



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES
CARRERA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

*Infectividad y comunidades de hongos
micorrízico-arbusculares en tres parches de
bosque urbano de la ciudad de Córdoba*

TESINISTA: PAULA ALEJANDRA BUIL

FIRMA:

DIRECTORA: DRA. ALEJANDRA BECERRA

FIRMA:

CO-DIRECTOR: DR. DANIEL RENISON

FIRMA:

Laboratorio de Micología, Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal

(IMBIV - CONICET - UNC)

Córdoba, Argentina

2018

Infectividad y comunidades de hongos micorrízico-arbusculares en tres parches de bosque urbano de la ciudad de Córdoba

TRIBUNAL EXAMINADOR

NOMBRE Y APELLIDO: DR. CARLOS URCELAY

FIRMA:

NOMBRE Y APELLIDO: DR. EDUARDO NOUHRA

FIRMA:

NOMBRE Y APELLIDO: DR. LUCAS ENRICO

FIRMA:

CALIFICACIÓN:

FECHA:

Indice

Resumen	4
Introducción.....	6
Objetivo general.....	9
Objetivos específicos	9
Hipótesis.....	9
Predicciones	10
Metodología	10
1. Área de estudio	10
2. Diseño de muestreo	14
3. Caracterización de los sitios de estudio	15
4. Variables micorrícicas: diversidad, riqueza y densidad de morfoespecies.	15
5. Bioensayo de infectividad	16
6. Análisis de datos	17
Resultados	18
1. Composición de morfoespecies y variables micorrícicas	18
2. Infectividad de los suelos.....	22
3. Análisis físico químico de los suelos	24
4. Cobertura vegetal y compactación del suelo	25
5. Relación entre las variables micorrícicas, la compactación y la cobertura vegetal	27
6. Análisis de las morfoespecies encontradas en cada parche de bosque urbano	28
Discusión.....	30
Conclusiones.....	34
Propuestas a futuro	35
Agradecimientos.....	36
Referencias citadas.....	37

Infectividad y comunidades de hongos micorrízico-arbusculares en tres parches de bosque urbano de la ciudad de Córdoba.

Resumen

En muchos países los bosques y parques urbanos están amenazados por el crecimiento de las ciudades, la falta de inversión y el manejo inadecuado de sus áreas para reabastecer servicios ecosistémicos vitales. Los estudios que abordan la biodiversidad fúngica y en especial la de los hongos micorrízico-arbusculares (HMA) en estas áreas son escasos. Los HMA son fundamentales para el desarrollo vegetal, sobre todo en suelos degradados, donde la reforestación es necesaria. En este trabajo se analizó la composición de HMA y la infectividad micorrízica en tres parches de bosque urbano de la ciudad de Córdoba con distintas historias de manejo: el primero es un *bosque enriquecido* con 12 años de clausura al público, el segundo un parche de *bosque reforestado* con estrato herbáceo alto y el tercero, un *parque reforestado* con estrato herbáceo bajo. En siete muestras de suelo por parche se evaluó la diversidad de Shannon, riqueza, densidad y frecuencia de morfoespecies de esporas, la infectividad micorrízica de los suelos, las propiedades edáficas, la compactación y el porcentaje de coberturas vegetales (estrato herbáceo, arbustivo y arbóreo). La infectividad micorrízica se evaluó, bajo condiciones controladas, en plantas de *Medicago sativa* (alfalfa) cosechándolas a los 15, 30 y 60 días, a diferentes concentraciones (1:0; 1:4; 1:40) del suelo natural utilizado como inóculo micorrízico. Se determinaron diferencias entre sitios mediante análisis de la varianza (ANOVA y Kruskal-Wallis). Se identificaron un total de 25 morfoespecies, 21 en el *bosque reforestado*, 18 en el *bosque enriquecido* y 15 en el *parque reforestado*. Los valores de riqueza resultaron significativamente distintos entre parches, siendo mayor en el *bosque reforestado* ($13,71 \pm 2,81$), intermedio en el *bosque enriquecido* ($10,7 \pm 2,87$) y más bajo en el *parque reforestado* ($9 \pm 1,53$), lo cual puede deberse a diferencias históricas en los manejos realizados o estructurales, como la diferente variedad y edad de las especies vegetales. La diversidad de Shannon y la densidad de morfoespecies no mostraron diferencias entre parches. Las familias de HMA más representadas en todos los parches fueron Glomeraceae, Claroideoglomeraceae y Acaulosporaceae, cuyas especies son consideradas generalistas y resilientes a disturbios. La infectividad resultó diferente

sólo para el *bosque enriquecido* en el tratamiento 1:4 (59% a los 30 días). En este sitio se observó la menor compactación del suelo y una dominancia del estrato arbóreo.

En el *bosque reforestado* se encontró una mayor riqueza de morfoespecies y el mayor porcentaje de arbustivas, la infectividad fue más alta en el *bosque enriquecido*, donde dominó el estrato arbóreo y la baja compactación del suelo, mientras que una mayor compactación y porcentaje de herbáceas se encontró en el *parque reforestado*, sin evidenciar relación con las otras variables analizadas. En base a los resultados, se considera que existen otros factores como la identidad de las especies vegetales que son colonizadas por HMA u otras variables físico-químicas individuales del suelo que influyen en la densidad, la composición de propágulos y su infectividad en áreas urbanas.

Se considera la necesidad de estudios con flora nativa y el uso de plantas trampa para describir en detalle la dinámica de los HMA en zonas urbanas, además del muestreo de áreas periurbanas de referencia para describir el efecto de la urbanización en las comunidades fúngicas nativas.

Palabras clave: bosque urbano; cobertura vegetal; compactación del suelo; comunidades micorrízico-arbusculares; infectividad micorrízica.

Introducción

En la provincia de Córdoba, la vegetación nativa está reducida a relictos y su biodiversidad se ve gravemente amenazada (Tavella et al., 2016). La urbanización y la deforestación han llevado a una pérdida de beneficios ambientales tales como la calidad del aire, la regulación del microclima, la reducción del ruido, la disminución de la escorrentía de agua superficial y la fertilidad, llevando a la degradación y compactación de los suelos (Tilman et al., 2001, Renison et al., 2016; Daily y Ellison, 2012; Herrero y Renison, 2013). La ciudad de Córdoba es un ejemplo de todos estos procesos de pérdida. Para revertir estos efectos, en la provincia se están llevando a cabo diversos proyectos de reforestación, entre los que destacan: “Bosques de altura en la quebrada de *Los Refugios*”, “Conservación y reforestación en *Los Cajones*”, “Reforestación con especies de bosque Serrano en *El Cuadrado*”, el “Control de especies exóticas en los bosques serranos”, y “La urbanización amigable con el bosque serrano”, mientras que en la ciudad se desarrolla el proyecto “El bosque nativo vuelve a Ciudad Universitaria” (Renison et al., 2016).

Las modificaciones físicas del suelo producidas por la urbanización pueden influenciar en la biota. Se ha observado, por ejemplo, una menor riqueza y abundancia de especies fúngicas del suelo en zonas urbanas comparado con zonas periurbanas (Pouyat et al., 1994). Los mismos resultados se han observado en las comunidades de hongos micorrízico-arbusculares (HMA) (Bainard, 2011; Cousins et al., 2003). Los HMA forman simbiosis con el 92% de las familias de plantas terrestres (Wang y Qiu, 2006) y son organismos clave en la captura y ciclado de nutrientes en todo ecosistema mediante su asociación con las raíces de las plantas (Brundrett et al., 1996). En esta simbiosis existe un movimiento bidireccional de nutrientes, donde el carbono de la fotosíntesis fluye hacia el hongo y los nutrientes inorgánicos son transportados hasta la planta hospedante (Zeto, 2000; Smith et al., 2000). Los HMA aumentan el crecimiento y la productividad de las plantas (Asmelash et al., 2016), mejoran la supervivencia y establecimiento de plantines en campo y su inoculación tiene efectos significativos en el crecimiento de plantines, sobre todo en especies leñosas de lento crecimiento (Huante et al., 2012).

La ocurrencia y diversidad de los HMA en una determinada comunidad de plantas depende de los requerimientos edáficos (pH, textura del suelo, salinidad, temperatura, concentración de nutrientes) de las especies fúngicas (Sieverding, 1991; Irrazábal et al., 2004) y de la capacidad de

ciertas especies vegetales de asociarse con estos hongos para crecer y desarrollarse (Asmelash et al., 2016). Un cambio en la composición de la vegetación, particularmente en suelos degradados, puede alterar la comunidad de HMA (Cuenca et al., 1998; Hart y Reader, 2004; Irrazábal et al., 2004; Peña Venegas et al., 2007; Schnoor et al., 2011). Un ejemplo se encuentra en los manejos en áreas urbanas que incrementan la cobertura vegetal (generalmente pastos), lo cual favorece a las comunidades de HMA (Cousins et al., 2003). En ecosistemas urbanos también pueden introducirse HMA exóticos por plantas y suelo importados de otras áreas, lo cual altera su riqueza y composición comparado con zonas aledañas no urbanizadas (Cousins et al., 2003). Por otra parte, el aumento de la complejidad estructural de la vegetación representada por una mayor riqueza de especies vegetales tiene una correlación positiva con la riqueza de HMA, tanto en estudios en invernadero (van der Heijden, 2004) como a campo (Landis et al., 2004).

La habilidad de los HMA para iniciar la colonización de una planta determina la infectividad micorrícica del suelo (Plenchette et al., 1989), la cual puede ser modificada por factores ambientales (Tinker y Gildon, 1983; Treseder, 2004). La colonización micorrícico-arbuscular puede diferir entre tipos de suelo, aunque presenten la misma composición de HMA (Cuenca et al., 2004), ya que además de las esporas, depende del micelio externo y de los segmentos radicales colonizados (Smith y Read, 2008). Una mayor infectividad se ha observado en suelos de pastizales y en bosques disturbados comparado con áreas conservadas (Jasper et al., 1991; Closa y Goicoechea, 2011; Soterias, 2013). Por otro lado, experimentos en invernadero donde se simulaban procesos erosivos, han demostrado que una erosión por encima de los 7,5 cm del suelo puede producir una pérdida completa de HMA (Habte, 1989). Además, aunque el potencial infectivo de los HMA se mantenga en condiciones de sequía, este se ve significativamente disminuido cuando el suelo ha sido disturbado (Asmelash et al., 2016), como ocurre en los suelos urbanos de la ciudad de Córdoba. Los disturbios, no solo reducen la abundancia, diversidad e infectividad de los HMA, sino que resultan en una alteración drástica de sus comunidades (Schnoor et al., 2011).

Conocer la comunidad de HMA puede ser clave como indicador de los cambios en un ecosistema urbano y una herramienta para evaluar la calidad del suelo, el éxito de las prácticas

de restauración en ecosistemas degradados (Lovera y Cuenca, 1996; Haselwandter, 1997) y utilizarlos como bioindicadores (Oehl et al., 2001).

Ante la falta de antecedentes sobre la composición de HMA en los espacios verdes de la ciudad de Córdoba y la necesidad de acelerar los procesos de reforestación (Renison et al., 2016), en el presente trabajo se eligieron tres parches de bosque urbano con distintas historias de manejo. Según la FAO (2016), el sistema que comprende todos los arbolados (rodales), árboles individuales y en grupos localizados en las ciudades y sus periferias, incluyendo áreas boscosas, arbolado público, árboles en parques, jardines y en las esquinas de las calles pueden definir a los bosques urbanos.

De acuerdo con los antecedentes expuestos, se formularon las siguientes preguntas: ¿Cuál es la composición de morfoespecies, la infectividad de los suelos, la diversidad, riqueza y densidad de esporas en tres parches de bosque urbano de la ciudad de Córdoba?, ¿existen diferencias en la composición e infectividad de los HMA entre parches?, ¿existe relación entre dichas variables, la compactación del suelo y los distintos tipos de cobertura vegetal encontrados? Para responderlas, en el presente estudio se eligieron tres parches de bosque urbano que corresponden a: (1) un bosque clausurado, mixto, enriquecido con especies arbóreas y estrato herbáceo alto, (2) un bosque nativo reforestado con especies arbóreas, arbustivas y estrato herbáceo alto y (3) un bosque nativo reforestado con arbóreas y estrato herbáceo (césped) bajo, todos ubicados en la ciudad de Córdoba y que de ahora en más se llamarán *bosque enriquecido*, *bosque reforestado* y *parque reforestado*, respectivamente.

Las respuestas a estas preguntas brindarán información preliminar sobre las comunidades de HMA y el estado micorrícico de los bosques urbanos, abriendo un debate sobre los beneficios de la biodiversidad micorrícica en la recuperación de las escasas áreas verdes de la ciudad de Córdoba.

Objetivo general

Estudiar las comunidades de hongos micorrízico-arbusculares en tres parches de bosque urbano de la ciudad de Córdoba con diferentes historias de manejo.

