



Instituto Politécnico Nacional
Centro Interdisciplinario de Investigación para el
Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca



Maestría en Ciencias en Conservación y
Aprovechamiento de Recursos Naturales

Patrones y Procesos de la Biodiversidad del Neotrópico

TESIS

“Riqueza y composición de especies macrofúngicas
en sitios reforestados con *Pinus* en la Sierra Norte
de Oaxaca, México.”

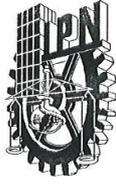
Que para obtener el grado de:
Maestra en Ciencias en Conservación y
Aprovechamiento de Recursos Naturales

Presenta:

Karen Guadalupe Ramírez Antonio

Director de tesis: Marko Aurelio Gómez
Hernández

Junio/2017



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca siendo las 12:00 Horas del día 2 del mes de junio del 2017 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:

Riqueza y composición de especies macrofúngicas en sitios reforestados con *Pinus* en la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Presentada por el alumno:

Ramírez
Apellido paterno
Nombre(s) Karen Guadalupe

Antonio
Apellido materno

Con registro:

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

aspirante de:

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

Dr. John Newhall Williams

Dra. Elvira Durán Medina

Dra. Virginia Ramírez Cruz

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 CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de México, D.F. el día 2 del mes de junio del año 2017, el (la) que suscribe RAMÍREZ ANTONIO KAREN GUADALUPE alumno(a) del Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES, con número de registro B150501, adscrito(a) al **Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca**, manifiesto(a) que es el (la) autor(a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del (de la, de los) **Dr. Marko Aurelio Gómez Hernández** y cede los derechos del trabajo titulado **Riqueza y composición de especies macrofúngicas en sitios reforestados con Pinus en la Sierra Norte 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 (de la) autor(a) y/o director(es) del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes direcciones posgradoax@hotmail.com ó karitekarite@hotmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

RAMÍREZ ANTONIO KAREN GUADALUPE
Nombre y firma del alumno(a)

DEDICATORIA

A mis padres Olga y Carino por el apoyo y amor incondicional que siempre me han brindado a lo largo de mi vida y mi trayectoria escolar, así como por la confianza que siempre han depositado en mí para lograr los objetivos que me propongo.

A mis hermanos por su amor y su ejemplo que siempre han sido importantes para mí.

A mis sobrinos que son los niños más traviesos del mundo, pero también los más amorosos y que siempre me hacen la tía más feliz con sus abrazos.

A mis amigos más cercanos y queridos, quienes me inspiran a seguir teniendo éxitos y logros académicos a través del ejemplo que me dan ellos.

A Francisco Javier, que siempre estuvo conmigo en los buenos y malos momentos de este proceso, y que comparte conmigo los mismos objetivos en la vida. Gracias por tu cariño de siempre.

AGRADECIMIENTOS

Al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) unidad Oaxaca y al Instituto Politécnico Nacional por permitir la realización de mis estudios de maestría en esta institución y por la beca de movilidad que me fue otorgada para realizar una estancia en el Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV) en la Universidad Nacional de Córdoba (UNC) en la ciudad de Córdoba, Argentina.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada durante mis estudios de posgrado.

A la Universidad de la Sierra Juárez por permitirme el uso de sus instalaciones para la identificación taxonómica del material recolectado en campo, y en especial a la Dra. Virginia Ramírez por su apoyo.

Al Dr. Marko Aurelio Gómez Hernández por dirigir este trabajo y por estar al pendiente de mi desempeño académico, el trabajo de campo, así como de la evolución de los análisis, el escrito y todo lo que conlleva obtener el título de la maestría.

Al comité revisor de tesis: Dr. Marko Gómez, Dr. John Williams, Dra. Elvira Durán y Dra. Virginia Ramírez por sus valiosos comentarios y observaciones que enriquecen este trabajo con su conocimiento y experiencia.

Al Biol. Raúl Rivera García por su apoyo con el mapa de vegetación en Ixtlán de Juárez.

A mis profesores del CIIDIR Oaxaca que me guiaron para incrementar el conocimiento en las áreas de las materias que tomé durante la maestría.

Al Ing. Elías Santiago, jefe de Servicios Técnicos Forestales de la comunidad de Ixtlán de Juárez por los permisos y por el apoyo logístico brindado durante mis actividades de campo, y muy especialmente al Ing. Sergio Ruiz Soto por su invaluable compañía y ayuda en las salidas a los sitios de muestreo y en las situaciones más complicadas que surgieron en el campo.

A Carino Ramírez, Olga Antonio, Francisco Cruz Velasco, Reyna Velasco, Paola Jiménez, Erandi Maldonado, David Soberanes, Tania y Susi por hacer labores de acompañante de campo en diferentes ocasiones.

Riqueza y composición de especies macrofúngicas en sitios reforestados con *Pinus* en la Sierra Norte de Oaxaca, México.

Karen Guadalupe Ramírez-Antonio¹ y Marko Aurelio Gómez-Hernández¹

¹Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca.
Instituto Politécnico Nacional

Resumen

En Oaxaca, México, la comunidad Ixtlán de Juárez ha sido reconocido internacionalmente por su manejo forestal sustentable, dentro del cual utilizan el método de matarrasa en franjas y reforestación con *Pinus patula*. Como una forma de evaluar el efecto que este método tiene sobre grupos de organismos con importancia ecológica, el presente trabajo tuvo como objetivo analizar la variación en riqueza y composición de especies macrofúngicas entre áreas con diferentes edades de reforestación y sitios conservados. Durante 6 meses se colectaron las especies ectomicorrizógenas y xilófagas en dos sitios con 1 y 11 años de reforestación y dos sitios de bosque conservado. En los sitios conservados se registró mayor riqueza de especies leñosas y la composición de árboles fue diferente a la de los sitios reforestados. Se registró un total de 107 especies macrofúngicas. El área con 11 años presentó mayor riqueza de especies ectomicorrizógenas, mientras que el bosque conservado tuvo mayor diversidad de hongos xilófagos. La riqueza de especies estuvo principalmente relacionada con la cobertura de pedregosidad y suelo desnudo, y orientación e inclinación de la pendiente. La riqueza de especies de macrohongos no estuvo relacionada con variables relacionadas a la biomasa de plantas leñosas. El recambio de especies macrofúngicas entre los sitios reforestados y conservados fue alto. Los resultados sugieren que las diferencias en las condiciones microclimáticas como resultado de la variación en la estructura de la vegetación, riqueza y composición de especies leñosas entre el bosque conservado y áreas reforestadas tienen un impacto importante en las comunidades de macromicetos y los grupos funcionales de hongos ectomicorrizógenos y xilófagos.

1.Introducción

En México, los bosques de pino-encino abarcan una extensión de más de 10 mil ha y se distribuyen en altitudes de hasta 3 100 m, variando las especies de *Pinus* y *Quercus* de acuerdo a la altitud y la región (Granados-Sánchez *et al.*, 2007). En el país existe una alta diversidad de pinos, pues se estima que alberga aproximadamente el 42% de las 111 especies conocidas en el mundo, y existe un alto grado de endemismo que supera el 55% (Sánchez-González, 2008). El estado de Oaxaca se encuentra dentro de una de las 5 regiones principales de diversidad de pinos en el país (Sánchez-González, 2008) y conserva grandes extensiones de bosque, teniendo cobertura forestal en aproximadamente el 67.4% de su superficie (Madrid *et al.*, 2009).

Los bosques de pino son ecosistemas que cuentan con especies arbóreas de características deseables para la industria forestal, por lo que han sido aprovechados y manejados para la extracción de madera, pulpas y resinas, y las comunidades que los habitan dependen en cierta medida de ellos (Mondragón-Chaparro y Villa-Guzmán, 2008).

