



LA ARBUSTIZACIÓN DE ZONAS SEMIÁRIDAS ¿AFECTA A LOS HONGOS FORMADORES DE MICORRIZAS ARBUSCULARES?

Ambrosino, M.L.^{1,2,*}, M.S. Velázquez^{2,3}, M.N. Cabello^{3,4}, C.A. Busso^{2,5}, Y.A. Torres^{4,5}, L.S. Ithurrart⁵, L.V. Armando⁵, G.S. Lorda¹, F.R. Blázquez⁵

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (FCEyN-UNLPam); ² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); ³ Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata (FCNyM-UNLP); ⁴ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC); ⁵ Dpto. Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS); * Ruta Nacional 35, km 334, (6300) Santa Rosa, Prov. de La Pampa, marielaambrosino@gmail.com

RESUMEN: La arbustización en los pastizales naturales semiáridos, ha sido asociada en parte, a cambios en la distribución espacio-temporal de los recursos edáficos. En este contexto, resultan de especial interés los hongos formadores de micorrizas arbusculares (HFMA), que facilitan la absorción de nutrientes por las plantas, entre otros beneficios. Los cambios en la cobertura vegetal pueden afectar las comunidades de HFMA con impacto directo en la vegetación y la fertilidad del suelo. El objetivo del trabajo, fue evaluar el efecto de la cobertura arbustiva en un pastizal natural de monte sobre la diversidad y estructura de los HFMA. Durante la primavera de 2017, en la Chacra Experimental Patagones, se seleccionaron 3 potreros (bloques). Se instalaron 2 transectas de 10 m/potrero en 2 sitios con (CA) y sin arbustos (SA). En cada transecta, se establecieron micrositios: uno con suelo desnudo/broza (SD) y otro con cobertura de gramíneas (G) y se tomaron muestras compuestas de suelo (0-10 cm; n=6). Adicionalmente, en CA se muestreó debajo de los arbustos (A). En el laboratorio se realizó la determinación de morfoespecies de HFMA bajo microscopio estereoscópico y óptico. Los datos se analizaron por medio de un Análisis de Componentes Principales, ANOVA en bloques y test LSD al 5%. La condición CA G se asoció con una mayor densidad de Acaulosporaceae, Diversisporaceae y Ambisporaceae que SA G. Los sitios SA SD se asociaron a una mayor densidad de Glomeraceae que CA SD. No se detectó efecto de los arbustos sobre la densidad, riqueza y diversidad de HFMA. Los resultados obtenidos sugieren que la presencia arbustiva no afectaría la diversidad de HFMA. Sin embargo, la conservación del elemento leñoso favorecería la presencia de familias de HFMA que mejoran la integración entre las especies vegetales y la calidad forrajera de los pastizales naturales.

PALABRAS CLAVE: sudoeste bonaerense, pastizales naturales, especies leñosas

INTRODUCCION

La arbustización consiste en el incremento en densidad, cobertura y biomasa de especies de hábito de crecimiento arbustivo o semiarbustivo, sobre ambientes dominados por especies herbáceas (van Auken, 2009). La transición desde un pastizal a un arbustal se ha asociado a cambios en la distribución espacio-temporal de los recursos del suelo y la vegetación (Busso & Bonvissuto, 2009). La movilización de los recursos, genera un mosaico de áreas empobrecidas y promueve la formación de "islas de fertilidad" en torno a los arbustos (Schlesinger *et al.*, 1996). En algunos ambientes, la arbustización ha reducido la diversidad de hongos y bacterias (Yannarell *et al.*, 2014) y en otros, se han reportado incrementos o ausencia de efectos negativos (Maestre *et al.*, 2011; Qu *et al.*, 2016). Estos resultados contradictorios pueden deberse a la identidad de las especies arbustivas involucradas