Objetivos específicos

- ✓ Describir las comunidades de HMA en tres parches de bosque urbano de la ciudad de Córdoba a través de distintas variables micorrízicas: composición, diversidad de Shannon, riqueza y densidad de morfoespecies de esporas.
- ✓ Evaluar en invernadero la infectividad micorrízica de los propágulos de HMA de cada parche.
- ✓ Caracterizar cada parche de bosque urbano de acuerdo con las propiedades físico-químicas del suelo y los tipos de coberturas vegetales dominantes (% herbáceas, % arbustivas y % arbóreas).
- ✓ Determinar relaciones entre las distintas variables micorrízicas, los tipos de coberturas vegetales dominantes y la compactación en cada parche.

Hipótesis

La diversidad, riqueza, densidad y composición de los HMA están relacionadas con la complejidad estructural de la vegetación y la compactación del suelo: (1) en el *bosque enriquecido*, una mayor complejidad estructural, representada por la dominancia de árboles, permite conservar la integridad estructural de los suelos, disminuyendo su compactación; además, la clausura del área reduce los factores erosivos de disturbio, favoreciendo la presencia de HMA y su capacidad infectiva; (2) en el *bosque reforestado*, una complejidad estructural intermedia, donde están representados estratos vegetales arbóreos, arbustivos y herbáceos, junto con la historia reciente de reforestación, remoción de suelo y acceso parcial a peatones, permiten condiciones edáficas intermedias que favorecen a algunos grupos de HMA; (3) en el *parque reforestado*, una baja complejidad estructural de la vegetación, representada mayormente por el estrato herbáceo (césped), junto con el libre acceso de los peatones,

disminuye la diversidad de hospedantes vegetales, las condiciones físicas del suelo beneficiosas para los HMA, así como su presencia e infectividad.

Predicciones

(1) La diversidad, riqueza, densidad, composición e infectividad de los HMA será alta en el *bosque enriquecido*, la compactación de los suelos será menor y dominará la cobertura arbórea.

(2) La diversidad, riqueza, densidad, composición e infectividad de los HMA será intermedia en el *bosque reforestado*, la compactación del suelo será intermedia y la cobertura vegetal estará representada por arbóreas, arbustivas y herbáceas.

(3) La diversidad, riqueza, densidad, composición e infectividad de los HMA será baja en el *parque reforestado*, donde la compactación será máxima y la cobertura vegetal dominante será de tipo herbácea (césped).

Metodología

1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la ciudad de Córdoba (Córdoba, Argentina) con una población de 1.329.604 dentro de un área de 573,2 Km² (Censo 2010). Al norte y noroeste, la ciudad se encuentra limitada con la Provincia Fitogeográfica Chaqueña, con el característico piso de bosque serrano abierto o semi-cerrado, árboles bajos (entre 7 y 9 m) y estratos arbustivo y herbáceo (Sérsic et al., 2015). La región central pertenece a la Provincia Fitogeográfica del Espinal, incluida en el Dominio Chaqueño, caracterizada hasta fines del siglo XIX por sus bosques abiertos (Cabrera, 1971) xerófilos bajos, dominados por especies arbóreas del género *Prosopis* (Sérsic et al., 2015). Esta Provincia comparte árboles del dominio Chaqueño como el chañar y el molle, por lo que algunos autores lo consideran un Chaco empobrecido, sin quebracho colorado (Sérsic et al., 2015). En el presente trabajo, consideramos a la zona de estudio como una transición entre ambas provincias fitogeográficas.

Los suelos, haplustoles énticos (Soil Survey Staff, 2010), se caracterizan por presentar un horizonte superficial con pH neutro a ligeramente ácido, contenido promedio de carbono

orgánico en el horizonte A de 20 g.kg⁻¹, alto porcentaje de limo (más del 35%) y una profundidad efectiva del perfil superior a 2 metros, según lo establecido por Dardanelli et al. (1997).

El área de estudio se encuentra bajo la influencia de los vientos provenientes del Atlántico, lo que da lugar a un clima típicamente semiárido con una deficiencia hídrica media anual de 138,6 mm durante ocho a diez meses del año, con temperaturas medias entre los 23 °C y 24 °C durante el mes más cálido (Rodríguez y de la Casa, 1990).

A fin de cumplir con los objetivos propuestos, se eligieron 3 parches de bosque urbano con diferentes historias de manejo:

(1) El *bosque enriquecido* consiste en un bosque clausurado, mixto, enriquecido con especies arbóreas y con estrato herbáceo alto, ubicado en el Jardín Botánico de la ciudad (31° 23' - 64° 14' O), caracterizado como un parche de 1,5 hectáreas, cerrado al público desde hace 12 años (Figura 1A y Tabla 1). El área se caracteriza como una zona mixta ya que, junto con las especies nativas implantadas, como romerillo (*Heterothalamus alienus* (Spreng.) Kuntze), molle (*Lithraea molleoides* (Vell.) Engl.), mato (*Myrcianthes cisplatensis* (Cambess.) O. Berg Phil.), orcoquebracho (*Schinopsis marginata* Engl.), coco (*Fagara coco* (Gillies) Engl.), caranday (*Trithrinax campestris* (Burmeist.) Drude y Griseb.) y manzano de campo (*Ruprechtia apetala* Wedd.), hay especies leñosas invasoras como el álamo plateado (*Populus alba* L.), olmos (*Ulmus minor* Mill.), falso cafeto (*Manihot grahamii* Hook), palmera (*Phoenix* sp.), paraíso (*Melia azedarach* L.), siempre verde (*Ligustrum lucidum* W.T. Aiton) y morera (*Broussonetia papyrifera* (L.) Vent.). Entre las especies herbáceas exóticas se ha identificado al sorgo de alepo (*Sorghum halepense* (L.) Pers.).

(2) El *bosque reforestado* que consta de un bosque nativo reforestado con especies arbóreas, arbustivas y estrato herbáceo alto y (3) el *parque reforestado* que es un bosque nativo reforestado con arbóreas y estrato herbáceo bajo, se ubican en Ciudad Universitaria (C.U.), donde gracias a la iniciativa de alumnos y docentes de la materia Ecología de la Restauración (Escuela de Biología, F.C.E.F.yN., U.N.C.) y de la ex-rectora de la U.N.C., en 2009 se introdujeron en una porción de 0,72 ha, especies arbóreas, arbustivas, hierbas y pastizales. Las especies introducidas incluyeron algarrobos (*Prosopis alba* Griseb. y *P. nigra* (Griseb.) Hieron), tala (*Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm.), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl.),

arbustivas nativas como pichana (*Senna aphylla* (Cav.) H.S.Irwin & Barneby), lagaña de perro (*Caesalpinia gilliesii* (Hook.) D.Dietr.), palo amarillo (*Aloysia gratissima* (Gillies & Hook.) Tronc.), jarilla (*Larrea divaricata* Cav.) y numerosas hierbas y pastizales propios de pradera (Herrero y Renison, 2013; Renison et al., 2016). El proyecto titulado “El bosque nativo vuelve a Ciudad Universitaria”, se llevó a cabo por la reforestación de dos sitios con manejos diferentes (Figura 1B y Tabla 1): en el *bosque reforestado* ($31^{\circ} 26' 02''S - 64^{\circ} 11' 28''O$), de 0,23 ha, se realizaron labores de reforestación a través del plantado de árboles, arbustos, hierbas y enredaderas de las especies nativas antes mencionadas, además del mantenimiento periódico, mediante el riego y las extracción de exóticas (Herrero y Renison, 2013). El *parque reforestado* está ubicado en una zona más baja, adyacente a la anterior ($31^{\circ} 25' 59''S - 64^{\circ} 11' 26''O$), donde se plantaron similares especies leñosas, mientras que el estrato herbáceo es cortado periódicamente y está dominado por césped.

Figura 1A. Vista satelital del parche de *Bosque enriquecido* en el Jardín Botánico de Córdoba.

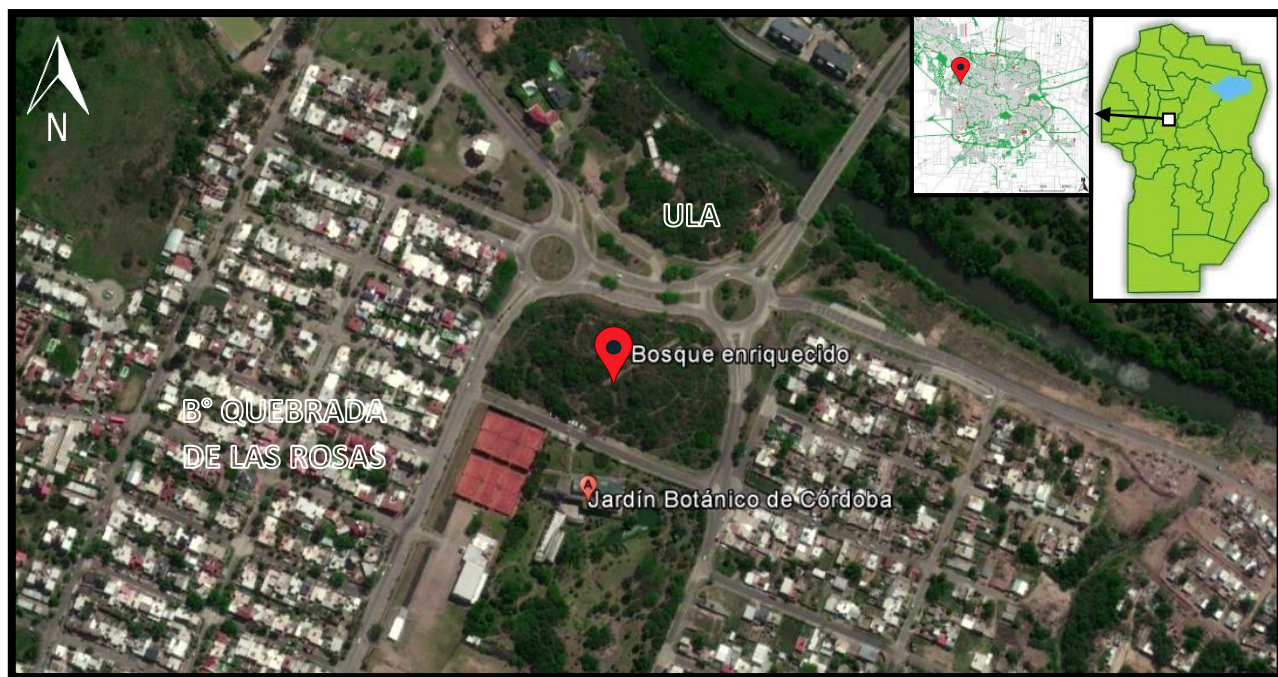


Figura 1B. Vista satelital de los parches de *Bosque reforestado* y *Parque reforestado* en la Ciudad Universitaria de Córdoba.



Los parches bajo estudio comparten las siguientes características: están rodeados por caminos de asfalto; son áreas pequeñas (menores a 2 ha); todas han sufrido intensa erosión de suelos (pastoreo por caballos, pisoteo de transeúntes o apisonamiento por vehículos); han sufrido reemplazo de los suelos naturales por superficies impermeables como pavimento o edificaciones (Tabla 1).

Tabla 1. Características de cada parche de bosque urbano.

	Bosque enriquecido	Bosque reforestado	Parque reforestado
Coordenadas	31° 23' 00"S 64° 14' 00"O	31° 26' 02"S 64° 11' 28"O	31° 25' 59"S 64° 11' 26"O
Años de reclusión	12	0	0
Manejo	2006: Implantación de leñosas.	2009-2017: Implantación arbóreas, arbustivas, hierbas y enredaderas. Extracción exóticas.	2009-2017: Implantación arbóreas, arbustivas, hierbas y enredaderas.
Tamaño (ha)	1,5	0,23	0,5
Disturbio previo	<i>Prolongado:</i> Pastoreo por caballos, pisoteo por transeúntes, erosión hídrica y eólica. <i>Corto:</i> 2005-2006, remoción de suelo por obra de infraestructura.	<i>Prolongado:</i> hasta la actualidad, erosión mecánica por transeúntes, erosión hídrica y eólica.	<i>Prolongado:</i> hasta la actualidad, erosión mecánica por transeúntes, erosión hídrica y eólica.
Disturbio actual	No registrado.	Pisoteo leve de transeúntes por un único camino.	Pisoteo intenso de transeúntes por libre acceso en toda el área.
Cobertura dominante	Arbóreas y herbáceas.	Arbustivas y herbáceas.	Herbáceas.
Especies vegetales	Nativas y exóticas.	Nativas.	Nativas.

2. Diseño de muestreo

En todos los sitios se evitaron los senderos y dentro del *bosque enriquecido* las zonas impenetrables. En cada parche de bosque se establecieron 7 parcelas de 10x10 m aleatoriamente distribuidas. Dentro de cada parcela se tomaron 5 submuestras de suelo, de 6 cm de diámetro y 20 cm de profundidad, extraídas con un sacabocado. En el laboratorio las submuestras se mezclaron, homogeneizaron y guardaron en bolsas de polietileno etiquetadas, y se conservaron en heladera a 4°C.

3. Caracterización de los sitios de estudio

En cada parche de estudio se tomó un pan de tierra de 15 cm de diámetro por 15 cm de profundidad para analizar las siguientes variables físico-químicas del suelo: % arena, arcilla y limo, % de humedad gravimétrica (Veihmeyer y Hendrickson, 1931), pH (Peech, 1965), conductividad eléctrica (Bower y Wilcox, 1965), fósforo disponible (Jackson, 1964), nitrógeno total (Bremner y Mulvaney, 1982), carbono total, relación C/N y % materia orgánica (Nelson y Sommers, 1982).