Los hongos son parte fundamental de los ecosistemas forestales, principalmente porque tienen una relación directa con la salud de los árboles al establecer relaciones micorrícicas con

las raíces de los mismos. Se estima que el 95% de las plantas están dentro de familias típicamente micorrícicas (Harrison, 2005), y mediante esta asociación las plantas se benefician con minerales y elementos del suelo que son incapaces de fijar mientras que hongos reciben carbohidratos y vitaminas producto de la fotosíntesis (Sánchez-Colín, 2005). Se sabe también que las asociaciones ectomicorrícicas incrementan la producción primaria, debido a que el micelio aumenta la superficie de absorción de nutrientes (Bücking *et al.*, 2002) y el área para explorar el sustrato que se suma al área de las raíces (Calvaruso *et al.*, 2006). Además, la producción de enzimas le permite al hongo descomponer y obtener nutrientes complejos que la planta por sí sola no sería capaz de asimilar (Tibbett y Sanders, 2002).

El estudio de macromicetos en ecosistemas forestales ha sido constante; algunos aspectos de cómo se relacionan la composición de especies de hongos macroscópicos y la composición de especies leñosas en diferentes tipos de vegetación y condiciones ambientales han sido estudiados, encontrando que existe una relación entre la composición de macromicetos y la estructura vegetal, además de que la sustitución de bosque nativo por plantaciones monoespecíficas altera considerablemente la diversidad de ectomicorrizas y hongos saprobios (Ferris *et al.*, 2000; Villanueva-Jiménez *et al.*, 2006; Bueé *et al.*, 2011). En México se han realizado estudios que asocian la diversidad macrofúngica con la diversidad, composición y estructura de la vegetación: en la región central de Veracruz se encontró que los cambios en la composición y abundancia de los macromicetos están influenciados por la precipitación, temperatura y estructura del sotobosque (Gómez-Hernández y Williams-Linera, 2011); en el Estado de México se compararon comunidades de hongos asociadas a diferentes tipos de bosque, encontrando mayor diversidad en bosques de *Abies-Pinus* (Burrola-Aguilar *et al.*, 2013). Se ha enfatizado también en los estudios de ectomicorrizas; encontrando que las plantas que presentan este tipo de asociación tienen menores condiciones de crecimiento (Carrera-Nieva y López-Ríos, 2004).

Ixtlán de Juárez es un municipio de Oaxaca reconocido por su manejo forestal sustentable, lo que lo hace un lugar de interés para obtener información acerca de la manera en que este manejo influye en la diversidad y composición de especies en las comunidades de macromicetos, y como a su vez la estructura de estas comunidades de hongos influye en la salud de las áreas reforestadas. Se ha encontrado que la asociación de coníferas con hongos ectomicorrizógenos favorece el crecimiento de las plántulas (Carrera-Nieva y López-Ríos, 2004), por lo cual los resultados obtenidos de este trabajo se convierten en una herramienta útil en la toma de decisiones relacionadas con la conservación y el aprovechamiento de estos ecosistemas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios en la composición de la comunidad de macromicetos ectomicorrícicos y xilófagos a través de un gradiente de edades de reforestación con *Pinus patula* y bosque conservado en zonas de aprovechamiento forestal en el municipio de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Se buscaba también determinar la relación de la riqueza y composición de especies de hongos con la biomasa de los árboles en las diferentes edades de reforestación.

2. Métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio se localiza en la comunidad de Ixtlán de Juárez, perteneciente al municipio del mismo nombre, a 17°19'50"N y 96°29'14"O en la Sierra Norte del estado de Oaxaca, México (Figura 1). El tipo de vegetación dominante es el bosque de pino-encino, y las especies leñosas representativas son *Pinus patula*, *P. oaxacana*, *P. teocote*, *P. douglasiana*, y *P. pseudostrobus*, así como 23 especies del género *Quercus* (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2010). A esta vegetación se le da un manejo forestal de tipo matarrasa en franjas y posteriormente es reforestado con *Pinus patula* debido a su rápido crecimiento. En cuanto a macromicetos, un estudio previo registró como géneros dominantes a *Laccaria* y *Gymnopus* (Garibay-Orijel *et al.*, 2009).

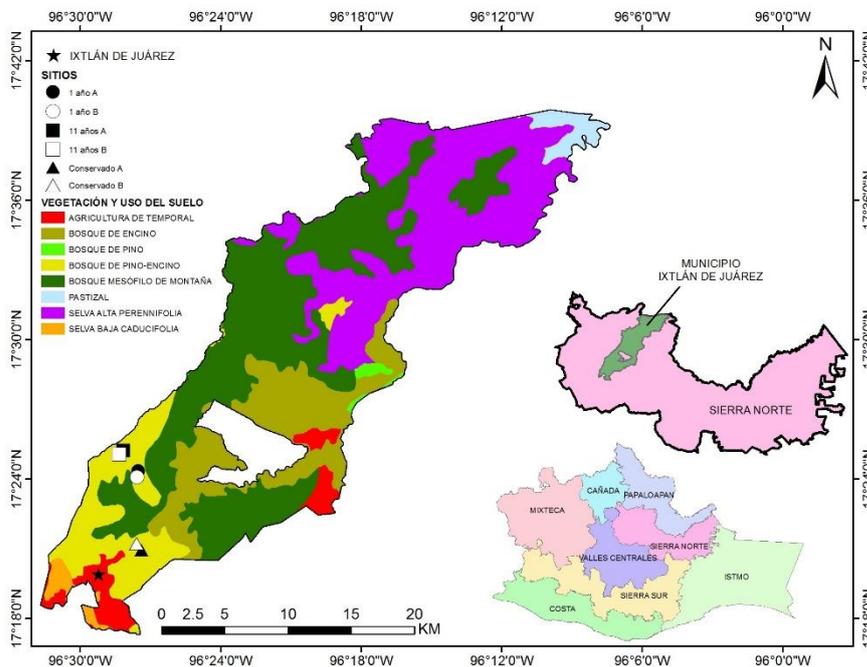


Figura 1. Ubicación geográfica del área y sitios de estudio en la Sierra Norte de Oaxaca, México.

2.2. Sitios de estudio

Dentro del área de estudio se seleccionaron tres áreas de bosque con diferentes edades de reforestación: 1 año, 11 años y bosque conservado (ca. 60 años). Para cada edad fueron seleccionados dos sitios en los que se establecieron 5 parcelas permanentes de 10 x 10 m con una distancia mínima de 10 m entre ellas y al menos a 30 m del borde, teniendo un total de 0.1 ha por edad. En los sitios de 1 año hay únicamente plántulas de *Pinus patula*, en los de 11 hay *P. patula* y *Quercus rugosa*, mientras que en los sitios conservados existen *P. patula*, *P. douglasiana*, *P. teocote*, *Q. rugosa* y *Q. laurina*.

2.3. Colecta de macromicetos y procesamiento de ejemplares

Entre los meses de junio a octubre del 2016 se hicieron visitas quincenales a cada sitio y se registraron todos los hongos ectomicorrizógenos y xilófagos dentro de cada parcela. Los ejemplares se identificaron taxonómicamente al menos a nivel genérico, y se manejaron como morfoespecies los ejemplares que no fueron identificados a nivel de especie. Para determinar

las especies ectomicorrizógenas se utilizó el trabajo de Tedersoo *et al.* (2010). Se consideraron especies xilófagas a todas aquéllas creciendo sobre troncos o ramas de árboles vivos o muertos. Se registró como un individuo a cada esporoma solitario o varios de la misma especie dentro de un diámetro < 50 cm; en el caso de xilófagos, se consideraron como un solo registro las fructificaciones encontradas en un solo tronco o rama independientemente de su longitud.

2.4. Diversidad y recambio de especies

Como medidas de diversidad de macromicetos se utilizaron la riqueza de especies (número de especies) y el índice de diversidad de Shannon-Weaver, este último calculado en el programa R (R Core Team, 2017).

El recambio de especies entre sitios se calculó con índice de similitud no paramétrico Chao-Jaccard en el programa EstimateS (Colwell, 2016), en donde los valores cercanos a 1 indican mayor similitud en composición de especies y los valores cercanos a 0 indican menor similitud. La distancia entre los sitios de estudio respecto a la composición de sus especies se interpretó por medio de un Escalamiento Multidimensional No-Métrico (NMDS) en el programa R (R Core Team, 2017).

