, Santo Domingo Tomaltepec, así como a la Dirección de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable DG/DRNDS/DOETANP/2985/2015 encargados del Parque Estatal “Cerro del Fortín”, por las facilidades prestadas para la realización de este proyecto. Al Instituto Politécnico Nacional por brindarme la oportunidad de crecer de forma académica y personal. Esta investigación fue parcialmente respaldada por una beca para el primer autor por parte del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

5. Referencias

- Alberti M, Marzluff J, Shulenberg E, Bradley G, Ryan C, Zimbrunnen C. 2003. Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *Bioscience* 53(12): 1169-79
- Alberti M. 2005. The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review* 28:168–192
- Botta-Dukat Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16: 533-540
- Brown N, Bhagwat S, Watkinson S. 2006. Macrofungal diversity in fragmented and disturbed forests of the Western Ghats of India. *Journal of Applied Ecology* 43:11-17
- Caiafa MV, Gómez-Hernández M, Williams-Linera G, Ramírez-Cruz V. 2017. Functional diversity of macromycete communities along an environmental gradient in a Mexican seasonally dry tropical forest. *Fungal Ecology* 28: 66-75
- Calderón-Patrón JM, Moreno CE, Zuria I. 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:879-891
- Colwell RK. 2013. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 9.1.0, 9.1.0 (ed) (Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>)
- CONAPO. 2014. Dinámica demográfica 1990-2010 y proyecciones de población 2010-2030. Oaxaca. Primera edición. pp 42
- Córdova-Tapia F, Zambrano L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24(3): 78-87
- Cousins SH. 1991. Species diversity measurement: choosing the right index. *Trends in Ecology and Evolution* 6: 190–192
- Czech B, Krausman P. 1997. Distribution and causation of species endangerment in the United States. *Science* 277: 1116-1117. In: Ortega-Álvarez R, MacGregor-Fors I (ed) *Ecología Urbana. Experiencias en América Latina*, pp 130
- Deacon JW. 2006. *Fungal Biology*. Fourth edition. Wiley-Blackwell Publishing Ltd. Malden, USA. 385 P
- Díaz S, Lavorel S, De Bello F, Quétier F, Grigulis K, Robson M. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (52): 20684-20689
- Dunabeitia MK, Hormilla S, Garcia-Plazaola JI, Txarterina K, Arteché U, Becerril JM. 2004. Differential responses of three fungal species to environmental factors and their role in the mycorrhization of *Pinus radiata* D. Don. *Mycorrhiza* 14: 11–18.
- Duque G, Sánchez B. 2012. Análisis crítico del concepto de ecología urbana. *Universidad Militar Nueva Granada* 8(1): 134-149