Mediante estimación visual se determinó el porcentaje de los estratos vegetales dominantes de cada parche cuantificando la superficie ocupada por las herbáceas (pastos, hierbas, enredaderas y pajonales), arbustos (leñosas hasta 2 m de altura) y arbóreas (leñosas mayores a 2 m de altura) en cuadratas de 4x4 m ubicadas en las mismas zonas donde se extrajeron las muestras de suelo.

La resistencia a la penetración en los 5 mm superficiales (compactación superficial) se determinó por esfuerzo de compresión confinado mediante un penetrómetro de bolsillo y la resistencia en los 5 cm superficiales del suelo (compactación subsuperficial) se obtuvo mediante un penetrómetro de cono (Davidson, 1965).

4. Variables micorrícicas: diversidad, riqueza y densidad de morfoespecies

Las muestras de suelo de cada parcela se homogeneizaron según la metodología propuesta por Bouffaud et al. (2016). Las esporas se extrajeron a partir de 50 gr de suelo mediante el tamizado con mallas de distinto tamaño (125 y 38 μ m), siguiendo la metodología de Gerdemann y Nicolson (1963). El sobrenadante se centrifugó con sacarosa al 80% (Walker et al., 1982) y las esporas obtenidas se colocaron en capsulas de Petri divididas en cuadrículas de 1x1 cm. Posteriormente, las esporas se aislaron y fijaron en polivinil alcohol (PVA) y PVA + Melzer (Omar et al., 1979) para la identificación de los HMA bajo microscopio a nivel de especie. Dicha identificación se efectuó en base a distintos caracteres para morfoespecie propuestos por Schenck y Pérez (1990), Redecker et al. (2013) y los manuales de identificación de INVAM (<http://invam.caf.wvu.edu/fungi/taxonomy/speciesID.htm>) y Blaszkowski (<http://www.zor.zut.edu.pl/Glomeromycota/index.html>).

El número de esporas se expresó como el número total de esporas en 100 g de suelo seco y la densidad específica como el número de esporas de cada especie fúngica en 100 g de suelo seco (Lugo y Cabello, 2002).

Se calculó el índice de diversidad (H) Shannon-Wiener (Magurran, 1988) según la siguiente fórmula:

$$H = \sum_{i=1}^S (p_i \cdot \ln p_i)$$

Siendo p_i la probabilidad de encontrar cada especie "i" en una muestra.

El índice de diversidad Shannon-Wiener se combina con otros dos componentes de diversidad, la riqueza de especies (S) y la equitatividad (E) (Magurran 1988; Zak et al., 1994), de la siguiente manera:

$$E = H / \log S$$

donde E representa el grado de similitud en abundancia de las distintas especies y S el número de diferentes especies encontradas en las muestras.

La frecuencia relativa de morfoespecies fue calculada como la densidad específica de esporas sobre el total de esporas de cada parcela.

5. Bioensayo de infectividad

Para determinar del nivel de infectividad de los HMA en los parches de bosque se realizaron 3 diluciones de suelo (1:0, 1:4 y 1:40), mezclando el suelo original sin esterilizar con perlita y vermiculita esterilizadas (1 hora en autoclave y 1,5 atm de presión) en una proporción 1:1 (v:v) (Díaz y Honrubia, 1993). Como planta hospedadora se utilizó a *Medicago sativa* L. (alfalfa), una herbácea de rápido crecimiento y de respuesta positiva a la inoculación micorrícica (Cabello, 1997; Covacevich y Berbara, 2011).

Las semillas de alfalfa se esterilizaron en hipoclorito de sodio al 10% por 10 minutos y germinaron en bandejas con arena esterilizada. Después de 15 días de crecimiento, se colocaron 2 plántulas de alfalfa por maceta de plástico de 250 gr, con el suelo preparado para los distintos tratamientos, bajo condiciones controladas de invernadero (24-19°C entre día y noche,

fotoperíodo 16-8 hs luz). Se realizaron 3 réplicas por cada combinación sitio/dilución/tiempo sumando un total de 81 macetas.

A los 15, 30 y 60 días de iniciado el ensayo se cosecharon las plantas de cada tratamiento (sitio/dilución). En el laboratorio, las raíces de alfalfa se separaron y se fijaron en alcohol 70% hasta su posterior tinción. Las raíces se clarificaron y tiñeron siguiendo la técnica de Phillips y Hayman (1970), y Grace y Stribley (1991). La colonización micorrícica se cuantificó bajo microscopio óptico Nikon E400 con aumento de 400x, colocando segmentos radicales seleccionados aleatoriamente según el método de intersección (McGonigle et al., 1990).

6. Análisis de datos

Las variables dependientes fueron la diversidad, la riqueza, la densidad de morfoespecies, los porcentajes de infectividad micorrícica de los distintos inóculos, la compactación superficial y subsuperficial, los porcentajes de cobertura vegetal (% de herbáceas, % de arbustivas y % de arbóreas) y la composición de morfoespecies, mientras que la variable independiente fue el parche de bosque urbano, con tres niveles: *bosque enriquecido*; *bosque reforestado*, y *parque reforestado*. A fin de determinar diferencias entre los parches se aplicó un Análisis de la Varianza (ANAVA) y posterior prueba de Di Rienzo, Guzman y Casanoves (DGC) a las variables compactación superficial e infectividad del inóculo (para la dilución 1:4) con un nivel de significación del 0,05 (Di Rienzo et al., 2018) ya que cumplían los supuestos estadísticos de normalidad y homocedasticidad. El resto de las variables, no presentaron distribución normal y/o homocedasticidad pese a las transformaciones, y se analizaron mediante un análisis de la varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis, con un nivel de significación del 0,05.

Con el objetivo de encontrar relaciones conjuntas entre las variables micorrícicas, la compactación, la cobertura vegetal y los distintos parches de bosque, se realizó un primer análisis de componentes principales (ACP). Un segundo ACP se realizó para comparar la distribución espacial de las morfoespecies encontradas, con una representación igual o mayor al 5%, en las diferentes parcelas bajo estudio. Los ejes principales determinados (CP1 y CP2) se sometieron a un ANOVA para encontrar diferencias significativas en la distribución de las variables entre parches.

Complementariamente, se realizó un análisis de correlación de Spearman entre la compactación de los suelos y los tipos de cobertura vegetal dominantes. Se realizó un diagrama de Venn para visualizar la cantidad de especies exclusivas, comunes entre pares de fragmentos y comunes en los tres parches.

Todos los análisis de datos fueron realizados con el Software estadístico Infostat, versión 2018 (Di Rienzo et al., 2018).

Resultados

1. Composición de morfoespecies y variables micorrícicas

A partir de los suelos de los 3 parches de bosque urbano, se identificaron en total 25 morfoespecies, agrupadas en 3 órdenes (Diversisporales, Glomerales y Paraglomerales) y siete familias (Acaulosporaceae, Entrophosporaceae, Gigasporaceae, Pacisporaceae, Claroideoglomeraceae, Glomeraceae y Paraglomeraceae). Del total de morfoespecies, 18 se pudieron identificar a nivel de especie (Tabla 2).

La familia Glomeraceae fue la más representada en todos los parches con 11 morfoespecies. La familia Acaulosporaceae estuvo representada por 5 morfoespecies, 3 morfoespecies para la familia Gigasporaceae, mientras que se identificaron 2 morfoespecies en las familias Pacisporaceae y Claroideoglomeraceae. Para la familia Entrophosporaceae y Paraglomeraceae se identificó 1 morfoespecie.

La familia Glomeraceae dominó en los tres sitios, seguida por Claroideoglomeraceae y Acaulosporaceae.

La abundancia total de esporas en *bosque enriquecido* fue 1694 esporas, variando entre muestras de 119 a 557 esporas, en *bosque reforestado* se encontraron 1551 esporas, variando de 122 a 307 esporas, y en el *parque reforestado* se observaron 1028 esporas que variaron entre 71 y 217. En el *bosque reforestado* se observaron 21 morfoespecies, 4 de ellas únicas para dicho parche. En el *bosque enriquecido* se encontraron 18 morfoespecies y 2 morfoespecies únicas, mientras que en el *parque reforestado* se identificaron 15 morfoespecies y 1 especie única (Tabla 2 y Figura 2).

La densidad de esporas y la diversidad de Shannon no difirieron significativamente entre los parches de bosque estudiados (Tabla 3). La densidad fue mayor en el *bosque enriquecido*,

intermedia en el *bosque reforestado* y menor en el *parque reforestado*. La diversidad fue alta en el *bosque reforestado*, intermedia en el *bosque enriquecido* y más baja en el *parque reforestado*.

La riqueza fue significativamente diferente entre los parches (Tabla 3). El *bosque reforestado* presentó el valor más alto, seguido por el *bosque enriquecido* y el *parque reforestado*.

La frecuencia de morfoespecies difirió entre los parches (Figura 3). En el *bosque enriquecido* dominaron en orden decreciente *G. brohultii*, *F. geosporum*, *Glomus* sp. 2 y *F. mosseae*. En el *bosque reforestado* fueron las especies *F. geosporum*, *R. intraradices*, *R. fasciculatus* y *G. brohultii*. En el *parque reforestado* la especie más frecuente fue *R. intraradices*, seguida por *F. geosporum*, *C. claroideum* y *R. fasciculatus*. Sin embargo, solo 6 morfoespecies presentaron diferencias significativas en las frecuencias entre sitios: *R. intraradices* y *C. claroideum* fueron más frecuentes en el *parque reforestado*, *R. clarus* en el parque y el bosque reforestado, *G. fuegianum* y *A. excavata* en el *bosque reforestado*, y *E. infrequens* en el *bosque enriquecido*.

Tabla 2. Lista de morfoespecies de HMA, número de especies únicas, número total de morfoespecies y % de familias encontradas en los tres parches bajo estudio. En negrita se indica el % de representación de las tres familias más abundantes de cada sitio.

Morfoespecies de HMA		Bosque enriquecido	Bosque reforestado	Parque reforestado
ORDEN DIVERSISPORALES				
Familia Acaulosporaceae				
<i>Acaulospora excavata</i>	Ingleby y Walker		X	X
<i>Acaulospora mellea</i>	Spain y Schenck	X	X	X
<i>Acaulospora rehmi</i>	Sieverd. y Toro	X		
<i>Acaulospora sp.1</i>		X		
<i>Acaulospora sp.2</i>		X		X
Familia Entrophosporaceae				
<i>Entrophospora infrequens</i>	(Hall) Ames y Schneid.	X	X	X
Familia Gigasporaceae				
<i>Gigaspora decipiens</i>	Hall y Abbott		X	
<i>Gigaspora sp.1</i>		X	X	
<i>Scutelospora biornata</i>	Sieverd. y Toro	X	X	
Familia Pacisporaceae				
<i>Pacispora chimonobambusae</i>	(Wu y Liu) Sieverd. y Oehl ex Walker, Vestberg y Schüßler			X
<i>Pacispora sp.1</i>		X	X	X
ORDEN GLOMERALES				
Familia Claroideoglomeraceae				
<i>Claroideoglomerus claroideum</i>	(Schenck y Sm.) Walker y Schüßler	X	X	X
<i>Claroideoglomerus etunicatum</i>	(Becker y Gerd.) Walker y Schüßler		X	
Familia Glomeraceae				
<i>Funneliformis geosporum</i>	(Nicolson y Gerd) Walker y Schüßler	X	X	X
<i>Funneliformis mosseae</i>	(Nicolson y Gerd) Walker y Schüßler	X	X	X
<i>Glomus brohultii</i>	Sieverd. y Herrera	X	X	X
<i>Glomus fuegianum</i>	(Speg) Trappe y Gerd		X	
<i>Glomus sp.1</i>		X	X	X
<i>Glomus sp.2</i>		X	X	X
<i>Glomus sp.3</i>		X	X	
<i>Rhizophagus clarus</i>	(Nicolson y Schenck) Walker y Schüßler		X	X
<i>Rhizophagus intraradices</i>	(Schenck y Sm.) Walker y Schüßler	X	X	X
<i>Rhizophagus fasciculatus</i>	(Thaxt.) Walker y Schüßler	X	X	X
<i>Septoglomerus constrictum</i>	(Trappe) Sieverd., Silva y Oehl	X	X	
ORDEN PARAGLOMERALES				
Familia Paraglomeraceae				
<i>Paraglomerus occultum</i>	(Walker) Morton y Redecker		X	
Especies únicas		2	4	1
Total de morfoespecies		18	21	15
% de familias				
Acaulosporaceae		9,88	6,07	5,02
Entrophosporaceae		2,38	0,25	0,47
Gigasporaceae		0,50	0,88	0,00
Pacisporaceae		1,16	0,19	0,93
Claroideoglomeraceae		10,27	6,09	14,59
Glomeraceae		76,60	84,68	84,68
Paraglomeraceae		0,00	0,11	0,00

Figura 2. Diagrama de Venn del número de especies exclusivas y compartidas entre los diferentes parches de bosque urbano. Cada círculo representa un parche con N=7. Los números indican la cantidad de especies exclusivas, comunes entre pares de fragmentos y comunes en los tres parches.