2.5. Variables explicativas

En cada fecha de muestreo se midieron las variables microclimáticas (humedad y temperatura del aire y suelo) en el centro de cada parcela. Para evitar maltratar el substrato dentro de las parcelas y afectar la fructificación de macromicetos, al final de la temporada de muestreo en cada parcela se midió la inclinación y orientación de la pendiente, abertura del dosel y coberturas de hojarasca, madera, suelo desnudo, musgo, rocas expuestas y sotobosque. La madera se clasificó en 5 categorías de acuerdo a su estado de pudrición (Heilmann-Clausen y Christensen 2003; Tabla S1A). Se clasificó también la forma del terreno (Alfredsen and Høiland, 2001; Tabla S1B) y la exposición al viento (Heilmann-Clausen y Christensen 2003; Tabla S1C). Para caracterizar la estructura de la vegetación se contaron los individuos de cada especie leñosa, se midió la altura y diámetro de todos los árboles >5 cm DAP, y se obtuvo la densidad/ha, área basal/ha, altura promedio y máxima de las especies. Como variables representativas de la producción de biomasa por parte de las especies leñosas se utilizaron la cobertura de madera, área basal, altura máxima y altura promedio de árboles.

2.6. Análisis de datos

Los análisis de macromicetos se realizaron por separado para el total de especies macrofúngicas registradas (TM), para las especies etnomicorrizógenas (ECM) y para las especies xilófagas (XIL). Dichos grupos funcionales fueron seleccionados ya que son altamente sensibles a cambios ambientales.

Para comparar la riqueza de especies entre los sitios se elaboraron curvas de rarefacción con la riqueza estimada por la función Mau Tao en el programa EstimateS versión 9.1 (Colwell, 2016), estandarizando la acumulación de especies al mínimo número de individuos registrados. Los valores del índice de Shannon se compararon por medio de la prueba *t* modificada propuesta por Hutchenson (Zar, 1999) en el programa R (R Core Team, 2017).

El recambio en composición de especies macrofúngicas entre los sitios de estudio se calculó con el índice de similitud Chao-Jaccard en el programa EstimateS versión 9.1 (Colwell, 2016). La relación del recambio de especies con las edades de los bosques se evaluó llevando a cabo análisis de regresión lineal entre los valores de Chao-Jaccard y la diferencia de edades. Para

representar en un plano geométrico la distancia entre sitios de acuerdo a su composición de especies se realizó un Escalamiento Multidimensional No-métrico (NMDS). Estos últimos análisis se realizaron en el programa R (R Core Team, 2017).

Se utilizaron análisis de Árboles de Regresión para conocer de qué forma las variables explicativas afectan la riqueza de especies macrofúngicas en el área de estudio. El número de variables explicativas se redujo al mínimo e identificaron las que tienen mayor efecto sobre las especies de macromicetos, y se representaron en un espacio bidimensional por medio de Análisis de Componentes Principales (PCA). Ambos análisis se realizaron en el programa R (R Core Team, 2017).

Para determinar diferencias entre los sitios de estudio respecto a las variables representativas de la producción de biomasa leñosa se utilizó la prueba no paramétrica Kruskal Wallis, Cuando se encontraron diferencias significativas se llevó a cabo una prueba de Wilcoxon. Estos análisis se realizaron en el programa R (R Core Team, 2017).

3. Resultados

3.1. Diversidad y composición de especies

Se obtuvieron un total de 946 individuos pertenecientes a 107 especies (62 ectomicorrizógenos y 45 xilófagos) (Tabla S2), de las cuales 99 pertenecen al Phylum Basidiomycota y 8 a Ascomycota. Los géneros con mayor riqueza de especie fueron *Amanita* (9 especies), *Laccaria* (9 especies), *Russula* (6 especies), *Cortinarius* (6 especies) y *Lactarius* (5 especies). En el caso del grupo de ectomicorrizógenos, las dos especies más abundantes fueron *Cortinarius* sp. 1 y *Cortinarius* sp. 2; en cuanto a hongos xilófagos, las especies más abundantes fueron *Xeromphalina* sp. 1 y *Schizophyllum commune*. El bosque de 11 años de reforestación fue el que registró mayor riqueza de especies tanto para TM, como para ECM y XIL, pero sus valores de Shannon fueron mayores solo para todos los hongos y las ectomicorizas; mientras que el bosque de 1 año fue el más diverso en hongos xilófagos (Tabla 1).

Tabla 1. Diversidad Shannon (H') y riqueza de especies (S_{obs}) para todos los macromicetos (TM), hongos ectomicorrizógenos (ECM) y hongos xilófagos (XIL) en los sitios de diferentes edades.

Sitios	S_{obs}			H'		
	TM	ECM	XIL	TM	ECM	XIL
1 año	3.04	1.94	2.65	35	12	23
11 años	3.51	3.04	2.5	75	48	27
Conservado	2.9	2.25	2.29	35	18	17

Igualmente, al estandarizar la riqueza de especies por el mínimo número de individuos registrados, las curvas de rarefacción muestran que el bosque de 11 años es más diverso para los grupos TM y ECM, seguido del bosque de 1 año y por último el bosque conservado (Figura 2A, B). La riqueza de XIL presenta un patrón similar en los tres sitios de estudio, siendo

ligeramente mayor el número de especies en el bosque de 11 años, seguido por el de 1 año y el conservado (Figura 2C).

Los resultados obtenidos con el índice de similitud Chao-Jaccard sugieren un alto recambio de especies entre las diferentes edades de los bosques. Para el grupo TM, la menor similitud en composición de especies es entre el sitio de 1 año y el conservado (20%), mientras que la mayor similitud es entre el de 1 año y el de 11 años (58%). Igualmente, para el grupo ECM los sitios menos similares son el de 1 año y el conservado (10%), y los de mayor similitud son los sitios de 1 año y 11 años (66%). Para el grupo XIL la menor similitud de especies también es entre el sitio de 1 año y el conservado (17%), y la mayor similitud es entre en de 1 año y 11 años (77%). Los análisis de regresión lineal muestran una relación negativa altamente significativa entre las edades de los bosques y la similitud de especies de TM, ECM y XIL ($R^2 = 0.725$, $F = 38$, $P = 3.4 \cdot 10^{-5}$; $R^2 = 0.58$, $F = 20.3$, $P = 0.0005$; $R^2 = 0.54$, $F = 17.6$, $P = 0.001$, respectivamente; Figura 3). El NMDS indica un recambio equitativo de especies entre los sitios de estudio, aunque con más especies compartidas entre los sitios de 1 y 11 años (Figura 4)