(Manzoni *et al.*, 2012). Las micorrizas arbusculares (asociación simbiótica entre hongos del Phylum Glomeromycota y las raíces de las plantas) contribuyen a la absorción de agua y nutrientes, al establecimiento y supervivencia de las comunidades vegetales, e intervienen en el ensamble y sucesión de especies (Renker *et al.*, 2004). Sus hifas son más efectivas para la absorción de agua y nutrientes que las raíces (Montaño *et al.*, 2007). Los cambios en la cobertura vegetal ya sea de especies herbáceas o leñosas pueden impactar directamente en la estructura de los Hongos Formadores de Micorrizas Arbusculares (HFMA) (Fultz *et al.*, 2016). Las estrategias de colonización y los patrones de crecimiento subsiguientes difieren entre las diferentes familias de Glomeromycota (Ijdo *et al.*, 2010). Esas diferencias, podrían influenciar sus respuestas ante condiciones de estrés con impactos directos en la fertilidad del suelo y establecimiento de las especies vegetales (Azcón-Aguilar *et al.*, 2003). Ante tal situación, surgió como objetivo de este trabajo evaluar el efecto de la cobertura arbustiva en un pastizal natural de monte sobre la diversidad y estructura de los HFMA.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en la Chacra Experimental Patagones, localizada al sudoeste de la provincia de Buenos Aires (40°39'S, 62°53'O). El clima es templado, semiárido, con lluvias concentradas en verano y otoño. La comunidad vegetal se caracteriza por un estrato arbustivo abierto que incluye especies herbáceas con diferentes grados de aceptación por parte del ganado (Giorgetti *et al.*, 1997). Las especies arbustivas dominantes incluyen a *Condalia microphylla*, *Chuquiraga erinacea*, *Larrea divaricata*, *Schinus fasciculatus*, *Geoffraea decorticans*, *Brachyclados lycioides*, *Lycium chilense*, *Prosopis alpataco* y *Prosopidastrum angusticarpum*. La comunidad herbácea está dominada por gramíneas perennes como *Nassella longiglumis*, *N. tenuis*, *Poa ligularis* y *Piptochaetium napostaense*. Otras gramíneas perennes incluyen a *Pappophorum vaginatum*, *Sporobolus cryptandrus*, *Jarava plumosa* y *Aristida pallens* (Peláez *et al.*, 2010). El suelo es un Haplocalcid típico (Giorgetti *et al.*, 1997), con un pH de $7,28 \pm 0,07$, Carbono Orgánico total de $1,36 \pm 0,04$ %, N total de $0,10 \pm 0,0039$ % y P disponible de $16,05 \pm 1,08$ ppm (Ambrosino *et al.*, 2018a; Torres *et al.*, 2018).

Se dispuso de tres potreros dentro de un área natural de la Provincia Fitogeográfica del Monte, expuesta a un pastoreo rotativo conservacionista, con una cobertura arbustiva promedio de 36% y herbácea de 19% (Chacra Experimental Patagones, 2013). En cada potrero se colocaron al azar transectas de 10 m en 2 sitios con (CA) y sin arbustos (SA) (figura 1). Dentro de cada transecta, se establecieron diferentes microsítios uno con suelo desnudo/broza (SD) y otro con cobertura de gramíneas (G) (figura 1). En las transectas CA se estableció, además, un microsítio debajo de la cubierta arbustiva (A). En noviembre de 2017, se tomaron 30 muestras compuestas de suelo (0-10 cm) en los diferentes sitios y microsítios ($n=6/\text{micrositio}$).

