



Aspectos ecológicos,
microbiológicos y
fisiológicos de la
restauración de ambientes
degradados de zonas áridas.

Aportes de investigaciones
de Argentina, Chile,
Venezuela y México

Aspectos ecológicos, microbiológicos y fisiológicos de la restauración de ambientes degradados de zonas áridas.

Aportes de investigaciones de Argentina, Chile, Venezuela y México

Financiado por
los Proyectos de
Fortalecimiento de Redes
Universitarias VI (Res. 426/13)
de la Secretaría de Políticas
Universitarias del Ministerio de
Educación de la Nación, y La Empresa
Total y la Unidad de Gestión Ambiental
Payunia (UGAP) - Fundación CRICYT.

Instituciones participantes



Universidad Nacional del Comahue
Neuquén - Argentina



LARREA



Red de Restauración
Ecológica de Argentina



Universidad Central de Venezuela
Facultad de Ciencias
Venezuela



Universidad
de la Frontera
Chile



Universidad Nacional
Autónoma de México
México



Universidad Maimónides

Departamento de Ecología y
Ciencias Ambientales
CEBBAD

Buenos Aires - Argentina

IADIZA



CONICET

U.N. CUYO

GOBIERNO

DE MENDOZA

Instituto Argentino de Investigación
de Zonas Áridas (CONICET)
Mendoza - Argentina

Revisores Invitados

- Mg. Itilier Salazar UFRO - Bioren, Chile
itilier.salazar@ufrontera.cl
http://www.doctoradorrnn.ufro.cl/index.php?option=com_content&view=article&id=231&Itemid=2
- Dra. Eliane Ceccon
ececcon61@gmail.com
Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Universidad Nacional Autónoma de México
- Dra. Gisela Cuenca
giscuenca@yahoo.es
Universidad Central de Venezuela. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC)
- Dr. Ismael Hernández
ismael.hernandez@ciens.ucv.ve
Universidad Central Venezuela. Instituto de Zoología Tropical (IZT)
- Bioq. María Antonieta Muñoz Ruiz
maria.ruiz@ufrontera.cl
UFRO - Bioren, Chile
Académica del Departamento de Ciencias Químicas y Recursos Naturales de la Universidad de La Frontera
- Dr. Diego Hernández
elphago@gmail.com
Universidad Nacional Autónoma de México. Integrante del Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias
- Dr. Eduardo Martínez Carretero
mcarrete@mendoza-conicet.gob.ar
Grupo de Geobotánica y Fitogeografía, IADIZA - Argentina

- Dr. Antonio Dalmaso
adalmaso@mendoza-conicet.gob.ar
Grupo de Geobotánica y Fitogeografía, IADIZA - Argentina

- Lic. Daniel Pérez
danielrneuquen@gmail.com
LARREA - Universidad Nacional del Comahue
Coordinador de la Red de Restauración Ecológica Argentina

Índice

Prólogo	9
La restauración de corredores en paisajes fragmentados ¿mejora la dinámica de las especies? Evidencias experimentales	11
El rol de los microorganismos en la recuperación de áreas degradadas: avances de su investigación en zonas áridas de Patagonia (Argentina)	25
El aporte de microorganismos promotores del crecimiento vegetal en interacción con especies vegetales de interés en procesos de restauración ecológica de zonas áridas y semiáridas	31
Efecto de la perturbación producida por la extracción de arena sobre las micorrizas arbusculares (MA) en un bosque seco tropical	41
Experiencias de inoculación con micorrizas arbusculares (MA) nativas sobre el crecimiento y sobrevivencia de algunas especies arbóreas del bosque seco tropical y matorral xerófito.....	47
Micorrizas arbusculares en ecosistemas contaminados por elementos tóxicos y su efecto sobre el establecimiento y crecimiento vegetal	55
Micorrizas arbusculares y su efecto nodriza en condiciones hídricas limitantes.....	59
Aspectos ecofisiológicos y características fotosintéticas de la hoja y el tallo de <i>Cercidium praecox</i> (Ruiz & Pavon ex Hook.) Harms en un bosque seco tropical.....	63
Efecto de las micorrizas arbusculares sobre las limitaciones estomáticas y no-estomáticas de la fotosíntesis de <i>Piscidia carthagenensis</i> creciendo en un suelo degradado de un matorral xerofítico tropical	69
Introducción de plantines de especies nativas en sitios degradados del ecosistema de Monte.....	75
Uso de <i>Cercidium praecox</i> (Fabaceae) para la recuperación en sitios con disturbio severo del Monte Austral de Argentina: evaluación de su supervivencia en campo y crecimiento en zonas áridas de la Patagonia.....	81