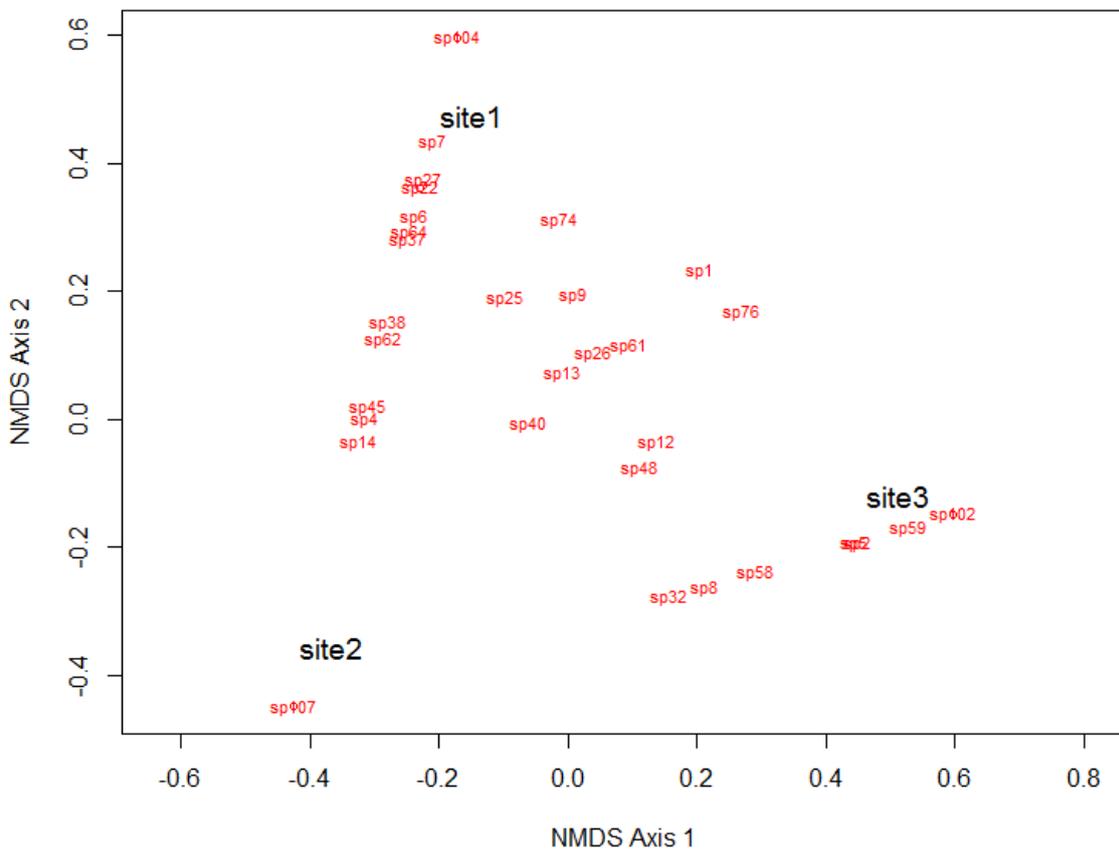


Figura 4. Escalamiento Multidimensional No-Métrico para la distribución de las especies macrofúngicas entre los sitios de 1 año (site1), 11 años (site2) y conservado (site3).

3.2. Riqueza y distribución de especies en relación a variables explicativas

Los Árboles de Regresión para TM (devianza 232.6) indican que la variación en riqueza de especies macrofúngicas obtenidas en el 64% de las muestras (parcelas) se debe primeramente a la madera en su estado más avanzado de degradación. De estas muestras, el 73.7% son afectadas cuando el suelo presenta una humedad mayor a 50.2% y temperatura arriba de 13.35°C. El número de especies TM obtenido en el 36% del total de las muestras es afectado por la densidad de árboles, principalmente cuando la densidad es menor a 1000 ind/ha. (Figura 5A). Igualmente, la riqueza de ECM (devianza 23.4) registrada en el 64% de las muestras es afectada primordialmente por la madera en su estado más avanzado de descomposición, y la riqueza en el 53% de estas muestras varía cuando la densidad de árboles es menos a 250.5 ind/ha. El número de especies ectomicorrizógenas registradas en el 36% del total de muestras es afectado cuando la densidad de árboles es cercana a 1150 ind/ha. (Figura 5B). Para la riqueza de XIL (devianza 16), el análisis indicó que la cobertura de madera menor a 17.5% afecta a las especies obtenidas en 60% de las muestras, de las que 67% son influenciadas cuando la altura promedio de los árboles es mayor a 7.7 m y el área basal mayor a 31 m²/ha. Las especies xilófagas encontradas en 40% del total de las muestras son afectadas por la humedad del aire, sobre todo cuando la humedad es mayor a 58.3% (Figura 5C).

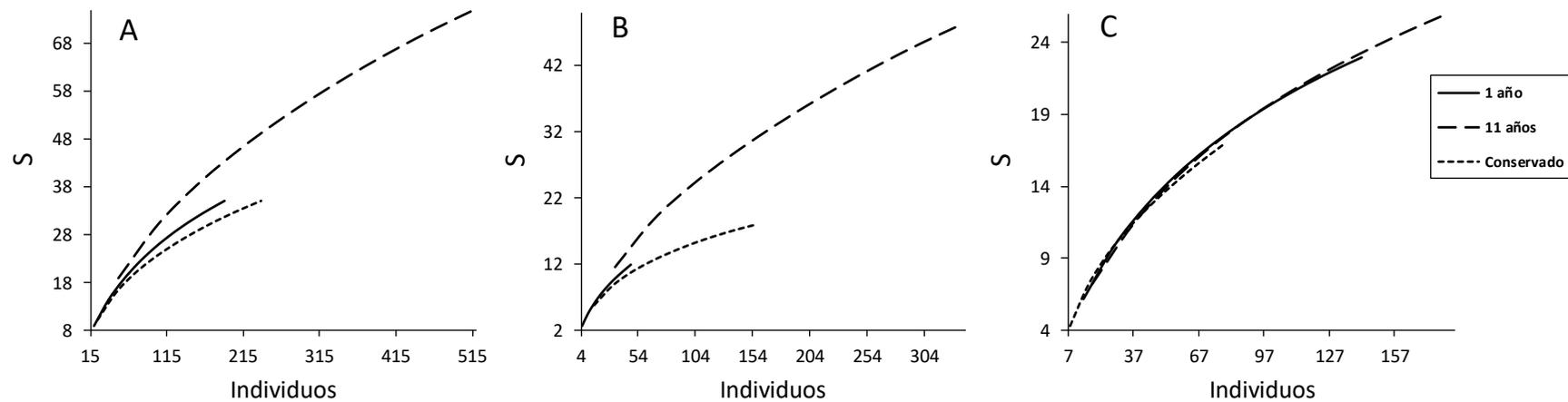


Figura 2. Curvas de rarefacción para la riqueza (S) de A) todas las especies macrofúngicas, B) ectomicorrizógenos y C) xilófagos en los sitios de 1 y 11 años de reforestación y el sitio de bosque conservado.

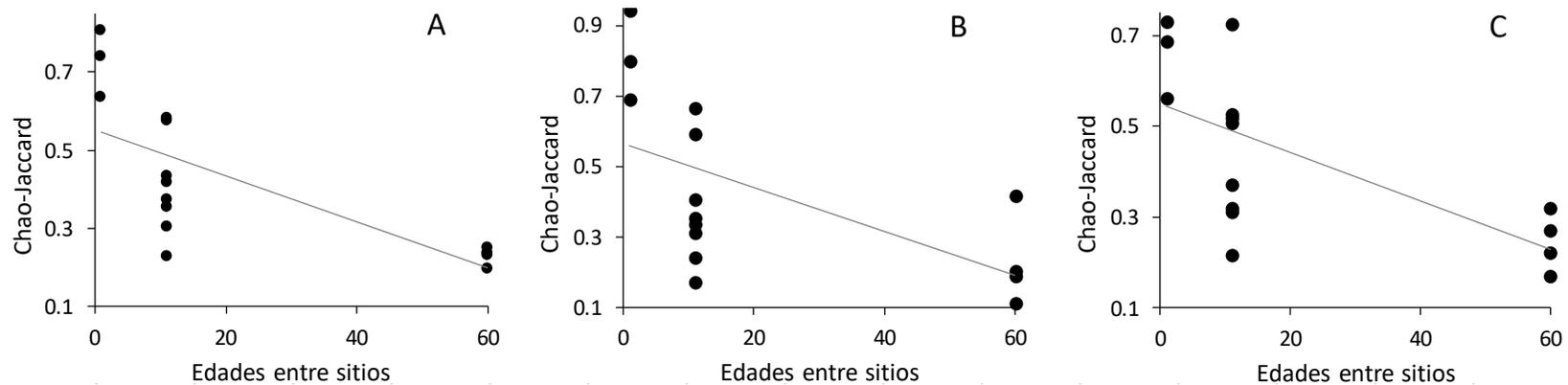


Figura 3. Regresión Lineal entre las diferentes edades de los sitios de estudio y los valores del índice de similitud Chao-Jaccard para A) todas las especies macrofúngicas, B) ectomicorrizógenos y C) xilófagos.