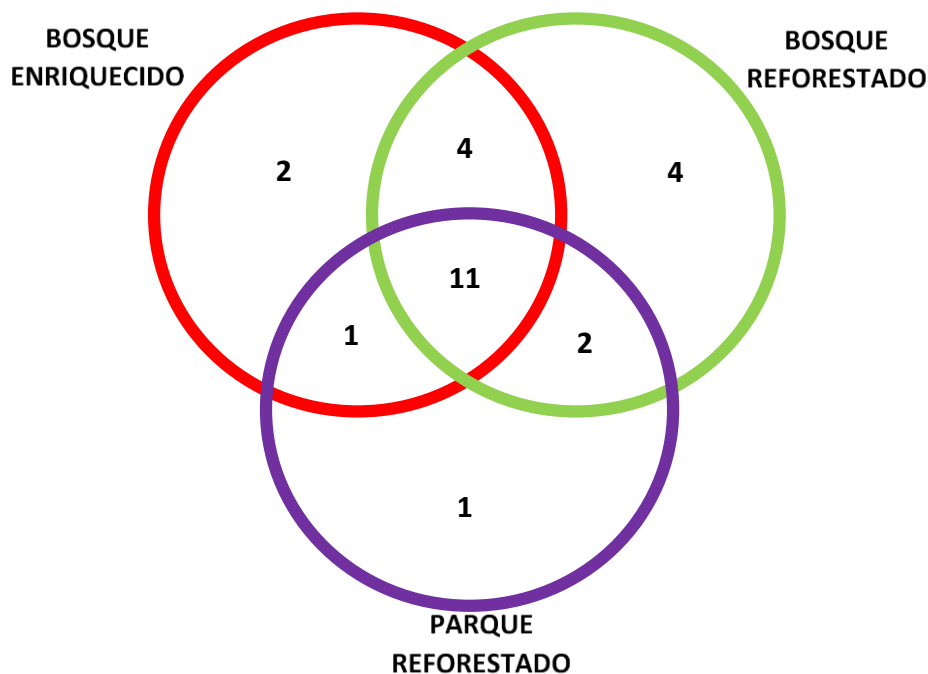
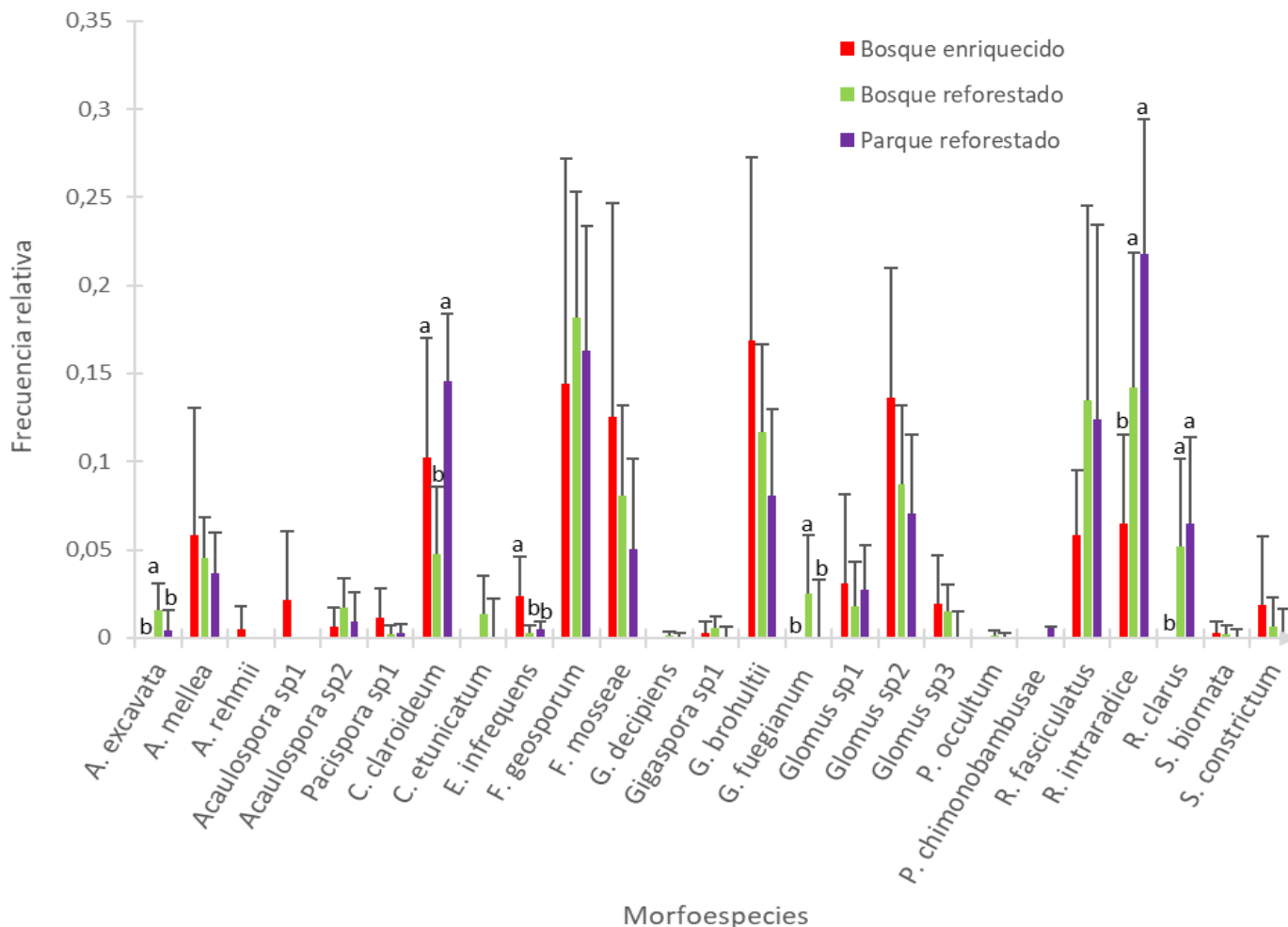


Tabla 3. Valores medios \pm desvío estándar de las variables micorrícicas (diversidad, riqueza y densidad) y del porcentaje de coberturas vegetales (herbáceas, arbustivas y arbóreas) en cada parche de bosque urbano. En negrita se indican los valores con diferencias significativas ($p < 0,05$).

	<i>Bosque enriquecido</i>	<i>Bosque reforestado</i>	<i>Parque reforestado</i>	Estadístico	Valor p
VARIABLES MICORRÍCICAS					
Diversidad	2,923 \pm 0,35 a	3,22 \pm 0,25 a	2,85 \pm 0,26 a	H= 5,04	p= 0,0805
Riqueza	10,7 \pm 2,87 b	13,71\pm2,81 a	9 \pm 1,53 b	H= 9,46	p= 0,0082
Densidad	241 \pm 161,30 a	222 \pm 70,50 a	147 \pm 65,33 a	H= 3,17	p= 0,2051
% COBERTURA VEGETAL					
Herbáceas	25,71 \pm 30,06 a	44,29 \pm 34,57 a	62,14 \pm 27,06 a	H= 4,55	p= 0,0988
Arbustivas	7,14 \pm 12,20 ab	22,86 \pm 17,04 a	4,29 \pm 11,34 b	H= 5,66	p= 0,0305
Arbóreas	67,14 \pm 38,17 a	32,86 \pm 39,88 a	33,57 \pm 30,65 a	H= 3,91	p= 0,1339

Figura 3. Frecuencia relativa media y desvío estándar de las morfoespecies encontradas en cada parche bajo estudio. Letras distintas indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0,05$).



2. Infectividad de los suelos

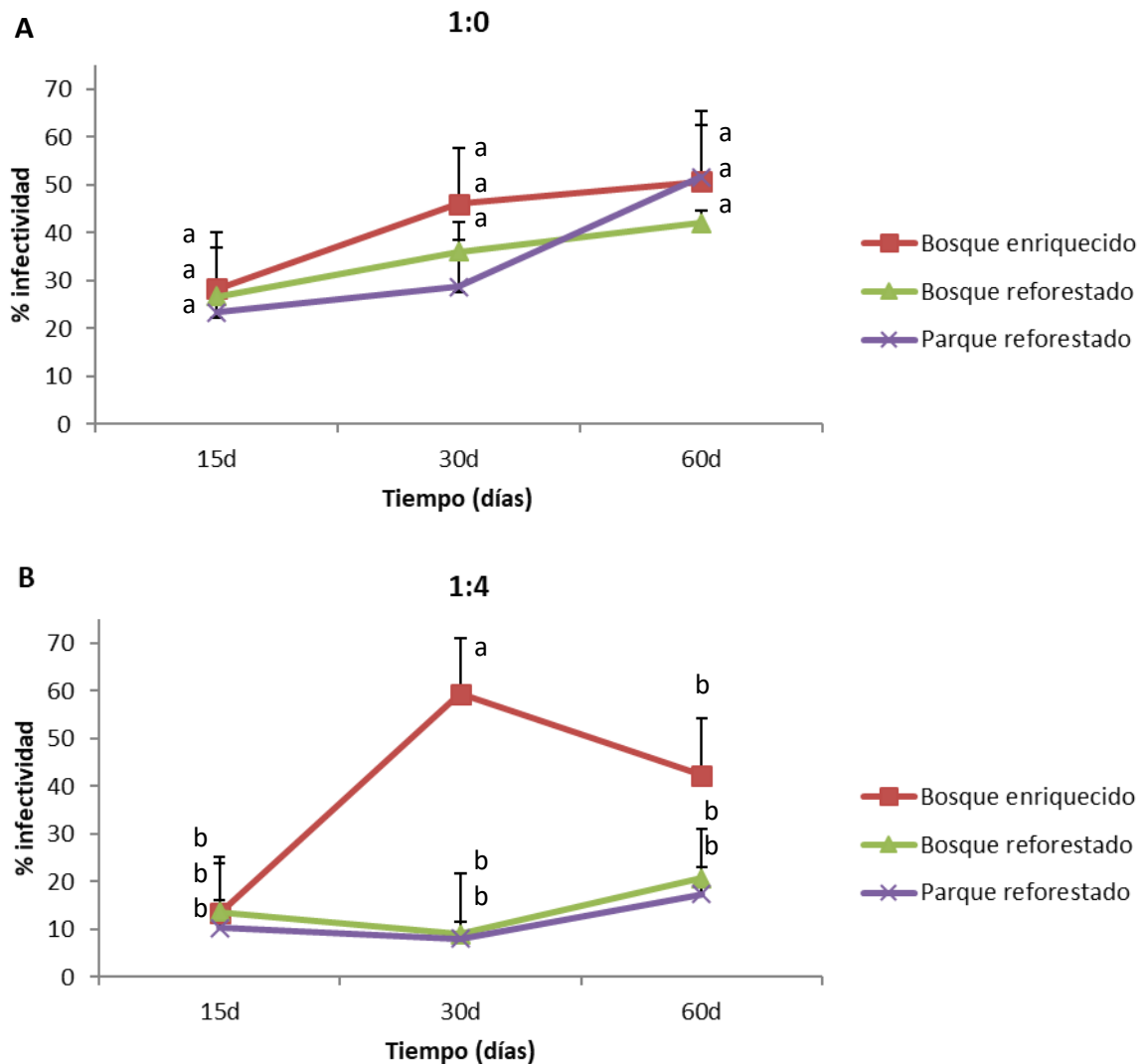
En los suelos puros (1:0) la colonización micorrícica de *Medicago sativa* aumentó a lo largo del tiempo sin diferencias significativas entre los parches ($H=1,10$; $p=0,5756$) (Figura 4A). Las plantas inoculadas con suelo del *parque reforestado* mostraron la máxima colonización a los 60 días (52%), superando a *bosque enriquecido* y *bosque reforestado* (51% y 42% respectivamente).