- Flynn D, Gogol-Prokurat M, Nogeire T, Molinari N, Richers BT, Lin BB; Simpson N, Mayfield MM, Declerck F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22-33
- Gamblin R S. 2011. Proyecto piloto: Alfabetización con mujeres indígenas y afrodescendientes en el Estado de Oaxaca, Diagnóstico Regional de Valles Centrales. Gobierno Federal 9-12
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Readman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319(5864): 756–760
- Halling RE, Mueller GM. Common mushrooms of the Talamanca Mountains, Costa Rica. Institute of Systematic Botany, The New York Botanical Garden, Bronx, NY, USA. 197 P
- INAFED. 2010. Estado de Oaxaca. Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México. Secretaria de Gobernación. URL: <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM20oaxaca/index.html>. Consultado en agosto 2017
- INEGI. 2013. Diccionario de Datos Topográficos escala 1:50 000 (versión 2). URL: http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/topografia/doc/dd_topo_v2_50k.pdf. Consultado en agosto 2017.
- INEGI. 2015a. Principales resultados de la Encuesta Intercensal. Oaxaca. pp 92
- INEGI. 2015b. Encuesta intercensal. <http://www.beta.inegi.org.mx/proyectos/enchogares/especiales/intercensal/>. Consultado en agosto 2017
- INEGI. 2017. Estado de Oaxaca. Generalidades. <http://www.oaxaca.gob.mx/estado-de-oaxaca/>. Consultado en agosto 2017
- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375
- Laliberte E, Legendre P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299-305
- Laliberté E, Wells JA, DeClerck F, Metcalfe DJ, Catterall CP, Queiroz C, Aubin I, Bonser SP, Ding Y, Fraterrigo JM, McNamara S, Morgan JW, Sánchez Merlos D, Vesik PA, Mayfield M. 2010. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters* 13:76-86
- MacGregor-Fors I, Avendaño-Reyes S, Bandala VM, Chacón-Zapata S, Díaz-Toribio M, González-García F, Lorea-Hernández F, Martínez-Gómez J, Montes E, Montoya L, Pineda E, Ramírez-Restrepo L, Rivera-García E, Utrera-Barrillas E, Escobar F. 2014. Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: a rapid biological assessment. *Urban Ecosyst* DOI 10.1007/s11252-014-0410-z
- Mouchet MA, Villéger S, Mason NWH, Moullot D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24: 867-876
- McKinney ML. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127:247–260
- Nekola JC, White PS. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography* 26:867-878
- O’hanlon R, Harrington TJ. 2012. Macrofungal diversity and ecology in four Irish forest types. *Fungal Ecology* 5:499-508
- Ordoñez MJ, Rodríguez P. 2008. Oaxaca, el estado con mayor diversidad biológica y cultural de México, y sus productores rurales. *Ciencias* 91:55-64
- Ortega-Álvarez R, MacGregor-Fors I, Pineda-López R, Ramírez-Bastida P, Zuria I. 2013. México 82-100. In: Ortega-Álvarez R, MacGregor-Fors I (ed) *Ecología Urbana. Experiencias en América Latina*, pp 130
- Pradhan P, Duttar Ak, Paloi S, Roy A, Acharya K. 2016. Diversity and distribution of macrofungi in the Eastern Himalayan ecosystem. *EurAsian Journal of BioSciences* 10:1-12
- R Core Team. 2015. In: *R: a Language and Environment for Statistical Computing*, 3.2.3 (ed) R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- SEMARNAT. 2012. Huella ecológica, datos y rostros. Cuaderno de divulgación ambiental. Primera edición. pp 22
- SEMARNAT. 2013. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Edición 2012
- Ter Braak CJF, Smilauer P. 1998. CANOCO reference manual and user’s guide to Canoco for Windows. Centre of Biometry, Wageningen
- Tilman D. 2001. Functional diversity. In: Levin SA (ed) *Encyclopedia of biodiversity*. Academic Press 3:109-120
- Toledo V, Alarcón-Cháires P, Barón L. 2002. La modernización rural de México: un análisis socioecológico. pp 132
- Török P, T-Kraszanai E, B-Béres V, Bácsi I, Borics G, Tóthmérész B. 2016. Functional diversity supports the biomass-diversity humped-back relationship in phytoplankton assemblages. *Functional Ecology*. doi: 10.1111/1365-2435.12631
- United Nations. 2014. World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights (ST/ESA/SER.A/352). Department of Economic and Social Affairs, Population Division. New York

- Vásquez S, Valenzuela R. 2010. Macromicetos de la Sierra Norte del Estado de Puebla, México. *Naturaleza y Desarrollo* 8(1): 43-58
- Villéger S, Mason N W, Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290–2301
- Villéger S, Miranda JR, Hernández DF, Mouillot D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20: 1512-1522
- Whittaker RH. 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecological Monographs* 26:1-80
- Yang J, La Sorte FA, Pyšek P, Yan P, Nowak D, McBride J. 2015. The compositional similarity of urban forests among the world's cities is scale dependent. *Global Ecology and Biogeography* 24: 1413-1423