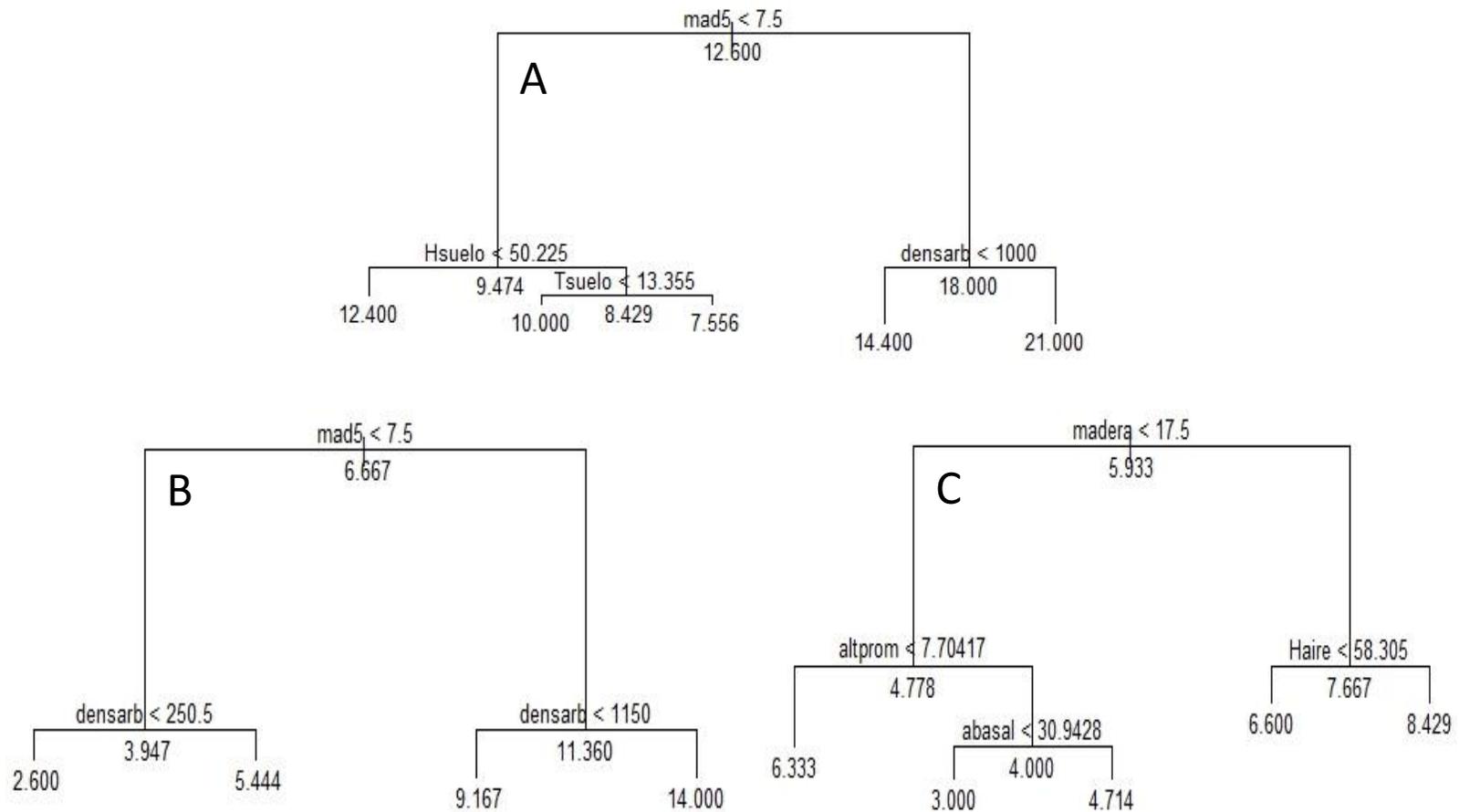


Figura 5. Árboles de regresión para la riqueza de A) todas las especies macrofúngicas, B) especies ectomicorrizógenas y C) especies xilógafas. En cada partición los árboles muestran la variable explicatoria, el umbral al que fue hecha la partición y el valor promedio del efecto de la variable. Las variables seleccionadas por los análisis son área basal (abasal), altura promedio de árboles (altprom), cobertura de madera (maderar), densidad de árboles (densarb), humedad del aire (Haire), humedad del suelo (Hsuelo) y madera en la etapa más avanzada de descomposición (mad5).

Los valores del coeficiente de correlación Spearman indican que en el área de estudio la riqueza de TM y ECM incrementa con la orientación hacia el sur, la densidad de árboles y la presencia de madera en su más avanzada etapa de degradación, pero la riqueza de TM y XIL esta positivamente correlacionada con la cobertura de madera. TM y ECM muestran una correlación negativa con la presencia de madera en su primera etapa de descomposición, mientras que TM y XIL están negativamente correlacionados con la humedad del suelo. La riqueza de ECM también decrece con la abertura del dosel, densidad de sotobosque y temperatura del suelo. Aunque la altura máxima de los árboles está negativamente correlacionada con XIL, la relación con ECM es positiva (Tabla 2).

El primer y segundo componente del APC para el grupo TM explicaron 69% de la varianza (componente 1 = 0.56, componente 2 = 0.13), y el modelo retuvo 13 variables explicativas: profundidad de hojarasca, altura máxima de árboles, área basal, humedad de aire y suelo, cobertura de musgo, suelo desnudo y sotobosque, forma en superficie del suelo, 2ª y 4ª categoría de descomposición de la madera, densidad de árboles y abertura del dosel. Las variables y especies relacionadas a los sitios de 11 años y conservado se separaron claramente de las relacionadas al sitio de 1 año a través del eje del componente 1, mientras que el sitio de 11 años se diferenció del conservado a través del componente 2 (Figura 6A). Para ECM, el modelo explicó 56% de la varianza (componente 1 = 44, componente 2 = 12) y retuvo 12 principales variables: temperatura del suelo, abertura del dosel, cobertura de sotobosque y musgo, humedad de aire y suelo, área basal, altura máxima y promedio de árboles, orientación de la pendiente, densidad de árboles y el 4ª categoría de descomposición de la madera. Las variables explicativas y especies relacionadas a los bosques de 1 y 11 años se separaron claramente del bosque conservado a través del eje del componente 1, y el sitio de 1 año se diferenció del de 11 años por el componente 2 (Figura 6B). Los dos primeros componentes del ACP explicaron 69% de la varianza para el grupo XIL (componente 1 = 0.56, componente 2 = 0.13), reteniendo 9 principales variables: abertura del dosel, cobertura de musgo, humedad del suelo y aire, área basal, densidad de árboles, madera en 2ª y 5ª categoría de descomposición. Para las variables y especies relacionadas al grupo XIL, los sitios de 11 años y conservado se diferenciaron del de 1 año a través del componente 1, mientras que el sitio de 11 años se separa del conservado en el eje del componente 2 (Figura 6C).

Los análisis de Kruskal Wallis indicaron que hay diferencias significativas en al menos uno de los sitios de estudio para las variables relacionadas a la producción de biomasa; área basal ($R^2 = 24$, $P = 6.13^{-6}$), altura máxima de árboles ($R^2 = 21.8$, $P = 1.8^{-5}$), altura promedio de árboles ($R^2 = 13.3$, $P = 0.001$), y cobertura de madera ($R^2 = 12.5$, $P = 0.001$). el área basal y altura máxima de árboles fueron mayores en el sitio conservado, mientras que la altura promedio de árboles fue mayor en los sitios de 11 años y conservado sin diferencias significativas (Bonferrioni, $P = 0.08$), y la cobertura de madera fue mayor en los sitios de 1 y 11 años sin diferencias significativas (Bonferrioni, $P = 0.3$) (Figura 7).