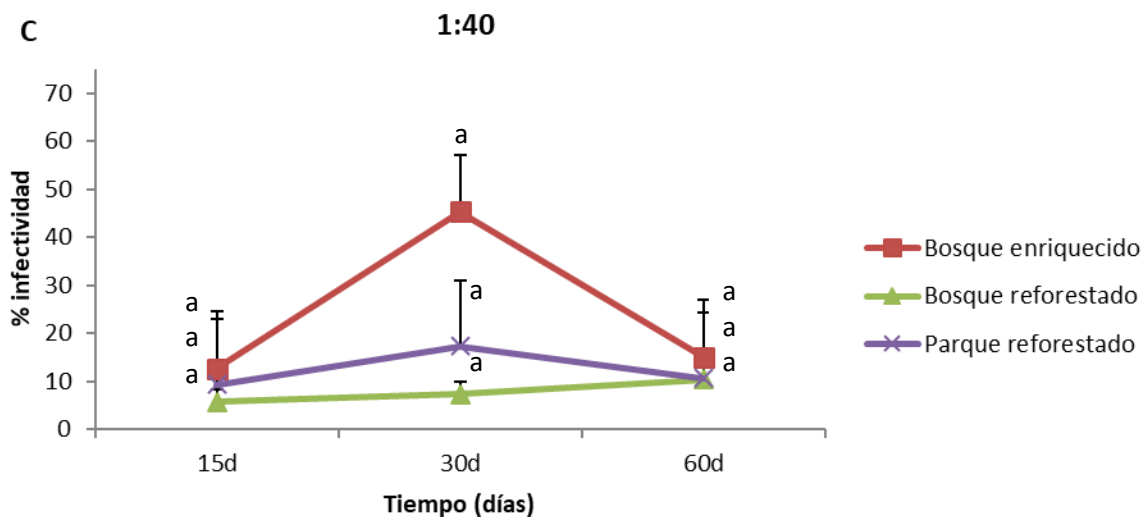
La infectividad del *bosque enriquecido* resultó diferente con respecto al *bosque reforestado* ($F=5,25$; $p=0,0128$) y *parque reforestado* ($H=9,12$; $p=0,0102$) para la dilución 1:4 (Figura 4B) a los 30 días. En los dos parches reforestados se observó una baja colonización micorrícica, levemente incrementada hacia los 60 días (*bosque reforestado* 21%, *parque reforestado* 17%). Por el

contrario, y para la misma dilución, en el *bosque enriquecido* la colonización alcanzó su nivel máximo a los 30 días (59%).

Un patrón similar se observó para la dilución 1:40 (Figura 4C). La infectividad en el *bosque reforestado* resultó máxima a los 60 días (10%), mientras que en el *parque reforestado* y en el *bosque enriquecido* la máxima colonización ocurrió a los 30 días (17%, 45% respectivamente).

Figura 4. Porcentaje de infectividad micorrízico-arbuscular de *M. sativa* a distintas diluciones de suelo en los tres parches de bosque urbano utilizados como inóculo. **A:** Dilución 1:0, **B:** dilución 1:4 y **C:** dilución 1:40. En el eje "x" se muestran tres fechas de cosecha después de iniciado el experimento (15, 30 y 60 días). Los valores son el promedio del % de infectividad y desvío estándar (n=3). Letras distintas indican diferencias significativas entre medias (p<0,05).





3. Análisis físico-químico de los suelos

De los 21 parámetros físico-químicos de los suelos analizados (Tabla 4), 4 presentaron diferencias entre parches. La materia orgánica, el carbono y el nitrógeno total fueron al menos dos veces más alto en el *bosque enriquecido* y en el *parque reforestado*, mientras que el fósforo extraíble fue dos veces más alto en el *parque reforestado*. No se observaron diferencias marcadas para los siguientes parámetros físico-químicos: pH en agua, conductividad eléctrica, relación C/N, potasio de intercambio, calcio, magnesio, sodio, potasio, hidrógeno de cambio, C.I.C, % de saturación y P.S.I. En todos los parches se encontraron altos niveles de calcio y magnesio. El contenido de carbonatos fue alto en el *bosque reforestado* y el *parque reforestado*, y valores medios se hallaron en el *bosque enriquecido*. La clase textural fue franco para el *bosque enriquecido* y el *parque reforestado*, y franco-arcilloso para el *bosque reforestado*.

Tabla 4. Variables físico-químicas en los primeros 20 cm de suelo para cada parche. En negrita se señalan las variables con mayores diferencias.

Variables edáficas	Bosque enriquecido	Bosque reforestado	Parque reforestado
MATERIA ORGANICA (%)	5,45	1,60	3,37
CARBONO (%)	3,16	0,93	1,95
NITROGENO TOTAL (%)	0,295	0,095	0,185
FOSFORO EXTRAIBLE Bray1 (p.p.m.)	10,53	21,97	28,11
pH en H ₂ O (1:2,5)	7,73	7,86	7,95
CONDUCTIVIDAD (1:2,5) (mS/cm)	0,240	0,228	0,169
RELACION C/N	10,72	9,77	10,57
POTASIO DE INTERCAMBIO (p.p.m.)	667,85	411,35	508,40
CALCIO (meq/100gr)	13,07	13,76	13,37
MAGNESIO (meq/100g)	2,43	2,48	2,38
SODIO (meq/100g)	0,08	0,08	0,08
POTASIO (meq/100g)	1,71	1,05	1,30
HIDRÓGENO DE CAMBIO (meq/100g)	0,00	0,00	0,00
C.I.C. (meq/100g)	17,29	17,37	17,12
% DE SATURACION	100,00	100,00	100,00
P.S.I. (%)	0,46	0,46	0,47
CONTENIDO DE CARBONATOS	MEDIO	ALTO	ALTO
% Arcilla	26,25	28,75	25,00
% Limo	41,25	41,25	35,00
% Arena	32,500	30,0	40,0
Clase Textural	Franco	Franco Arcilloso	Franco

4. Cobertura vegetal y compactación del suelo

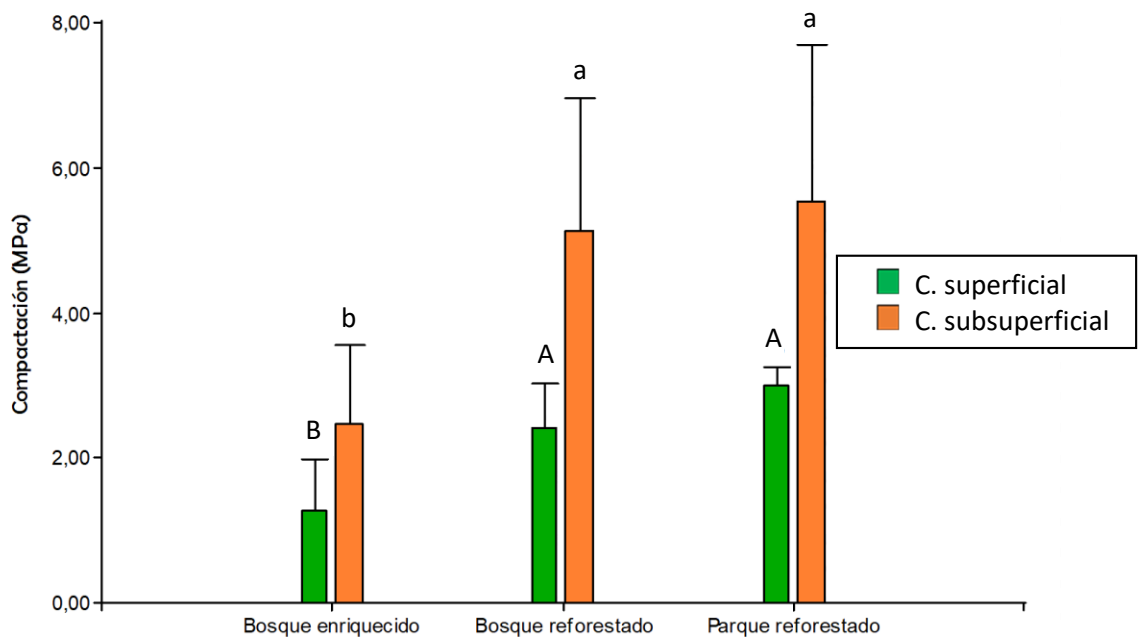
Los parches de bosque urbano presentaron distintos % de cobertura vegetal, sin embargo, sólo se observaron diferencias significativas en el % de arbustivas, siendo mayor en el *bosque reforestado* que en el *parque reforestado* (Tabla 3).

En el *bosque enriquecido* dominó el estrato arbóreo, seguido de la cobertura de herbáceas y de arbustivas. En el *bosque reforestado* el estrato herbáceo fue dominante, seguido por las arbóreas y las arbustivas. En el *parque reforestado*, dominó la cobertura herbácea, seguida por el estrato arbóreo y menos representado el arbustivo.

Las compactaciones superficial y subsuperficial del suelo en el *bosque reforestado* y *parque reforestado* duplicaron los valores hallados en el *bosque enriquecido* ($F=16,77$; $P=0,0001$ y $H=10,29$; $p=0,0056$, respectivamente) (Figura 5).

La compactación superficial se correlacionó de manera positiva con el porcentaje de cobertura del estrato herbáceo ($\rho=0,57$; $p=0,01$) y de manera negativa con el porcentaje de cobertura del estrato arbóreo ($\rho=-0,53$; $p=0,01$). La compactación subsuperficial no se correlacionó con los tipos de cobertura vegetal.

Figura 5. Compactación superficial y subsuperficial (MPa) de cada sitio de estudio. Letras mayúsculas indican diferencias entre medias para la compactación superficial ($p<0,05$). Letras minúsculas indican diferencias significativas entre medias para la compactación subsuperficial ($p<0,05$).



5. Relación entre las variables micorrícicas, la compactación y la cobertura vegetal

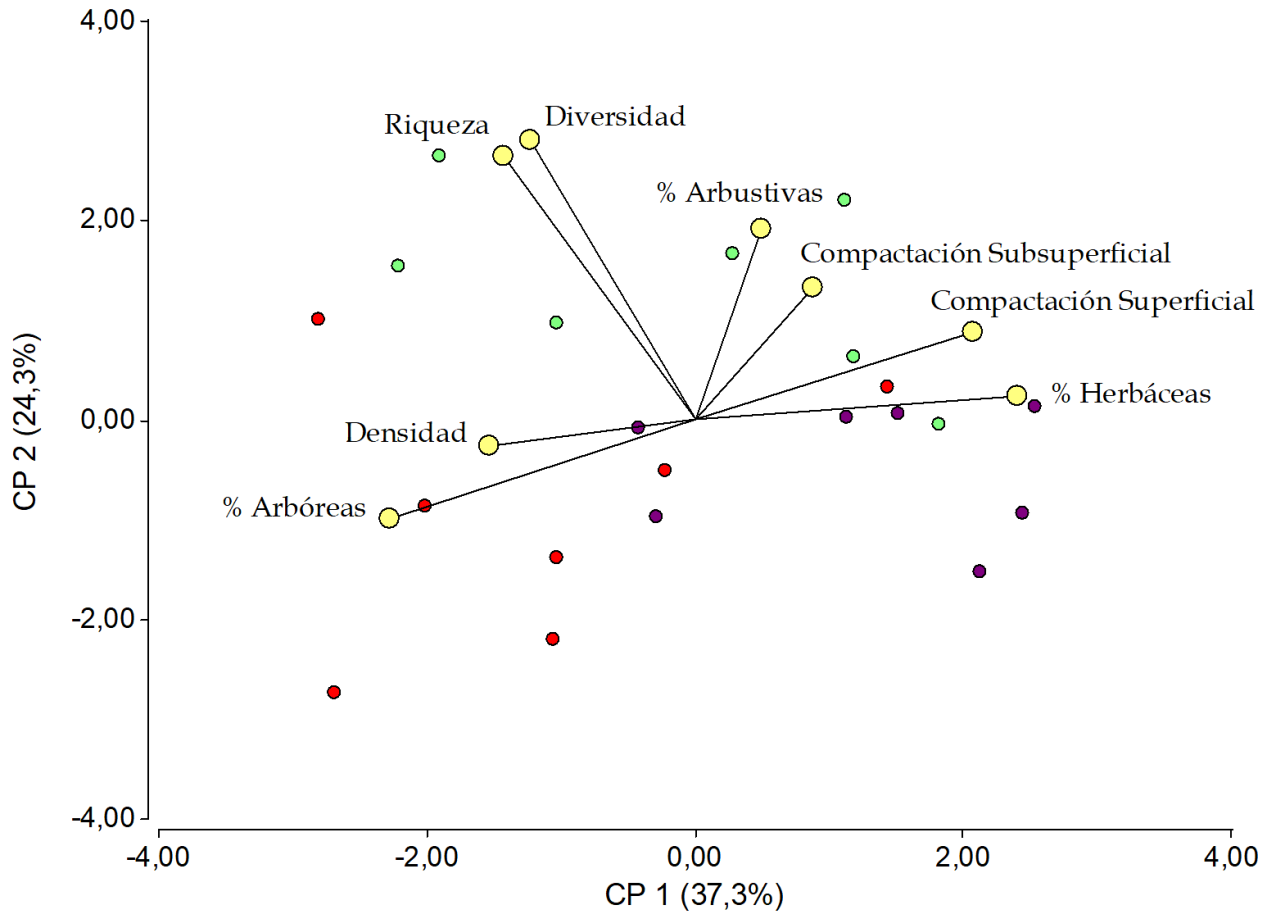
El análisis de componentes principales de las variables micorrícicas (diversidad, densidad y riqueza), compactación del suelo (superficial y subsuperficial) y % de coberturas vegetales (% herbáceas, % arbustivas y % de arbóreas) en los distintos parches de bosque urbano se muestran en la figura 6A.

Los dos primeros componentes permitieron explicar el 62% de la variabilidad total de los datos. El primer componente principal (CP1) explicó el 37,3% de la variabilidad, mostrando diferencias significativas entre *parque reforestado* y los parches de *bosque enriquecido* y *bosque reforestado* ($F=5,75$; $p= 0,0117$). El segundo componente (CP2) explicó el 24,3% de la variabilidad total y presentó diferencias significativas de *bosque reforestado* con respecto a *bosque enriquecido* y *parque reforestado* ($F=10,36$; $p= 0,0010$).