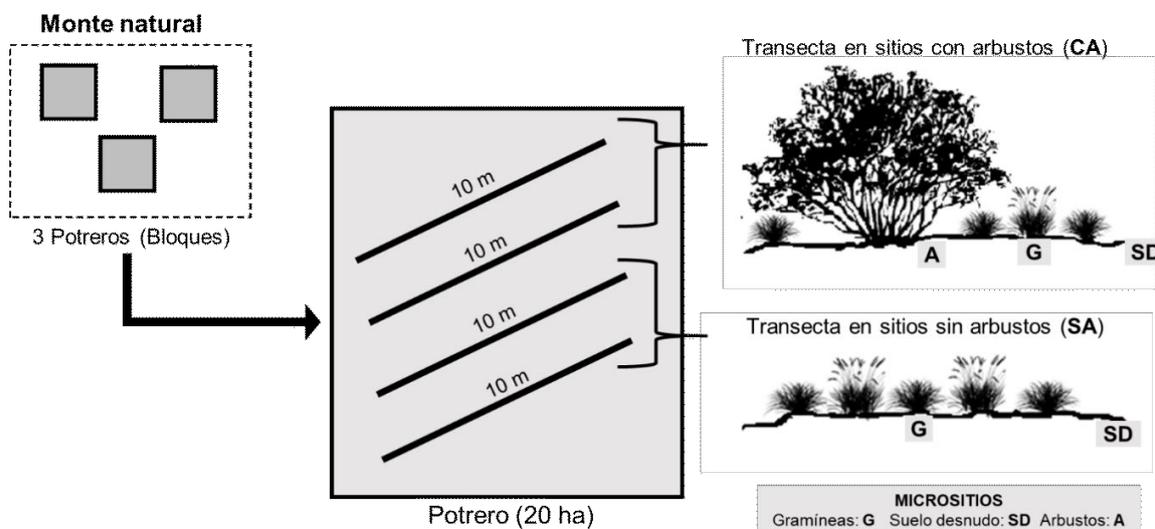


Figura 1. Esquema del diseño experimental empleado para extraer las muestras de suelo (0-10 cm) en un monte de vegetación nativa del sudoeste bonaerense.

En laboratorio se aislaron las esporas de HFMA en 100 g de suelo seco utilizando el método de decantación y tamizado (Gerdemann & Nicolson, 1963) y centrifugado en un gradiente de sacarosa (Walker *et al.*, 1982). Se identificaron las especies de HFMA bajo microscopio estereoscópico y óptico.

Se realizaron las siguientes determinaciones: (i) Densidad de esporas de cada familia de HFMA (número total de esporas de cada familia/100 g de suelo); (ii) Densidad total de esporas de HFMA (número total de esporas/ 100 g de suelo); (iii) Riqueza de HFMA (número de especies/100 gr de suelo) e (iv) Índice de diversidad de Shannon – Weaver (1949): $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$, donde p_i es la densidad relativa de las especies de HFMA en comparación con el total de especies identificadas por muestra.