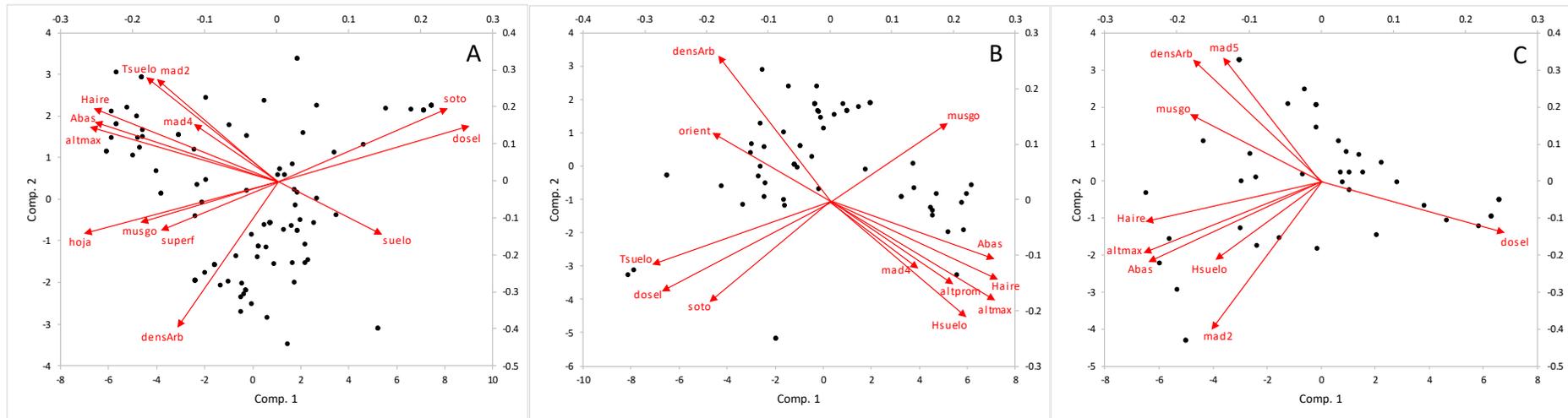


Figura 6. Análisis de Componentes Principales para A) todas las especies de macromicetos, B) especies ectomicorrizógenas y C) especies xilófagas. Los puntos negros representan las especies macrofúngicas. Las variables explicativas (en rojo) son: temperatura de suelo (Tsuelo), humedad del aire (Haire), humedad del suelo (Hsuelo), área basal (Abas), abertura del dosel (dosel), densidad de árboles (densArb), altura máxima de árboles (altmax), altura media de árboles (altprom), cobertura de sotobosque (soto), cobertura de musgo (musgo), cobertura de suelo desnudo (suelo), profundidad de hojarasca (hoja), 2ª, 4ª y 5ª categoría de descomposición de la madera (mad2, mad4 y mad5, respectivamente).

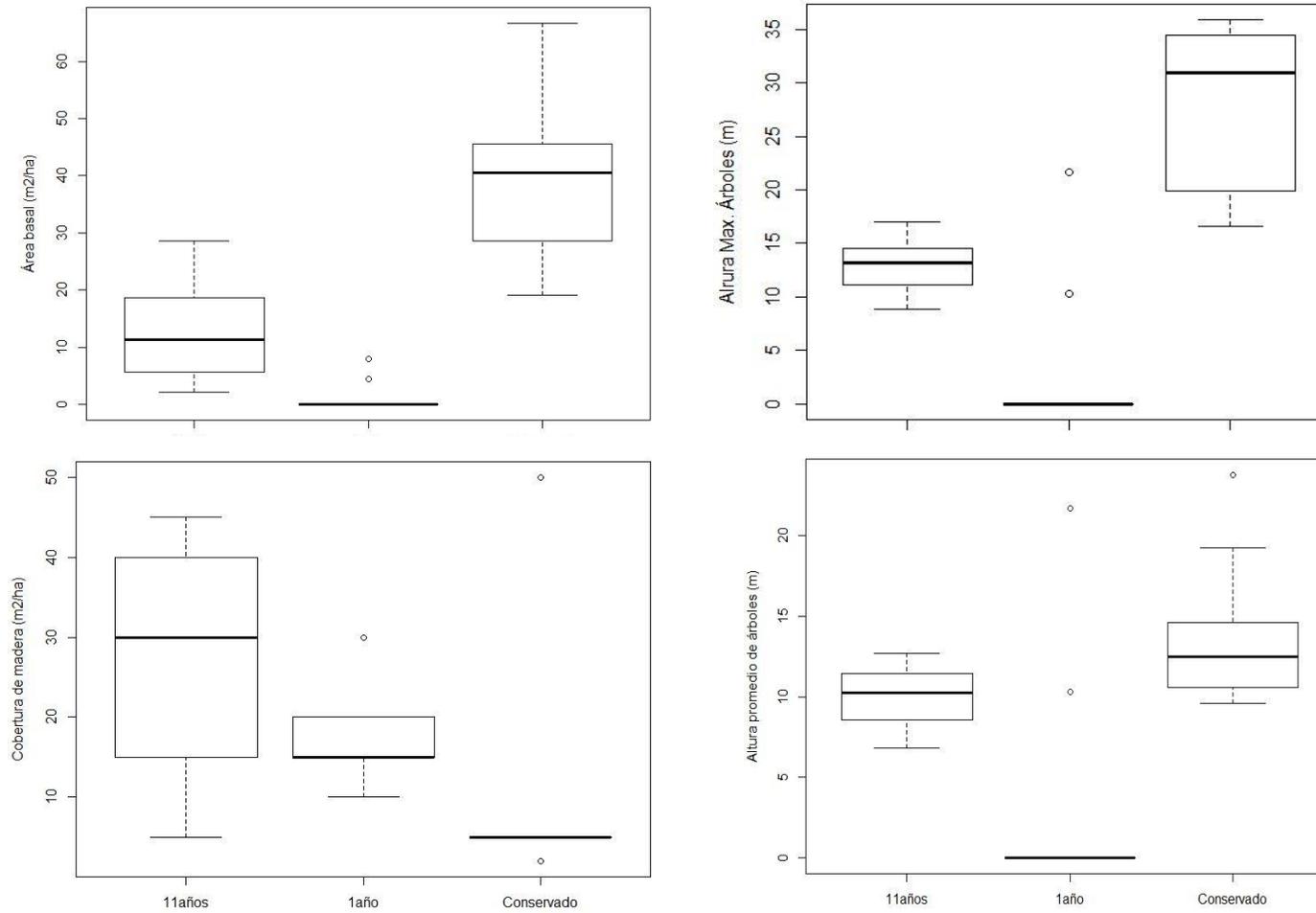


Figura 7. Diferencia en área basal, altura máxima y promedio de árboles y cobertura de madera entre los sitios de 1 año, 11 años y conservado.

4. Discusión

4.1. Diversidad y composición de especies.

El número de especies encontradas en este trabajo resulta similar en comparación con el trabajo previo en la zona de Garibay-Orijel *et al.* (2008), quienes entre 2001 y 2002 registraron 96 especies solamente de hongos comestibles.

En este trabajo, el mayor número de especies se registró en la edad intermedia de reforestación (11 años), siendo estos resultados contrastantes con lo encontrado previamente por Villanueva-Jiménez *et al.* (2006) quien hace una comparación de la diversidad del género *Amanita* en rodales conservados y bajo manejo forestal, encontrando mayor número de especies en los conservados.

En cuanto a los géneros más diversos, en el trabajo de Gómez-Ruiz *et al.* (2011) se encontró que los árboles maduros están relacionados con una mayor presencia de géneros como *Amanita*, *Boletus* y *Lactarius*, mientras que el arbolado joven presenta mayor presencia de los géneros *Laccaria* y *Suillus*.

La tendencia de encontrar mayor diversidad en las parcelas de 11 años podría estar relacionada con la hipótesis del disturbio intermedio, la cual dice que este tipo de perturbaciones provocan cambios que permiten la coexistencia de un mayor número de especies que las que existirían en condiciones normales. Lo anterior podría ser debido a que cuando no hay perturbaciones o éstas son mínimas, dominan las especies especialistas. Si, por el contrario, hay una perturbación a gran escala, el ecosistema es totalmente desequilibrado y el número de especies puede disminuir drásticamente (Connell, 1978; Roxburgh *et al.*, 2004). En el caso de las parcelas forestales de Ixtlán, las de un año presentan cambios drásticos en la abertura del dosel, pérdida de la estructura de la vegetación, disminución de la humedad y aumento en las temperaturas del aire y suelo, lo que lo hace un ambiente hostil para muchas especies de hongos (Pinna *et al.*, 2010). Por otro lado, en las parcelas de 11 años comienza a haber recuperación de la estructura vegetal y disminuye la abertura del dosel, lo que provoca aumento en la humedad y disminución de la temperatura, abriendo otra vez nuevos nichos que pueden ser colonizados por nuevas especies.

En cuanto al análisis NMDS que muestra que hay una diferencia equitativa en la composición entre las tres edades de bosque, aunque con mayor número de especies compartidas entre las edades 1 y 11 años, coincide con los valores encontrados en recambio Chao-Jaccard. Los sitios de 1 y 11 años están mayormente representados por variables como temperatura del aire y del suelo y cobertura de madera, lo cual está relacionado con que son sitios en donde la abertura del dosel se ve aumentada en comparación con los bosques maduros, en donde las condiciones microclimáticas cambian debido a la poca abertura del dosel.