El CP1 se encuentra mayormente representado por el % de herbáceas (autovector 1=0,51; autovector 2=0,05), el % de arbóreas (autovector 1=-0,48; autovector 2=-0,21) y la compactación superficial (autovector 1= 0,44; autovector 2=0,19). El CP2 mostró una separación espacial de las parcelas de *bosque reforestado* (área positiva del eje) con respecto a *bosque enriquecido* y *parque reforestado*. Este eje estuvo representado principalmente por la diversidad de Shannon (autovector 1=-0,26; autovector 2= 0,59), la riqueza (autovector 1= -0,30; autovector 2= 0,56) y el % de arbustivas (autovector 1=0,11; autovector 2=0,41).

El *bosque reforestado* presentó la mayor cobertura de arbustivas, el mayor índice de diversidad de Shannon y la mayor riqueza de especies, en el *parque reforestado* dominó la cobertura herbácea (césped) mientras que en el *bosque enriquecido* dominó la cobertura arbórea y una baja compactación.

Figura 6A. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables micorrícicas: diversidad, densidad y riqueza; compactación del suelo (superficial y subsuperficial); y % de cobertura vegetal (% herbáceas, % arbustivas y % de arbóreas) en los distintos parches de bosque urbano. Puntos ● : variables, puntos ● : parcelas de *bosque enriquecido*, puntos ● : parcelas de *bosque reforestado* y puntos ● : parcelas de *parque reforestado*.



6. Análisis de las morfoespecies encontradas en cada parche de bosque urbano

El análisis de componentes principales de las morfoespecies de esporas más representativas (presencia $\geq 5\%$) en los distintos parches de bosque urbano se muestran en la Figura 6B. Los primeros dos ejes del ACP explican el 56% de la variabilidad total de los datos. Se pudieron observar diferencias significativas sólo para el CP1 de *bosque enriquecido* con respecto a *bosque reforestado* y *parque reforestado* ($F= 9,30$; $p=0,0017$).

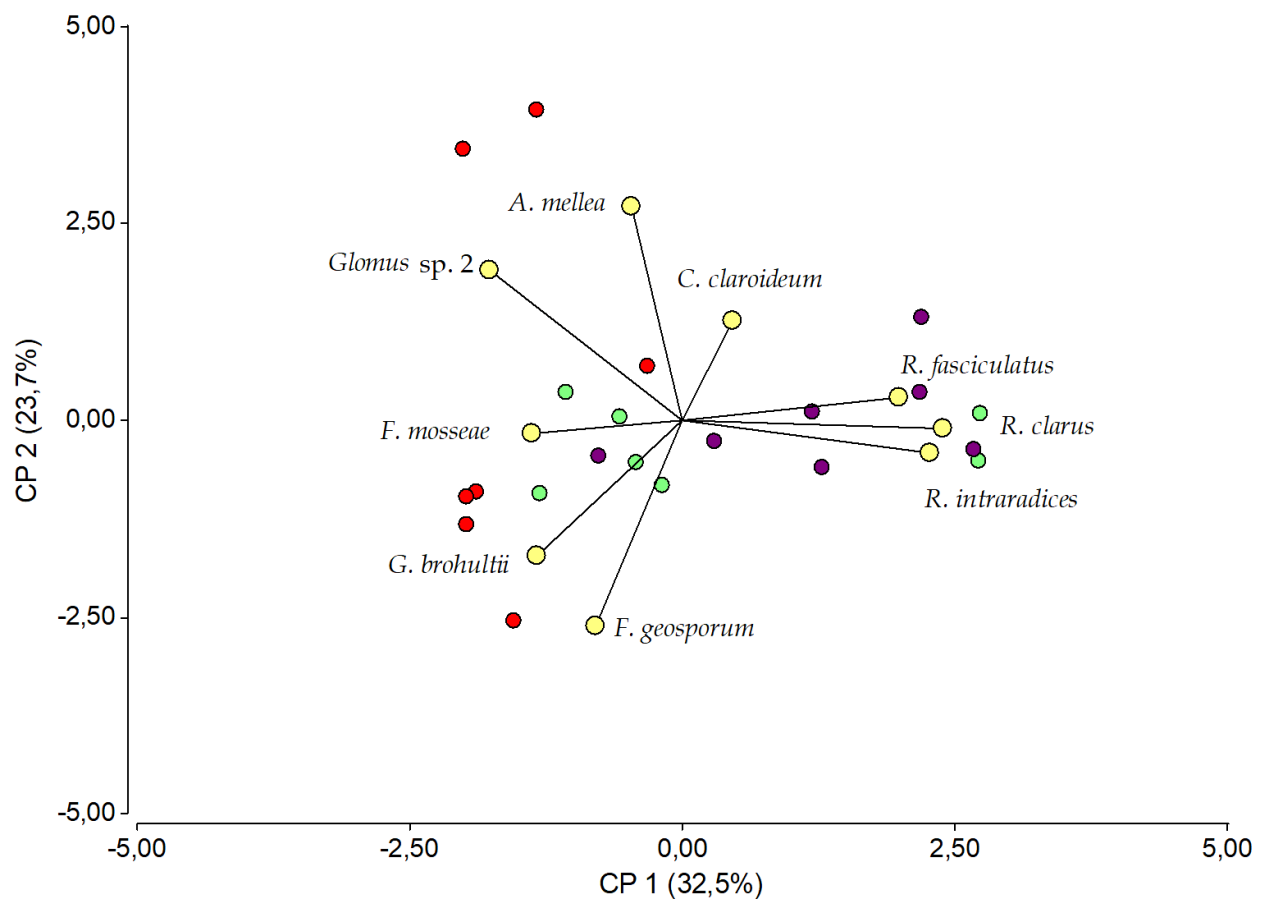
El primer componente (CP1) explicó el 32,5% de toda la variabilidad y se observó una separación en su extremo negativo, de las parcelas de *bosque enriquecido*. Este componente se encontró mayormente representado por *R. clarus* (autovector 1=0,50; autovector 2=-0,02), *R.*

intraradices (autovector 1=0,48; autovector 2=-0,09) y *R. fasciculatus* (autovector 1=0,42; autovector 2=0,06), agrupadas en el lado positivo del eje.

El segundo componente (CP2) explicó el 23,7% de la variabilidad de todas las variables. En este componente dominó *F. geosporum* (autovector1=-0,17; autovector2=-0,55), *A. mellea* (autovector 1=-0,10; autovector 2=0,57) y *Glomus* sp. 2 (autovector 1=-0,37; autovector 2=0,40).

Cabe destacar que las especies *R. clarus* y *R. intraradices* tuvieron alta frecuencia en el *bosque* y *parque reforestados*, mientras que su presencia fue baja o nula en el *bosque enriquecido*.

Figura 6B. Análisis de componentes principales (ACP) mostrando la distribución espacial de las morfoespecies de esporas más representativas (presencia≥5%) en los distintos parches de bosque urbano. Puntos ●: morfoespecies, puntos ●: parcelas de *bosque enriquecido*, puntos ●: parcelas de *bosque reforestado* y puntos ●: parcelas de *parque reforestado*.



Discusión

Los ecosistemas urbanos se caracterizan por ser áreas espacialmente heterogéneas donde el uso de suelo y su cobertura están bajo una fuerte y constante actividad antrópica (Grimm et al., 2000). Los suelos sufren incrementos en la temperatura, debido al efecto “isla de calor” (Oke, 1973), en la concentración de contaminantes, en el contenido de nutrientes y pérdida de aireación (Craul, 1985). Todas estas alteraciones influyen en la biodiversidad fúngica de los suelos (Bainard et al., 2011).

En áreas urbanas de la ciudad Córdoba los estudios sobre las comunidades fúngicas son incipientes (Urcelay et al., 2012; Heredia et al., 2014; Ambrosino, 2018). Además, en la región no hay estudios preliminares sobre las comunidades de HMA por lo que su estudio resulta clave para comprender los beneficios que otorgan a las plantas huésped que crecen en áreas urbanas, como es su efecto en el crecimiento, en la absorción de fósforo, en el estado hídrico y su resistencia a factores bióticos y abióticos (Stabler et al., 2001; Asmelash et al., 2016).

En el presente estudio la familia Glomeraceae fue la más representada en todos los parches coincidiendo con lo observado por Guadarrama et al. (2014) en bosques estacionales secos de Méjico y con Soteris (2013) para bosques de altura de las Sierras Grandes de Córdoba. De las 25 morfoespecies identificadas, solo 11 estuvieron presentes en los tres parches, siendo la mayoría (7) representantes de la familia Glomeraceae, consideradas generalistas con un amplio rango de tolerancia a condiciones ambientales cambiantes (Stürmer y Siqueira, 2011).

La densidad de esporas no mostró diferencias significativas entre sitios, aunque se observó el patrón *bosque enriquecido*>*bosque reforestado*>*parque reforestado*, coincidiendo parcialmente con la hipótesis de que la densidad de HMA se ve favorecida por la mayor complejidad estructural de la vegetación. Además, los valores de densidad hallados fueron similares a los encontrados en la misma época del año por Urcelay (2005) para un bosque serrano del Distrito chaqueño. La mayor complejidad estructural del *bosque enriquecido* (presencia de un bosque mixto con especies nativas y exóticas invasoras) y los 12 años de clausura al público permitirían que los HMA puedan asociarse con distintos hospedantes produciendo una gran cantidad de esporas a lo largo del año (Verma et al., 2010). Sin embargo, se necesitarían estudios

de la biodiversidad de HMA en la rizosfera de determinadas especies vegetales y en diferentes estaciones del año para comprender mejor su dinámica.

Una mayor riqueza de especies de HMA se observó en el *bosque reforestado* por lo que se rechaza parcialmente las hipótesis (1) de que una mayor complejidad estructural de la vegetación y una baja compactación del suelo en el *bosque enriquecido*, estaría relacionada con una mayor riqueza de HMA; (2) mientras que la complejidad estructural de la vegetación intermedia, representada tanto por arbóreas, como arbustivas y herbáceas, mostraría un valor intermedio de riqueza de especies de HMA en el *bosque reforestado*. Estos resultados coinciden con Zandavalli et al. (2008) quienes encontraron un mayor número de especies de HMA en un área reforestada de *Araucaria* comparado con un bosque nativo. Se sabe que diferentes especies de HMA pueden ingresar dentro de los ecosistemas urbanos a través de la reforestación, modificando la riqueza o composición de especies (Cousins et al., 2003). La variedad de especies vegetales y los pocos años de desarrollo de las plantas dentro del *bosque reforestado* (8 años) podría relacionarse con un mayor número de especies de HMA (Mosse y Bowen, 1968; Muthukumar et al., 2003, Beauchamp et al., 2005). Estudios previos de Stutz y Martin (1998) encontraron una mayor riqueza de HMA en zonas residenciales establecidas que en zonas residenciales recientemente formadas del área metropolitana de Phoenix (EU), ya que las primeras eran mejor mantenidas por riego y la adición de nutrientes por fertilización (Cousins et al., 2003). Un proceso similar se está llevando a cabo en el parche de *bosque reforestado*, por la poda y riegos periódicos con la iniciativa “El bosque nativo vuelve a C.U”.

El índice de diversidad de Shannon, no mostró diferencias entre sitios, aunque presentó el mismo patrón que la riqueza: *bosque reforestado*>*bosque enriquecido*>*parque reforestado*. Esto coincide con lo observado por Cousins et al. (2013) para zonas urbanas con distintos usos de suelos en ecosistemas áridos. Los cambios en la diversidad de HMA son dependientes de las especies arbóreas del dosel (van der Heijden y Horton, 2009; O’Brien et al., 2011), por lo que resulta indispensable identificar las especies herbáceas, arbustivas y arbóreas, para comprender el reclutamiento de las comunidades micorríco-arbusculares, relacionando la diversidad de plantas huésped con la diversidad de HMA.

La capacidad de un suelo de inducir la formación de micorrizas debería ser considerada como un indicador de la calidad del suelo (Jansa et al., 2009). En este trabajo la infectividad micorrízico-arbuscular varió entre los sitios estudiados, sin embargo, solo fueron significativos los valores del *bosque enriquecido* en la dilución 1:4 a los 30 días. En general, el suelo del *bosque enriquecido* fue más infectivo en las 3 diluciones, mientras que los parches reforestados solo presentaron alta colonización en los suelos puros (1:0). Cabe destacar que los niveles de infectividad y la densidad total de esporas encontrados se corresponden con lo encontrado en trabajos previos para ecosistemas semiáridos de otras partes del mundo (Li y Zhiwei, 2005).

En el presente trabajo se identificaron las propiedades físico-químicas de los 3 parches urbanos. Los parámetros que suelen definir la eficiencia de la simbiosis de los HMA con las plantas hospedantes son el contenido de materia orgánica, la cantidad de fósforo y el pH (Schweiger et al., 2007). El *bosque enriquecido* presentó un alto porcentaje de materia orgánica mientras que el fósforo extraíble fue dos veces más alto en el *parque reforestado*. Se sabe que los suelos urbanos presentan propiedades altamente heterogéneas (Cousins et al., 2003; DeKimpe y Morel, 2000) y cambios en sus propiedades edáficas por lo que distintos propágulos fúngicos pueden presentar ritmos de colonización muy diferentes (Helgason et al., 2002; Cornejo, 2006).