Uso potencial de <i>Atriplex boecheri</i> para la restauración en ambientes salino sódicos	87
Revegetación con especies nativas de la plataforma petrolera Loma Atravesada, Yacimiento Cerro Fortunoso, Malargüe	93
Revegetación sin roturación de suelo en plataforma empetrolada CF 88, Yacimiento Fortunoso, Malargüe.....	99
Regeneración post-disturbio en ambientes degradados por la actividad petrolera en Nor-Patagonia.....	105

Prólogo

En esta presentación compartimos con los colegas que se dedican e interesan en la rehabilitación y restauración de ecosistemas áridos y semiáridos, un conjunto de trabajos que son producto de una primera reunión de especialistas del campo de la Ecología de Paisajes, Microbiología Ambiental, Ecofisiología, Restauración Práctica, y Ecología de la Restauración desarrollado en la ciudad de Neuquén, en septiembre de 2013.

En el encuentro se integraron investigadores de la Universidad Nacional del Comahue (Argentina), Universidad de la Frontera (Chile), Universidad Central de Venezuela, Universidad Maimónides, Instituto Argentino de investigaciones de Zonas Áridas (IADIZA-Conicet) y la Universidad Nacional Autónoma de México, quienes realizaron sus aportes en cuanto a aspectos tanto académicos como científicos.

La experiencia fue posible gracias al Proyecto de Fortalecimiento de Redes Universitarias VI (Res. 426/13) financiado por la Secretaría de Políticas Universitarias del Ministerio de Educación de la Nación, implementado en la Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud de la Universidad Nacional del Comahue, con la contraparte de la Fundación para el Desarrollo Regional de la Universidad Nacional del Comahue (FUNYDER).

El espectro de trabajos que se presentan en el formato de resúmenes extendidos busca transferir experiencias para la recuperación de las áreas degradadas. Abarca desde el rol de los microorganismos hasta la estructura del paisaje y desde planteos conceptuales a prácticas en restauración de zonas áridas. Los contenidos conforman posibles líneas de investigación que son convergentes en la teoría y práctica de la Restauración Ecológica. Asimismo la oportunidad de este encuentro abre la posibilidad de proyectos de integración futura tanto de los temas abordados como de las instituciones involucradas.

La restauración de corredores en paisajes fragmentados ¿mejora la dinámica de las especies? Evidencias experimentales

Eleonora Flores-Ramírez¹ y Eliane Ceccon^{2*}

La deforestación en el mundo, debido principalmente a la conversión de algunos ecosistemas en tierras para actividades agrícolas, es alarmante (FAO, 2010). A medida que se extiende un determinado uso antrópico del territorio, las unidades en regresión se configuran bajo la forma de fragmentos de hábitat de natural cada vez más pequeños, inconexos y permeables a las agresiones de los ambientes periféricos y, en este contexto, las poblaciones de organismos que los ocupan tienden a disminuir como resultado de una interacción entre impactos exógenos y endógenos, incluyendo la degradación o la pérdida del hábitat, el aislamiento, cambios en la biología de las especies, su comportamiento e interacciones entre especies e impactos estocásticos (Saunders et al., 1991; Turner y Corlett, 1996; Hobbs y Yates, 2003; Fischer y Lindenmayer, 2007; Prugh et al., 2009). Esto, junto con el deterioro general de los fragmentos (efectos de borde y permeabilidad de la matriz) y la reducción de los recursos necesarios para su mantenimiento, puede llevar a la extinción de muchas especies y causar una ruptura del flujo génico (Turner y Corlett, 1996; Laurance y Bierregaard, 1997; Pardini et al., 2005; Keyghobadi, 2007; Lucas et al., 2009), además de que la movilidad de las especies se ve muy reducida o cae por debajo de lo óptimo (Fahrig, 2007).