Los hongos ectomicorrizógenos fueron más abundantes en las franjas de bosque de 11 años, en donde se observó también que no hubo diferencias significativas entre las alturas promedio de los árboles con los sitios conservados. Lo anterior podría estar indicando que existe una influencia positiva de los hongos ectomicorrizógenos hacia el desarrollo y rápido crecimiento de los árboles, pues en trabajos previos ha sido evaluado el efecto positivo de las ectomicorrizas sobre la salud de las coníferas (Carrera-Nieva y López-Ríos, 2004).

En cuanto a los hongos xilófagos, de los que se sabe que la cobertura de madera es fundamental para su presencia y diversidad, se sabe que la cantidad de madera muerta

generada anualmente es mucho más grande en bosques que no son manejados (Jonsson *et al.*, 2005). Sin embargo, en las franjas de manejo de Ixtlán observamos lo opuesto; ya que, debido al tipo de manejo en el cual se hacen podas y aclareos a las ramas de los árboles, así como curvas de nivel con desechos de la extracción de la madera, los sitios de 11 años presentan una cobertura de madera mucho mayor a la observada en los bosques maduros. Esto podría estar teniendo una influencia importante en que sean también los sitios que presentan mayor diversidad, lo cual podría ser debido a la mayor disponibilidad de sustratos para colonizar y establecerse.

4.2. Riqueza y distribución de especies en relación a variables explicativas

Se sabe que, dentro de una región geográfica dada, los hongos regulan su producción de esporomas de acuerdo a factores como elevación, altitud, temperatura y precipitación (Ohenoja, 1993); y que también tiene una gran influencia la composición vegetal (Natel y Neumann, 1992).

En cuanto a la influencia de las variables ambientales, es bien conocido que la formación de esporomas depende de que se mantengan condiciones particulares de temperatura (Lagana *et al.*, 2012), específicamente en el caso de la comunidad de ectomicorrizógenos que mostraron correlaciones significativas con la temperatura del suelo, aunque esta correlación al ser negativa también indica que si la temperatura aumenta significativamente la diversidad es baja; lo cual está representado en los bosques de 1 año, en donde se obtuvieron los números más bajos de hongos ectomicorrizógenos. Con respecto a la temperatura se sabe también que, si éstas descienden demasiado, impide la producción de esporomas debido a que el metabolismo se torna más lento (Boddy *et al.*, 2012).

En cuanto a las diferentes especies, su tolerancia a sitios con distintas aberturas del dosel, varía entre grupos, por lo que no existe un patrón general (Jonsson *et al.*, 2005). Sin embargo, la abertura del dosel está directamente relacionada con el cambio en las condiciones del microclima tales como la humedad y temperatura del aire y del suelo.

La amplia distribución de los hongos xilófagos, depende en gran medida de la disponibilidad de madera como sustrato, y se sabe también que en madera en etapas de degradación hay una gran diversificación, y que cada etapa puede presentar distintas composiciones, pues los degradadores primarios aprovecharán la madera recién caída que no pueden degradar los hongos de etapas tardías de degradación (Halme *et al.*, 2013). Puede ser debido a lo anterior que el recambio entre el bosque de 1 año y el conservado es alto, pues las especies de la madera tienen diferentes capacidades degradativas. Así por ejemplo, en los sitios de un año abundaron especies como *Schizophyllum commune* que ha sido reportado en varias ocasiones en sitios perturbados y con valores altos de exposición a la luz (Guzmán, 1986; Chanona-Gómez *et al.*, 2007; Soto-Medina y Bolaños-Rojas, 2013), lo cual indica también el grado alto de perturbación que presentan los bosques con edad de 1 año.

A pesar de que los sitios de bosque con un año de edad tenían condiciones poco favorables para la presencia de hongos ectomicorrizógenos, se registraron 12 especies en estas parcelas, lo cual puede obedecer al hecho de que los hongos ectomicorrizógenos tienen esporas grandes y con periodos largos de latencia, lo que les permite tener una amplia dispersión y prolonga la dormancia (Halbwachs y Bässler, 2015).

En zonas montañosas de Oaxaca, se sabe que el suelo que se encuentra bajo vegetación secundaria y que es dominado por pinos en etapas tempranas, es menos ácido y tiene menor cantidad de materia orgánica que los bosques maduros (Bautista-Cruz *et al.*, 2003), por lo cual

hubiéramos esperado que la edad de 11 años tuviera menor cantidad de materia orgánica y por consecuencia, podría albergar a un número limitado de especies; sin embargo, hace falta hacer una evaluación a largo plazo de estos sitios para determinar si todas las especies presentes tienen posibilidad de establecerse.

Hay indicios de que algunas especies pueden presentarse en ciertos sitios debido a la influencia que tiene el bosque maduro que los rodea (Edman *et al.*, 2004), por lo que en los sitios de 5 y 11 años podría estar influyendo el bosque maduro que se encuentra alrededor y no solamente las variables ambientales.

5. Conclusiones

Al ser Ixtlán una comunidad que depende económicamente en gran medida del manejo forestal de sus bosques, resulta de suma importancia un trabajo que evalúe el posible impacto de este manejo sobre las comunidades de macromicetos. La edad de reforestación intermedia resulta ser la que presenta mayor diversidad de especies ectomicorrizógenas y xilófagas; sin embargo, se debe tomar en cuenta que, aunque el número de especies en los sitios conservados aparentemente es bajo, tiene una composición diferente.

La estructura de la vegetación resultó tener una relación positiva significativa para la riqueza de hongos ectomicorrizógenos; aunque se debe considerar que el manejo forestal por matarrasa en franjas y posterior reforestación cambia la conformación de la comunidad, puesto que, aunque la estructura arbórea es recuperada, la composición cambia completamente de sitios con diferentes dominancias de varias especies de *Pinus* y *Quercus* a sitios donde únicamente domina *Pinus patula*, lo cual puede impactar en las comunidades de hongos si se toma en cuenta que ciertas especies tienen hospederos específicos para formar ectomicorrizas. La cantidad de madera muerta es otro aspecto que debe ser evaluado, ya que tiene una gran influencia en mantener la diversidad de macromicetos, principalmente xilófagos.

Se deben implementar estrategias de manejo forestal que incluyan el monitoreo de comunidades de organismos como indicadores; principalmente técnicas que cambien en menor medida la conformación de las comunidades vegetales. Se sugiere la realización de nuevos trabajos de investigación que hagan comparaciones entre diferentes técnicas de manejo forestal, para tener la certeza de cuáles son las que impactan menos en las comunidades de macromicetos.

6. Agradecimientos

A los integrantes de Servicios Técnicos Forestales de la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca por la autorización para obtener los datos de este trabajo en las parcelas forestales localizadas en área comunal.