Los datos correspondientes a la densidad de las principales familias de HFMA y su distribución en relación a los diferentes sitios y microsítios, se analizaron por medio de un Análisis de Componentes Principales (ACP). Los datos de densidad total, riqueza y diversidad de esporas de HFMA se analizaron utilizando un ANOVA en bloques completos al azar con réplicas y test LSD al 5%.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las esporas aisladas de las muestras de suelo fueron agrupadas en 23 morfoespecies (datos no mostrados). *Acaulospora mellea*, *Claroideoglosum etunicatum*, *Glomus sp.* y *Funneliformis mosseae* fueron las especies más frecuentes (presentes en el 100% de las muestras), seguidas por *Diversispora spurca* (96,4%), *Rhizoglosum microaggregatum* (78,57%) y *Entrophospora infrequens* junto con *Pacispora patagonica* (71,4%). Las morfoespecies halladas pertenecen a Acaulosporaceae, Ambisporaceae, Diversisporaceae, Glomeraceae y Gigasporaceae. Ésta última solo se observó en 4 muestras, por lo que no fue incluida en el ACP. Como resultado de este análisis, las dos primeras componentes explicaron el 85,7% de la variación total (figura 2). La primera componente quedó conformada por Acaulosporaceae, Diversisporaceae y Ambisporaceae, y la segunda, por Glomeraceae. Dentro del sitio CA, las familias Diversisporaceae y Ambisporaceae estuvieron más asociadas a los microsítios G y SD que a A (figura 2). Por otra parte, las gramíneas en CA, presentaron una mayor densidad de Acaulosporaceae, Diversisporaceae y Ambisporaceae, que en los sitios SA (figura 2). Los resultados obtenidos sugieren que la presencia arbustiva incide en la distribución de las familias de HFMA. Esto representa una mejora en la integración entre las diferentes especies vegetales, los procesos de sucesión y establecimiento de nuevas plantas (Renker *et al.*, 2004). Miembros de Acaulosporaceae suelen ser dominantes en los pastizales naturales y, junto con Diversisporaceae, están asociados a especies vegetales preferidas por el ganado (Ambrosino *et al.*, 2018b). Su mayor presencia en la condición CA G que en SA G indicaría una mejora en las condiciones edáficas asociadas a los sitios arbustivos, condiciones que favorecerían el establecimiento y supervivencia de especies de alto valor forrajero, y contribuirían con la calidad del pastizal natural. Los sitios SA SD se relacionaron con una mayor densidad de morfoespecies de la familia Glomeraceae, mientras que ocurrió lo contrario en CA SD (figura 2). Los hongos de esta familia son típicos de ambientes disturbados, producen poco micelio extraradical, poseen un ciclo corto de crecimiento y gran producción de esporas (Chagnon *et al.*, 2013). Su menor densidad en los CA SD podría indicar un efecto benéfico de los arbustos sobre áreas de SD cercanas a los mismos.

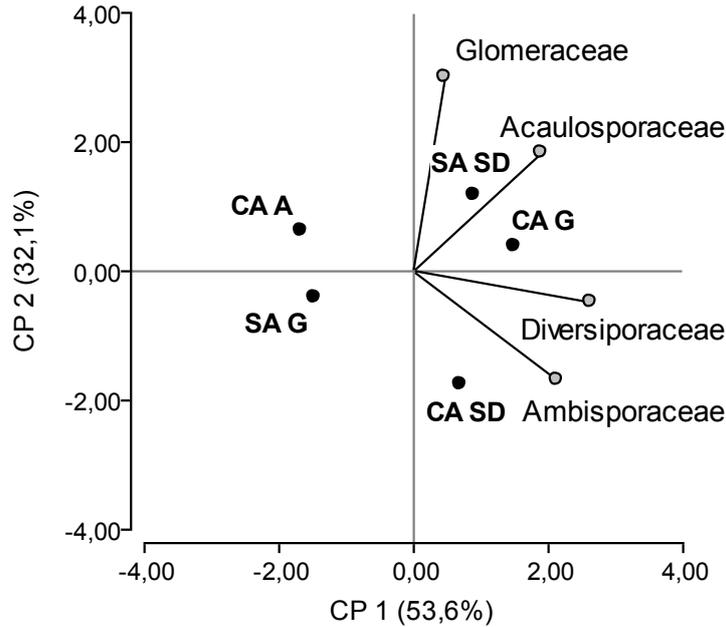


Figura 2. Biplot de la densidad de las principales familias de hongos formadores de micorrizas arbusculares (HFMA) (número total de esporas/100 g de suelo) y su relación con los sitios con arbustos (CA) y sin cobertura arbustiva (SA) y los diferentes micrositios: Gramíneas (G), suelo desnudo/broza (SD) y debajo de arbustos (A). Correlación cofenética: 0,912.

El análisis de ANOVA no detectó efecto ($p > 0,05$) de la presencia arbustiva sobre la riqueza y la densidad total de HFMA en ninguna de las condiciones estudiadas (figura 3). Tampoco se detectó efecto ($p > 0,05$) sobre la diversidad de morfoespecies de Glomeromycota. En promedio el índice de diversidad de Shannon – Weaver para las especies de HFMA fue de $2,39 \pm 0,05$. Estos resultados podrían deberse a la baja especificidad de hospedantes vegetales que poseen los HFMA; esto aumentaría su capacidad de resiliencia y respuesta a cambios en la composición y estructura de las comunidades vegetales (Urcelay *et al.*, 2009).