Al mismo tiempo, existe un déficit importante en la información concerniente al estatus de la biodiversidad en paisajes rurales modificados por el hombre (como los agrícolas, ganaderos o los potreros), ya que la mayoría de los estudios se han realizado en áreas conservadas, sin tomar en cuenta que las áreas antropizadas son las más abundantes (Chazdon et al., 2009). En zonas rurales áridas y semiáridas de la Patagonia Argentina se suma a la degradación por uso agrícola-ganadero el efecto de la exploración y explotación petrolera, que produce la fragmentación del hábitat (Fiori y Zalba, 2003). Son desconocidas las consecuencias efectivas de este problema en la Patagonia, ya que la

1 Instituto de Ecología, Technische Universität Berlin; Ernst-Reuter-Platz 1, Edificio BH, Cubículo 1001b; C.P. 10587, Berlin, Alemania.

2 Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad s/n, Circuito 2 Colonia Chamilpa, Cuernavaca, Morelos, 62210, México.

* E-mail: ececon61@gmail.com

biodiversidad en esa región es poco conocida, en grupos de alto nivel de endemidad como los reptiles, en donde se vienen describiendo nuevas especies (Avila et al., 2011a, Avila et al. 2011b).

Para resolver este problema, se recomienda restaurar corredores (también llamados corredores de hábitat, biológicos, ecológicos, verdes o de fauna silvestre), que son principalmente estructuras de vegetación generalmente lineales en el paisaje que proveen de hábitat a la fauna, que difieren de las unidades vecinas y conectan, por lo menos, dos fragmentos anteriormente unidos, que de otra forma estarían aislados (Haddad et al, 2003; Baum et al., 2004; Bennett y Mulongoy, 2006).

Lo que indica la teoría es que estos corredores pueden mejorar o mantener la viabilidad de las poblaciones específicas de vida silvestre dentro de los fragmentos (Beier y Noss, 1998; Prugh et al., 2005; Williams y Snyder, 2005; Chetkiewicz et al., 2006; Dunn y Majer, 2009) ya que aumenta la permeabilidad del paisaje (un paisaje permeable es aquel donde la fauna puede moverse relativamente libre de un área a otra). El término corredor implica la descripción de aspectos tanto estructurales (forma, tamaño, composición vegetal) como funcionales (Beier y Noss, 1998). En términos funcionales, un corredor podría permitir a las plantas y los animales dispersar semillas y migrar respectivamente entre los fragmentos para adaptarse a las presiones en su hábitat. La movilidad de larga distancia podría permitir la variabilidad genética de las poblaciones en los fragmentos y la posibilidad de mantenerse en áreas grandes (Sekercioglu, 2009), utilizando el paisaje completo como si fuesen una metapoblación (grupo de poblaciones dentro de un paisaje conectado por individuos migrantes o que se dispersan) (Pulliam et al., 1994; Jordan, 2000). Esto también podría facilitar las dinámicas ecosistémicas a través de los flujos de recursos y de energía (IUCN, 2009) y reducir la estocasticidad demográfica (Simberloff et al., 1992).

Un aspecto al que se le ha prestado poca atención y que pudiera potenciar el efecto funcional de los corredores a partir de la estructura es el de las interconexiones (nodos) entre éstos, ya que un elemento lineal simple ofrece opciones limitadas para el movimiento, mientras que una red de tales estructuras proporciona un aumento exponencial de vías potenciales, tal como han propuesto recientemente Eriksson et al. (2013). En su estudio experimental con el grillo *Metrioptera roeseli*, encontraron que los nodos no sólo pueden afectar la dirección del movimiento, sino también pueden actuar como un atrayente local. Estos efectos pueden tener un papel importante en el movimiento de las especies y su éxito en la colonización de paisajes fragmentados.

En los años 90 y principios del 2000, muchos autores consideraron que una gran parte de las afirmaciones sobre la funcionalidad de los corredores sólo se basaban en la teoría y, que todavía imperaba cierta ausencia de estudios experimentales sobre la verdadera función y la importancia de la restauración de corredores (Simberloff et al., 1992; Hobbs, 1992; Hess, 1994; Rosenberg, 1997; Beier y Noss, 1998; Travis y Dytham, 1998; Thomas, 2000; Hess y Fisher, 2001).

A pesar de la ausencia de resultados experimentales concluyentes sobre los beneficios reales de los corredores, existen muchas iniciativas para su implementación en todo el mundo. En los niveles más globales, se han organizado una serie de redes por región, que incluyen a todos los continentes para promover la implementación de corredores y/o supervisar los existentes (Casterline et al., 2003; Callaghan et al., 2006; Bennett y Mulongoy, 2006; SEMA, 2006; Wangchuk, 2007; Lees y Peres, 2008; Barton et al., 2009; UICN, 2009; Prodiversitas, 2009).