7.- Literatura citada

- Bautista-Cruz, A., R.F. Del Castillo y C. Gutiérrez. 2003. Patrones de desarrollo del suelo asociados con sucesión secundaria en un área originalmente ocupada por bosque mesófilo de montaña. *Ecosistemas* 7(3).
- Bueé, M., J. Maurice, B. Zeller, S. Andrianarisoa, J. Ranger, R. Courtecuisse, B. Marcais y F. Le-Tacon. 2011. Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand. *Fungal Ecology* 4: 22-31.
- Büking, H., A.J. Kuhn, W.H. Schröder y W. Heyser. 2002. The fungal sheath ectomycorrhizal pine roots: An apoplastic barrier for the entry of calcium, magnesium and potassium into the root cortex? *Journal of Experimental Botany* 53: 1659-1669.
- 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: 1101-1115.
- Calvaruso, C., M.P. Turpault y P. Frey-Klett. 2006. Root-associated bacteria contribute to mineral weathering and to mineral nutrition in trees: a budgeting analysis. *Applied and Environmental Microbiology* 72: 1258-1266.
- Carrera-Nieva, A. y G.F. López-Ríos. 2004. Manejo y evaluación de micorrizas en ecosistemas forestales. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 10(2): 93-98.
- Castellanos-Bolaños, J.F., E.J. Treviño-Garza, O.A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez y A. Velázquez-Martínez, 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Rev. Mex. Cienc. For.* 1(2):39-52.
- Colwell, R.K. 2016. *EstimateS: Biodiversity Estimation Software*. Versión 9.1.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 130-1310.
- Edman, M., N. Kruys y B.G. Jonsson. 2004a. Local dispersal sources strongly affect colonization patterns of wood-decaying fungi on spruce logs. *Ecological applications* 14(13): 893-901.
- Ferris, R., A.J. Peace y A.C. Newton. 2000. Macrofungal communities of lowland Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten.) plantations in England: relationships with the site factors and stand structure. *Forest Ecology and Management* 131: 255-267.
- Garibay-Orijel, R., M. Martínez-Ramos y J. Cifuentes, 2009. Disponibilidad de esporomas de hongos comestibles en los bosques de pino-encino de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Rev. Mex. Biod.* 80: 521-534.
- Gómez-Hernández, M.A. y G. Williams-Linera. 2011. Diversity of macromycetes determined by tree species, vegetation structure and microenvironment in tropical cloud forests in Veracruz, México. *Botany* 89: 203-216.
- Granados-Sánchez, D., G.F. López-Ríos y M.A. Hernández-García. 2007. Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 13(1): 67-83.
- Harrison, M.J. 2005. Signaling in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Annual Review of Microbiology* 59: 19-42.

- Heilmann-Clausen, J. y M. Christensen, 2003. Fungal diversity on decaying beech logs: implications for sustainable forestry. *Biodivers. Conserv.* 12(5): 953-973.
- Jonsson, B.G., N. Kruys y T. Ranius. 2005. Ecology of species living on dead wood-Lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39(2): 289-309.
- Madrid, L., J.M. Núñez, G. Quiroz y Y. Rodríguez. 2009. La propiedad social forestal en México. *Investigación ambiental* 1(2): 179-196.
- Mondragón-Chaparro D., Villa-Guzmán D.M., Escobedo-Sarti G.J. y Franco-Méndez A.D. 2006. La riqueza de bromelias epífitas a lo largo de un gradiente altitudinal en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca, México. *Naturaleza y Desarrollo* 4:13-16.
- Natel, P. y P. Neumann. 1992. Ecology of ectomycorrhizal-basidiomycete communities on a local vegetation gradient. *Ecology* 73(1): 99-117.
- Ohenoja, E. 1993. Effect of weather conditions on the larger fungi at different forest sites in northern Finland in 1976-1988. *Acta Universitatis Ouluensis* 243: 1-69.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Roxburgh, S.H., K. Shea y J.B. Wilson. 2004. The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85(2): 359-371.
- Sánchez-Colín, M. 2005. *Micorrizas: aspectos generales*. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, Los Reyes Iztacala, Edo. de México.
- Sánchez-González, A. 2008. Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos en México. *Madera y Bosques* 14(1): 107-120.
- Tedersoo, L., T.W. May y M.E. Smith. 2010. Ectomycorrhizal lifestyle in fungi: global diversity, distribution, and evolution of phylogenetic lineages. *Mycorrhiza* 20:217-263.
- Tibbett, M. y F.E. Sanders. 2002. Ectomycorrhizal symbiosis can enhance plant nutrition through improved access to discrete organic nutrient patches of high resource quality. *Annals of Botany* 89: 783-789.
- Villanueva-Jiménez, E., M. Villegas-Ríos, J. Cifuentes-Blanco y H. León-Avenidaño. Diversidad del género *Amanita* en dos áreas con diferente condición silvícola en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77(1): 17-22.

8. Material Suplementario

Tabla S1. Clasificación y descripción de las clases de A) estado de pudrición de la madera, B) forma de la superficie del suelo y C) exposición de las parcelas al viento.

A. Clasificación de la madera en relación a su estado de descomposición (Heilmann-Clausen y Christensen, 2003)

Clases	Características
Clase 1	Madera dura, una navaja penetra pocos milímetros, corteza intacta.
Clase 2	Madera principalmente dura, una navaja penetra <1 cm, la corteza empieza a quebrarse.
Clase 3	Madera claramente emblandecida, una navaja penetra ca. 1-4 cm, a perdido parte de la corteza.
Clase 4	Madera descompuesta, una navaja penetra ca. 5-10 cm, la corteza se ha perdido en la mayor parte, la circunferencia original empieza a perderse.
Clase 5	Madera muy descompuesta, frágil, una navaja penetra más de 10 cm con facilidad, circunferencia original apenas reconocible.

B. Clasificación de la forma de la superficie del suelo (Alfredsen y Høiland, 2001)

Clases	Características
Clase 2	Fuertemente convexo
Clase 1	Medianamente convexo
Clase 0	Plano
Clase -1	Medianamente cóncavo
Clase -2	Fuertemente cóncavo

C. Clasificación de la exposición de las parcelas al viento (adaptado de Heilmann-Clausen y Christensen, 2003)

Clases	Características
Clase 1	Bosque abierto sin sotobosque.
Clase 2	Bosque cerrado con sotobosque disperso.
Clase 3	Bosque cerrado con sotobosque desarrollado.
Clase 4	Lugares a manera de refugio protegidos por un sotobosque denso.

Tabla S2. Listado de morfoespecies.

Agaricales sp. 1

Agaricales sp. 2

Agaricales sp. 3

Agaricales sp. 4

Agaricales sp. 5

Agaricales sp. 6

Agaricales sp. 7

Agaricales sp. 8

Agaricales sp. 9

Agaricales sp. 10

Agaricales sp. 11

Agaricales sp. 12

Albatrellus elisii

Amanita flavoconia

Amanita sp. 1

Amanita sp. 2

Amanita sp. 3

Amanita sp. 4

Amanita sp. 5

Amanita sp. 6

Amanita sp. 7

Amanita sp. 8

Auricularia sp. 1

Auricularia sp. 2

Boletales sp. 1

Boletales sp. 2

Boletales sp. 3

Boletales sp. 4

Boletales sp. 5

Calostoma sp. 1

Cantharellus lutescens

Chondrostereum sp. 1

Clavaria sp. 1

Clavariaceae sp. 1

Clavulina sp. 1

Coltricia sp. 1

Corticiaceae sp. 1

Cortinariaceae sp. 1

Cortinariaceae sp. 2

Cortinarius sp. 1

Cortinarius sp. 2

Cortinarius sp. 3

Cortinarius sp. 4

Cortinarius sp. 5

Cortinarius sp. 6

Entoloma sp. 1

Ganoderma sp. 1

Heimioporus betula

Hydnum sp. 1

Hydnum sp. 2

Hypholoma sp. 1

Hypocrea sp. 1

Inocybe sp. 1

Laccaria sp. 1

Laccaria sp. 2

Laccaria sp. 3

Laccaria sp. 4

Laccaria sp. 5

Laccaria sp. 6

Laccaria sp. 7

Laccaria sp. 8

Laccaria sp. 9

Lactarius sp. 1

Lactarius sp. 2

Lactarius sp. 3

Lactarius sp. 4

Lactarius sp. 5

Leccinum sp. 1

Leotia lubrica

Mycena sp. 1

Paxillus sp. 1

Pezizal sp. 1

Phellodon niger

Pleurotus sp. 1

Polyporaceae sp. 1

Polyporaceae sp. 2

Polyporaceae sp. 3

Polyporaceae sp. 4

Polyporaceae sp. 5

Polyporaceae sp. 6

Polyporaceae sp. 7

Polyporaceae sp. 8

Polyporaceae sp. 9

Polyporaceae sp. 10

Ramaria sp. 1

Ramaria sp. 2

Ramaria sp. 3

Ramaria sp. 4

Russula sp. 1

Russula sp. 2

Russula sp. 3

Russula sp. 4

Russula sp. 5

Russula sp. 6

Schizophyllum commune

Schizophyllum sp. 2

Scutellinia scutelata

Suillus sp. 1

Suillus tomentosus

Thelephoraceae sp. 1

Thelephoraceae sp. 2

Tremella sp. 1

Xeromphalina sp. 1

Xylaria sp. 1

Xylaria sp. 2

Xylaria sp. 3

Xylaria sp. 4