La compactación del suelo puede ocurrir debido a la ruptura y agregación de las partículas por acción mecánica (Craul, 1992). En el presente trabajo se observó una relación positiva entre la compactación superficial y el porcentaje de cobertura herbácea, y una correlación negativa entre la compactación superficial y el porcentaje de cobertura arbórea. El *bosque* y el *parque reforestado* presentaron los niveles más altos de compactación. Esto podría explicarse por una alta escorrentía del agua superficial debido a la pendiente pronunciada del terreno (en el *bosque reforestado*) junto con una mayor erosión, dada por el libre acceso de los peatones y por la presencia de césped como cobertura vegetal dominante (en el *parque reforestado*), lo cual expone la superficie a factores de disturbio. La baja compactación del suelo en el *bosque enriquecido*, se relaciona con la cobertura arbórea dominante, ya que los árboles reducen la erosión y la agregación mecánica de las partículas, aumentando la estabilidad de los suelos (FAO, 2016).

El análisis de componentes principales de las variables micorrícicas, la compactación y la cobertura vegetal mostró que el *bosque reforestado* presentó el mayor % de cobertura de arbustivas, el mayor índice de diversidad de Shannon y la mayor riqueza de especies de HMA, en el *parque reforestado* dominó el estrato herbáceo y la mayor compactación, mientras que en el *bosque enriquecido* dominó la cobertura arbórea y una baja compactación. Los resultados de este análisis no permitieron establecer relaciones entre la cobertura vegetal, la compactación y las variables micorrícicas en los parches, por lo que rechazamos las hipótesis (1, 2 y 3) de que el tipo de cobertura vegetal dominante y la compactación influye en las variables micorrícicas de las comunidades de HMA. Los cambios encontrados en la diversidad de HMA entre parches pueden ser dependientes de las especies arbóreas (van der Heijden y Horton 2009; O'Brien et al., 2011) ya que diferentes especies de HMA pueden ingresar a los ecosistemas urbanos a través de la reforestación (Cousins et al., 2003).

Tanto en el *bosque* como en el *parque reforestado*, *R. fasciculatus*, *R. clarus* y *R. intraradices* fueron las morfoespecies más frecuentes. Las diferencias con respecto a *bosque enriquecido*, pueden ser explicadas por el cambio de vegetación herbácea a arbórea (Cousins et al., 2003; Leal et al., 2013) debido a las reforestaciones recientes y por similitudes de manejo en los parches de C.U. (Herrero y Renison, 2013; Renison et al., 2016). De esta manera, se rechaza la hipótesis de que la composición de morfoespecies en los parches es dependiente de las diferencias ejercidas por la estructura vegetal dominante.

Los HMA desempeñan un papel crucial en el funcionamiento y suministro de servicios ecosistémicos, y su necesidad de protegerlos ha sido reconocida recientemente (Turrini y Giovannetti, 2012). El presente trabajo logra una primera aproximación a la descripción de la biodiversidad y al potencial micorrícico-arbuscular en 3 parches de bosque en un ecosistema urbano. Una mayor riqueza de morfoespecies de HMA se encontró en el *bosque reforestado*, donde hubo el mayor porcentaje de arbustivas, mientras que la infectividad fue significativamente más alta en el *bosque enriquecido* (dilución 1:4 a los 30 días). En base a los resultados se concluye que existen otros factores modulando la densidad de propágulos fúngicos, la composición y la infectividad de los HMA en áreas urbanas. Tener en cuenta la identidad de las especies vegetales presentes, las características de los diferentes usos de suelo (Cousins et

al., 2003) o variables físico-químicas individuales, podrían responder interrogantes sobre las comunidades micorrízico-arbusculares en estas áreas.

Conclusiones

- ✓ Se identificaron 25 morfoespecies de HMA, agrupadas en siete familias.
- ✓ Las familias Glomeraceae, Claroideoglomeraceae y Acaulosporaceae fueron las más representadas en los tres parches.
- ✓ La diversidad de Shannon y la densidad de esporas de HMA no variaron significativamente entre los parches de bosque.
- ✓ La riqueza de HMA fue mayor en el *bosque reforestado*.
- ✓ El % de infectividad fue mayor en el *bosque enriquecido* para la dilución 1:4 a los 30 días.
- ✓ En el *bosque enriquecido* la compactación fue menor y se asocia con la dominancia del estrato arbóreo, sin embargo, no se establecieron relaciones con las variables micorrízicas.
- ✓ En el *bosque reforestado* se encontró la mayor riqueza de HMA, una compactación superficial intermedia y la mayor dominancia del estrato arbustivo, sin embargo, no se establecieron relaciones con las variables micorrízicas.
- ✓ En el *parque reforestado* se encontró la mayor compactación, asociada con la dominancia del estrato herbáceo, y no se encontraron relaciones con las variables micorrízicas.

Propuestas a futuro

- ✓ Realizar cultivos trampa con el fin de detectar aquellas morfoespecies que no estaban esporulando en el momento de la toma de muestras.
- ✓ Identificar las comunidades de HMA y la colonización radical en especies vegetales nativas creciendo en áreas urbanas.
- ✓ Ampliar el estudio de las comunidades de HMA en parches de bosque urbano, añadiendo un área de referencia periurbana de la misma Provincia fitogeográfica.
- ✓ Analizar en detalle las propiedades físico-químicas de los suelos urbanos para establecer relaciones con la biodiversidad de HMA presentes.

Agradecimientos

Gracias a Dios por poner en mi camino a tantas personas valiosas que me han fortalecido y ayudado a crecer, tanto personal como profesionalmente.

A mi directora Alejandra Becerra, por su dedicación durante esta etapa de formación profesional, por su paciencia y por enseñarme a superar mis límites.

A mi co-director Daniel Renison, por enriquecer mis conocimientos científicos con su experiencia y su apasionada visión por la biología.

A los integrantes del Tribunal examinador, por sus valiosas revisiones para mejorar al máximo este trabajo.

Al IMBIV, especialmente a los/as integrantes del Laboratorio de Micología, por brindarme el espacio de trabajo, las herramientas, sus útiles consejos y su ayuda desinteresada para el desarrollo de esta tesina.

A la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, por su financiamiento (préstamo BID-PICT 2013-049).

Al Ing. Sergio García y a la Arq. Analía Righetti, responsables del Jardín Botánico de Córdoba, por la información y los permisos que me brindaron para acceder a la toma de muestras en el predio clausurado de bosque urbano.

A mis colegas de carrera, quienes durante estos años me han acompañado de distintas formas hasta llegar a esta instancia.

A Christian, por creer en mí y acompañarme siempre pese a las dificultades.

A mis padres, por su amor incondicional y su ejemplo.

Referencias citadas

- Ambrosino, J., 2018. Diversidad de hongos gasteroides epigeos asociada a formaciones vegetales de Bosque Nativo Secundario, Parque de Exóticas y Áreas Abiertas en espacios verdes en el centro de la ciudad de Córdoba. Tesis de grado, U.N.C. Córdoba Pp. 49.
- Asmelash, F., Bekele, T., y Birhane, E. (2016). The potential role of arbuscular mycorrhizal fungi in the restoration of degraded lands. *Frontiers in Microbiology*, 7, 1095.
- Bainard, L. D., Klironomos, J. N., y Gordon, A. M., 2011. The mycorrhizal status and colonization of 26 tree species growing in urban and rural environments. *Mycorrhiza*, 21(2), 91-96.
- Beauchamp, V. B., Stromberg, J. C., y Stutz, J. C. 2006. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with Populus–Salix stands in a semiarid riparian ecosystem. *New Phytologist*, 170(2), 369-380.
- Bouffaud, M. L., Bragalini, C., Berruti, A., Peyret-Guzzon, M., Voyron, S., Stockinger, H., D. van Tuinen, E. Lumini, D. Wipf, P. Plassart, P. Lemanceau, V. Bianciotto, D. Redecker y Girlanda M., 2016. Arbuscular mycorrhizal fungal community differences among European long-term observatories. *Mycorrhiza*, 27(4), 331-343.
- Bower, C.A. y L.W. Wilcox. 1965. Soluble salts. En Black, C. A., Evans, D. D., White, J. L., Ensminger, L. E., y Clark, F. E. *Methods of Soil Analysis*, Part 2. Agronomy 9. American Society of Agronomy, Wisconsin. Pp. 933-951
- Bremner, J.M. y C.S. Mulvaney. 1982. Nitrogen-total. En: A. Page, R. Miller, y D. Keeney. *Methods of soil analysis*. Part 2, chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy. Soil Science Society of America, Madison. Pp. 595–624.
- Brundrett, M., Bougher, N., Dell, B., y Grove, T. 1996. Working with Mycorrhizas in Forestry and Agriculture. *ACIAR Monograph*, 32. 347 pp.
- Cabello, M. N., 1997. Hydrocarbon pollution: its effect on native arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). *FEMS Microbiology Ecology*, 22(3), 233–236.
- Cabrera, A. L., 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14(1-2), 42 pp.
- Censo 2010. Dirección General de Estadística y Censos. Extraído el 14 de abril de 2018 desde: <https://estadistica.cba.gov.ar/sociedad/>
- Clark, R.B. y S.K. Zeto. 2000. Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. *Journal of Plant Nutrition*, 23(7), 867-902.
- Closa, I., Goicoechea, N. 2011. Infectivity of arbuscular mycorrhizal fungi in naturally regenerating, unmanaged and clear-cut beech forests. *Pedosphere*, 21, 65-74.
- Cornejo, P. 2006. Influencia de la cobertura vegetal sobre la diversidad y estructura de las comunidades de hongos micorrícicos y sus efectos en la estabilización de suelos degradados.

Memoria de Título para optar al grado de Doctor. Universidad de Granada. Granada-España, 266 pp.

- Cousins, J. R., Hope, D., Gries, C., y Stutz, J. C., 2003. Preliminary assessment of arbuscular mycorrhizal fungal diversity and community structure in an urban ecosystem. *Mycorrhiza*, 13(6), 319-326.
- Covacevich, F. y Berbara, R. L. 2011. Indigenous arbuscular mycorrhizae in areas with different successional stages at a tropical dry forest biome in Brazil. *African Journal of Microbiology Research*, 5(18), 2697-2705.
- Craul, P.J.1985. A description of urban soils and their desired characteristics. *Journal of Arboriculture*, 11(11): 330–339.
- Craul, P.J. 1992. Urban soil in landscape design. Wiley, New York. Pp. 399.
- Cuenca, G., De Andrade, Z., Escalante, G. 1998. Arbuscular mycorrhizae in the rehabilitation of fragile degraded tropical lands. *Biology and Fertility of Soils*, 26,107-111.
- Cuenca, G., De Andrade, Z., Lovera, M., Fajardo, L., Meneses, E. 2004. The effect of two arbuscular mycorrhizal inocula of contrasting richness and the same mycorrhizal potential on the growth and survival of wild plant species from La Gran Sabana, Venezuela. *Canadian Journal of Botany* 82, 582-589.
- Daily, G., y Ellison, K. 2012. *The new economy of nature: the quest to make conservation profitable*. Island Press. Pp. 250.
- Dardanelli, J.L., O.A. Bachmeier, R. Sereno y R. Gil. 1997. Rooting depth and soil water extraction patterns of different crops in a silty loam Haplustoll. *Field Crops Research*, 54:29-38.
- Davidson, D. T. 1965. Penetrometer Measurements. Pp. 472-484 en: Black, CA (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 1. American Society of Agronomy*, Madison, Winsconsin, USA.
- DeKimpe, C.R., Morel, J.L. 2000. Urban soil management: a growing concern. *Soil Science*, 165:31–40
- Diaz, G., y M. Honrubia, 1993. Infectivity of mine soils from Southeast Spain. *Mycorrhiza*, 4(2), 85-88.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. 2018. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL: <http://www.infostat.com.ar>
- Fajardo, L., Lovera, M., Arrindell, P., Aguilar, V. H., Hasmy, Z., y Cuenca, G. 2015. Morphotype-based characterization of arbuscular mycorrhizal fungal communities in a restored tropical dry forest, Margarita island-Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 63(3), 859-870.