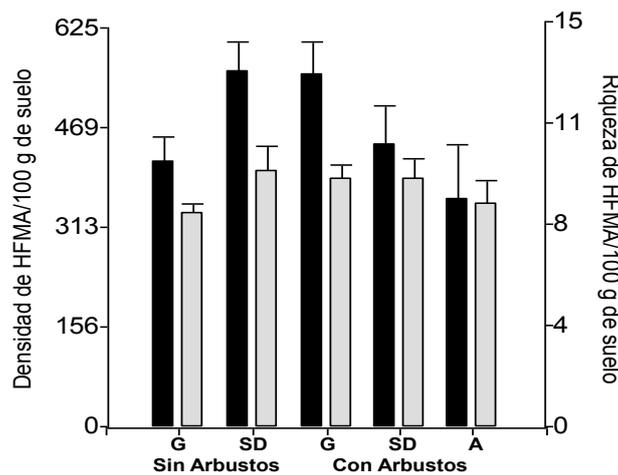


Figura 3. Densidad (número total de esporas/100 gr de suelo, barras color negro) y riqueza (número de especies/100 gr de suelo, barras color gris) de hongos formadores de micorrizas arbusculares (HFMA) presentes en sitios con arbustos (CA) y sin cobertura arbustiva (SA) y micrositios: Gramíneas (G), suelo desnudo/broza (SD) y debajo de arbustos (A). Cada histograma es el promedio \pm 1 error estándar de $n=6$.

CONCLUSIONES

Estos resultados preliminares muestran que la presencia arbustiva no afectaría la diversidad de HFMA. Sin embargo, la conservación del elemento leñoso, que sirve como esqueleto de los componentes herbáceos, podría favorecer la presencia de familias de HFMA, que mejoran la integración entre las especies vegetales y la calidad de los pastizales naturales utilizados con fines ganaderos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal de la Chacra Experimental Patagones (Ministerio de Agroindustria de la Provincia de Buenos Aires) por la ayuda brindada en las tareas de campo.

BIBLIOGRAFIA

- Ambrosino, ML; GS Lorda; YA Torres; LS Ithurrt; L Armando; CA Busso & G Rodríguez. 2018a. Influencia de la vegetación arbustiva sobre la fertilidad del suelo en el monte semiárido: solubilización y fósforo disponible. XXVIII Reunión Argentina de Ecología. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Pág. 592-593.
- Ambrosino, ML; MN Cabello; CA Busso; MS Velázquez; YA Torres; DS Cardillo; LS Ithurrt; OA Montenegro; H Giorgetti & G Rodríguez. 2018b. Communities of arbuscular mycorrhizal fungi associated with perennial grasses of different forage quality exposed to defoliation. *J Arid Environ* 154:61-69.
- Azcón-Aguilar, C; J Palenzuela; A Roldán; S Bautista; R Vallejo & JM Barea. 2003. Analysis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere of representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands. *Appl Soil Ecol* 22:29-37.
- Busso, CA & GL Bonvissuto. 2009. Structure of vegetation patches in northwestern Patagonia, Argentina. *Biodivers Conserv* 18:3017-3041.
- Chacra Experimental Patagones. 2013. Día de campo a tranqueras abiertas. Manejo del Monte. Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. 42 pp.
- Chagnon, P; RL Bradley; H Maherali & JN Klironomos. 2013. A trait-based framework to understand life history of mycorrhizal fungi. *Trends Plant Sci* 18:484-49.
- Fultz, LM; J Moore-Kucera; J Dathe; M Davini; G Perry; D Wester; DW Schwilk & S Rideout-HanzaK. 2016. Forest wildfire and grassland prescribed fire effects on soil biogeochemical processes and microbial communities: Two case studies in the semi-arid Southwest. *Appl Soil Ecol* 99:118-128.
- Gerdemann, J & T Nicolson. 1963. Spores of a mycorrhizal *Endogone* species extracted from the soil by wet sieving and decanting. *Trans Br Mycol Soc* 46:235-244.
- Giorgetti, HD; OA Montenegro; GD Rodríguez; CA Busso; T Montani; MA Burgos; AC Flemmer; MB Toribio & SS Horvitz. 1997. The comparative influence of past management and rainfall on range herbaceous standing crop in east-central Argentina: 14 years of observations. *J Arid Environ* 36:623-637.
- Ijdo, M; N Schtickzelle; S Cranenbrouck & S Declerck. 2010. Do arbuscular mycorrhizal fungi with contrasting life-history strategies differ in their responses to repeated defoliation? *FEMS Microbiol Ecol* 72:114-122.
- Maestre, FT; MD Puche; C Guerrero & A Escudero. 2011. Shrub encroachment does not reduce the activity of some soil enzymes in Mediterranean semiarid grasslands. *Soil Biol Biochem* 43(8):1746-1749.
- Manzoni, S; J Schimel & A Porporato. 2012. Responses of soil microbial communities to water stress: Results from a meta-analysis. *Ecology* 93:930-938.
- Montaño, NM; SL Camargo-Ricalde; R García-Sánchez & A Monroy. 2007. Micorrizas arbusculares en ecosistemas áridos y semiáridos (Arbuscular mycorrhizae in arid and semiarid ecosystems). Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Mundi Prensa SA de CV, UAM Iztapalapa, FES Zaragoza, UNAM. Distrito Federal, México. 460 pp.
- Peláez, DV; HD Giorgetti; OA Montenegro; OR Elia; GD Rodríguez; RM Bóo; MD Mayor & CA Busso. 2010. Vegetation response to a controlled fire in the Phytogeographical Province of the Monte, Argentina. *Phyton-Int J Exp Bot* 79:169-176.

- Qu, L; H Yuanyuan; K Ma; Y Zhang & A Biere. 2016. Effects of plant cover on properties of rhizosphere and inter-plant soil in a semi-arid valley, SW China. *Soil Biol Biochem* 94:1-9.
- Renker, C; M Zobel; M Öpik; MF Allen; EB Allen; M Vosátka; J Rydlová & F Buscot. 2004. Structure, dynamics, and restoration of plant communities: do arbuscular mycorrhiza matter?. VM Temperton, RJ Hobbs, T Nuttle, & S Halle (ed). *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice*. P.p. 189-229. DC: Island Press.
- Schlesinger, WH; JA Raikes; AE Hartley & AE Cross. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* 77:364-374.
- Shannon, CE & W Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University Illinois. Press Urbana, IL. EEUU 144 pp.
- Torres, Y; ML Ambrosino; CT Lucero; E Prost; LS Ithurrart; L Armando; C Busso & G Rodríguez. 2018. Influencia de la vegetación arbustiva sobre la fertilidad del suelo en el Monte semiárido: materia orgánica y actividad microbiana. XXVIII Reunión Argentina de Ecología. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Pág. 588-589.
- Urcelay, C; S Díaz; DE Gurvich; F Stuart Chapin III; E Cuevas & LS Dominguez. 2009. Mycorrhizal community resilience in response to experimental plant functional type removals in a woody ecosystem. *J Ecology* 97:1291-1301.
- van Auken, OW. 2009. Causes and consequences of woody plant encroachment into western North American grasslands. *J Environ Manage* 90:2931-2942.
- Walker, C; W Mize & H McNabb. 1982. Populations of endogonaceous fungi at two populations in central Iowa. *Can J Bot* 60:2518-2529.
- Yannarell, AC; SE Menning & AM Beck. 2014. Influence of shrub encroachment on the soil microbial community composition of remnant hill prairies. *Microb Ecol* 67:897-906.