- Food and Agriculture Organization (FAO). Global Forest Resources Assessment. 2015. How Are the World's Forests Changing? 2nd edition, *Food And Agriculture Organization Of The United Nations*, United Nations, Rome, 2016.
- Gerdemann, J.W. y T.H. Nicolson. 1963. Spores of mycorrhizal endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions British Mycological Society* 46(2):235-244.
- Grace, C. y C.P. Stribley. 1991. A safer procedure for routine staining of vesicular arbuscular mycorrhizal fungi. *Mycological Research* 95(10), 1160-1162.
- Grimm, N. B., Grove, J. G., Pickett, S. T., y Redman, C. L. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems: Urban ecological systems present multiple challenges to ecologists—Pervasive human impact and extreme heterogeneity of cities, and the need to integrate social and ecological approaches, concepts, and theory. *AIBS Bulletin*, 50(7), 571-584.
- Guadarrama, P., Castillo, S., Ramos-Zapata, J. A., Hernández-Cuevas, L. V., y Camargo-Ricalde, S. L., 2014. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in changing environments: The effects of seasonality and anthropogenic disturbance in a seasonal dry forest. *Pedobiología*, 57(2), 87-95.
- Habte, M. 1989. Impact of simulated erosion on the abundance and activity of indigenous vesicular-arbuscular mycorrhizal endophytes in an Oxisol. *Biology and Fertility of Soils*, 7(2), 164-167.
- Hart, M. M., y Reader, R. J. 2004. Do arbuscular mycorrhizal fungi recover from soil disturbance differently? *Tropical Ecology*, 45(1), 97-112.
- Haselwandter, K. 1997. Soil micro-organisms, mycorrhiza and restoration ecology. En *Restoration ecology and sustainable development*. University Press, Cambridge, 65-80.
- Helgason, T., Merryweather, J. W., Denison, J., Wilson, P., Young, J. P. W., y Fitter, A. H. 2002. Selectivity and functional diversity in arbuscular mycorrhizas of co-occurring fungi and plants from a temperate deciduous woodland. *Journal of Ecology*, 90(2), 371-384.
- Heredia, F., Morera, G., Robledo, G., Cagnolo, L., y Urcelay, C. 2014. Interacciones entre hongos de la madera (Agaricomycete) y árboles nativos y exóticos de un ecosistema urbano (Córdoba, Argentina). *Bosque (Valdivia)*, 35(3), 391-398.
- Herrero, M. L. y Renison, D. 2013. Iniciativas para la recuperación del Bosque Nativo en una porción de Ciudad Universitaria. Informe de avances del proyecto Bosque Nativo UNC. Período: 2009-20/04/2013.
- Huante, P., Ceccon, E., Orozco-Segovia, A., Sánchez-Coronado, M. E., Acosta, I., y Rincón, E. 2012. The role of arbuscular mycorrhizal fungi on the early-stage restoration of seasonally dry tropical forest in Chamela, Mexico. *Revista Árvore*, 36(2), 279-289.

- Irrazabal G., Velázquez S., Cabello M.N. 2004. Infectividad y diversidad de hongos micorrícicos arbusculares de la rizosfera de los talares de Magdalena, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Boletín Micológico*, 19:49–57.
- Jackson, M.L. 1964. Análisis químico de suelos. Barcelona, España, Ediciones Omega. Pp. 622.
- Jansa, J., Oberholzer, H. R., y Egli, S. 2009. Environmental determinants of the arbuscular mycorrhizal fungal infectivity of Swiss agricultural soils. *European Journal of Soil Biology*, 45(5-6), 400-408.
- Jasper D.A., Abbot L.K., Robson A.D. 1991. The effect of soil disturbance on vesicular arbuscular mycorrhizal fungi in soils from different vegetation types. *New Phytologist*, 118, 471–476.
- Landis, F. C., Gargas, A., y Givnish, T. J. 2004. Relationships among arbuscular mycorrhizal fungi, vascular plants and environmental conditions in oak savannas. *New Phytologist*, 164(3), 493-504.
- Leal, P. L., Siqueira, J. O., y Stürmer, S. L. 2013. Switch of tropical amazon forest to pasture affects taxonomic composition but not species abundance and diversity of arbuscular mycorrhizal fungal community. *Applied Soil Ecology*, 71, 72-80.
- Li Tao, y Zhiwei, Z. 2005. Arbuscular mycorrhizas in a hot and arid ecosystem in southwest China. *Applied Soil Ecology*, 29(2), 135-141.
- Lovera, M., y Cuenca, G. 1996. Arbuscular mycorrhizal infection in Cyperaceae and Gramineae from natural, disturbed and restored savannas in La Gran Sabana, Venezuela. *Mycorrhiza*, 6(2), 111-118.
- Lugo, M.A. y M.N. Cabello. 2002. Native arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) from mountain grassland (Cordoba, Argentina) I. Seasonal variation fungal spore diversity. *Mycología*, 94(4), 579-586.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom Helm, London, 178 pp.
- McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A. 1990. Ecosystem structure and function along urban–rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71:1232–1237
- McGonigle, T. P., Miller, M. H., Evans, D. G., Fairchild, G. L., y Swan, J. A. 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular—arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 115(3), 495-501.
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52:883–890.
- Mosse, B. y Bowen, G.D. 1968. The distribution of *Endogone* spores in some Australian and New Zealand soils in an experimental field soil at Rothamsted. *Transactions of the British Mycological Society*, 51: 485-492.

- Muthukumar, T., Sha, L., Yang, X., Cao, M., Tang, J. y Zheng, Z. 2003. Distribution of roots and arbuscular mycorrhizal associations in tropical forests types of Xishuangbanna, southwest China. *Applied Soil Ecology*, 22: 241-253.
- Nelson, D.W. y L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. *Methods of soil analysis 2*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, 639-577.
- O'Brien, M. J., Gomola, C. E., y Horton, T. R. 2011. The effect of forest soil and community composition on ectomycorrhizal colonization and seedling growth. *Plant and Soil*, 341(1-2), 321-331.
- Oehl, F., Jansa, J., Ineichen, K., Mäder, P., y van der Heijden, M. 2011. Champignons mycorrhiziens arbusculaires, bioindicateurs dans les sols agricoles suisses. *Recherche Agronomique Suisse*, 2(7-8), 304-311.
- Oke, T. R. 1973. City Size and the Urban Heat Island. *Atmospheric Environment*, 7, 769-77. doi:10.1016/0004-6981(73)90140-6
- Omar, M.B., L. Bolland y W.A. Heather. 1979. P.V.A. (polivinil alcohol). A permanent mounting medium for fungi. *Bulletin British Mycological Society* 13(1), 31-32.
- Peech, M. 1965. Hydrogenion activity. En: Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. *Methods of soil analysis 2*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, 914-926.
- Peña Venegas, C. P., Cardona, G. I., Arguelles, J. H., y Arcos, A. L. 2007. Micorrizas arbusculares del sur de la amazonia colombiana y su relación con algunos factores fisicoquímicos y biológicos del suelo. *Acta Amazónica*, 37(3), 327-336.
- Phillips, J.M. y D.S. Hayman. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transaction British Mycological Society* 55(1), 158-161.
- Plenchette C, Perrin R, Duvert P. 1989. The concept of soil infectivity and a method for its determination as applied to Endomycorrhizas. *Canadian Journal of Botany*, 67, 112-115.
- Pouyat, R. V., Parmelee, R. W., y Carreiro, M. M. 1994. Environmental effects of forest soil-invertebrate and fungal densities in oak stands along an urban-rural land use gradient. *Pedobiologia*, 38, 385-399.
- Redecker, D., Schübler, A., Stockinger, H., Stürmer, S. L., Morton, J. B., Walker, C. 2013. An evidence-based consensus for the classification of arbuscular mycorrhizal fungi (*Glomeromycota*). *Mycorrhiza*, 23(7), 515-531.
- Renison, D., Herrero, M. L., Torres, R., Suarez, R., Friedlander, P., Navarro Ramos, S. E., Barri y Cingolani, A. M. 2016. El rol de los voluntariados en la restauración ecológica del centro argentino. En: Ceccon E. y D. R. Pérez. *Más allá de la ecología de la restauración: perspectivas sociales en América Latina y el Caribe*. 55-76.

- Rodríguez, A.R. y A.C. de la Casa. 1990. Regiones Hídricas de la República Argentina. *Revista de Ciencias Agropecuarias* (UNC) VII:31-40.
- Schenck, N.C. y Pérez, Y. 1990. Manual of identification of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. INVAM, University of Florida, Gainesville, Fla, USA. Pp. 286.
- Schnoor, T. K., Lekberg, Y., Rosendahl, S., y Olsson, P. A. 2011. Mechanical soil disturbance as a determinant of arbuscular mycorrhizal fungal communities in semi-natural grassland. *Mycorrhiza*, 21(3), 211-220.
- Schweiger, P.F., A.D. Robson, N.J. Barrow y L.K. Abbott. 2007. Arbuscular mycorrhizal fungi from three genera infuce two phase plant growth responses on a high P-fixing soil. *Plant Soil*, 292: 181-192.
- Sérsic A.; Andrea A. Cocucci; M. Cristina Acosta; Matías Baranzelli; Santiago Benitez Vieyra; Lourdes Boero; Silvina Córdoba; Andrea Cosacov; Lucrecia Díaz; Gabriela Ferreiro; Evangelina Glinos; Ana C. Ibañez; Salvador Marino; Constanza C. Maubecin; Martín Medina; Marcela Moré, Valeria Paiaro; Mauricio Renny; Federico Sazatornil; María Sosa Pivatto; Florencia Soteras; Marina Strelin; Cecilia Trujillo; Ana Pía Wiemer. 2015. Flores del Centro de Argentina II: nueva guía Ilustrada para conocer 229 especies. 1ª ed. Córdoba: IMBV. Vol.1. Pp. 332.
- Sieverding, E. 1991. Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems. *Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit* (GTZ), Eschborn, Germany. 371 pp.
- Smith, M.D., D.C. Hartnett y C.W. Rice. 2000. Effects of long-term fungicide applications on microbial properties in tall grass prairie soil. *Soil Biology Biochemistry* 32(7), 935-946.
- Smith, S. E. y Read, D. 2008. Mycorrhizal symbiosis. 3rd ed. Academic Press: Great Britain, 815 pp.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th Ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, D.C., 374 pp.
- Soteras, F., 2013. Diversidad de hongos micorrícicos arbusculares en bosque de *Polylepis australis* Bitt. y efectividad del inóculo micorrícico para su restauración en áreas degradadas de las Sierras Grandes de Córdoba. Tesis Doctoral, U.N.C., Córdoba. Pp. 109.
- Stabler, L. B., Martin, C. A., y Stutz, J. C. 2001. Effect of urban expansion on arbuscular mycorrhizal fungal mediation of landscape tree growth. *Journal of Arboriculture*, 27(4), 193-202.
- Stürmer, S.L., Siqueira, J.O. 2011. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. *Mycorrhiza*, 21, 255–267.
- Stutz, J. C., y Martin, C. A. 1998. Arbuscular mycorrhizal fungal diversity associated with ash trees in urban landscapes in Arizona. *Phytopathology*, 88(9), S86.
- Tavella, Marcelo; Ferral, Alberto; Miropolsky, Ariel; Beltramone, Giuliana; Alaniz, Eugenia; Tavella, Demian. 2016. Diagnóstico ambiental de la provincia de Córdoba 2016. Universidad Tecnológica Nacional. 1º Ed., edUTecNe. 292 pp.

- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D. y D. Swackhamer. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292(5515), 281-284.
- Tinker, P. B., y Gildon, A. 1983. Interactions of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Infection and Heavy Metals in Plants. *New Phytologist*, 95(2), 247-261.
- Treseder, K. 2004. Meta-Analysis of Mycorrhizal Responses to Nitrogen, Phosphorus, and Atmospheric CO₂ in Field Studies. *New Phytologist*, 164(2), 347-355.
- Turrini, A., y Giovannetti, M. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungi in national parks, nature reserves and protected areas worldwide: A strategic perspective for their in situ conservation. *Mycorrhiza*, 22, 81-97.
- Urcelay, C. 2005. Impacto de diferentes tipos funcionales de plantas sobre las comunidades micorrízicas arbusculares en un arbustal serrano. Tesis Doctoral, U.N.C., Córdoba. Pp. 102.
- Urcelay, C., Robledo, G., Heredia, F., Morera, G., y Montaña, F. G. 2012. Hongos de la madera en el arbolado urbano de Córdoba. Córdoba, Argentina. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (UNC-CONICET). Pp. 102.
- van Der Heijden, M. G. 2004. Arbuscular mycorrhizal fungi as support systems for seedling establishment in grassland. *Ecology Letters*, 7(4), 293-303.
- van der Heijden, M. G., y Horton, T. R., 2009. Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *Journal of Ecology*, 97(6), 1139-1150.
- Veihmeyer, F.J. y A.H. Hendrickson, 1931. The moisture equivalent as a measure of the field capacity of soils. *Soil Science* 32(3), 181-194.
- Verma, N., J.C. Tarafdar y K.K. Srivastava. 2010. Periodic changes in *Prosopis cineraria* associated AM population at different soil depth and its relationship with organic carbon and soil moisture. *African Journal of Microbiology Research*, 4: 115-121.
- Walker, C., W. Mize y H.S. McNabb. 1982. Populations of endogonaceous fungi at two populations in central Iowa. *Canadian Journal of Botany* 60(12), 2518-2529.
- Wang, B., y Qiu, Y. L. 2006. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza*, 16(5), 299-363.
- Zak, J.C.; Willing, M.R.; Moorhead, D.L. y Wildman, H.G. 1994. Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(9), 1101-1108.
- Zandavalli, R. B., Stürmer, S. L., y Dillenburg, L. R. 2008. Species richness of arbuscular mycorrhizal fungi in forests with *Araucaria* in Southern Brazil. *Hoehnea*, 35(1), 63-68.