Por lo tanto, el objetivo principal de este trabajo es tratar de evaluar la importancia real de los corredores para mejorar la dinámica poblacional de especies en paisajes fragmentados. Para lograr tal objetivo, se hizo una revisión de la literatura actualizada (después del año 2000) de algunas de las investigaciones experimentales más relevantes sobre el papel de corredores en el flujo de especies entre fragmentos, clasificando los resultados de los estudios en tres tipos: i) evidencias experimentales a favor de los corredores, ii) evidencias experimentales a favor, condicionadas por las características de las especies, las características del paisaje y el tipo de conexión y, iii) evidencias experimentales detractoras de los corredores.

Evidencia a favor: Estudios recientes demuestran que los corredores no sólo incrementan el intercambio de los animales entre parches conservados, también facilitan dos tipos de interacciones planta-animal: la polinización y la dispersión de semillas; además, que los efectos benéficos de los corredores se extienden más allá del área que agregan al fragmento; lo que sugiere que el incremento en el movimiento de los organismos a través del corredor tiene impactos positivos en las poblaciones vegetales y en las interacciones de la comunidad (Tewksbury et al., 2002).

Algunos estudios han mostrado que ciertas especies han sobrevivido cuando hay corredores presentes, y que estas estructuras tuvieron impacto positivo en su dinámica poblacional, que hubo un aumento del movimiento, dispersión en corredores y parches conectados que en los no conectados. Ejemplos: mariposas (Haddad and Tewksbury, 2005), pequeños mamíferos (Haddad et al., 2003, Pardini et al., 2005), primates (Carretero-Pinzón, et al. 2008; Nasi et al., 2008), el oso negro (*Ursus americanus floridanus*)

(Dixon et al., 2006), grandes mamíferos del Parque Nacional de Banff, en Alberta Canadá (Callaghan, 2006; Duke et al., 2001), elefantes (Pan et al., 2009) y semillas dispersadas por aves (Levey et al., 2005; Haddad et al., 2003) en diversos ecosistemas del mundo.

Los corredores también incrementan el movimiento de insectos polinizadores entre los fragmentos, como lo indica un estudio de transferencia de polen entre dos especies vegetales, una polinizada por mariposas (*Lantana camara*) y otra por abejas y avispas (*Rudbeckia hirta*), donde la transferencia para ambas especies fue más alta en fragmentos conectados por un corredor que en fragmentos inconexos. Esto sugiere que los corredores facilitan la transferencia de polen en paisajes fragmentados (Townsend y Levey, 2005).

Los estudios de corredores utilitarios (cercas vivas y cortinas rompevientos) hacen hincapié en su papel potencial para atraer a la fauna (aves, principalmente) y semillas (Harvey, 1999 en Camero et al., 2002; Puyana y Rengifo, 2004; Pizo y Gabriel, 2005; Chacón-León y Harvey, 2006).

Gilbert-Norton et al. (2010) evaluaron el papel de los corredores existentes para la conservación, mediante una meta-análisis que incluyó 78 experimentos a partir de 35 estudios. Encontraron un resultado altamente significativo que permitió afirmar que los corredores aumentaron el movimiento entre fragmentos en aproximadamente un 50% en comparación con los parches que no se encontraban conectados por corredores.

Evidencias experimentales a favor de los corredores condicionados por las características de las especies, del paisaje y del tipo de conexión: Varios estudios experimentales han encontrado un aumento de la movilidad de especies con la existencia de corredores, sin embargo, estos valores encontrados estuvieron condicionados a ciertas características de las especies, a los tipos de paisajes evaluados y a los tipos de conexión. Por lo tanto, estos estudios proponen que los corredores por sí solos no pueden ser considerados como la única solución para restaurar la dinámica poblacional de las especies.

Mech et al. (2001) evaluaron el efecto de los corredores en el mantenimiento de la estructura poblacional de dos especies de roedores: el topillo rojo (*Clethrionomys gapperi*), que es un especialista de dosel cerrado, y el ratón ciervo (*Peromyscus maniculatus*), que es un generalista de hábitat abierto, en el noreste de Washington, EE.UU. Las distancias genéticas entre pares de poblaciones de *C. gapperi* se presentaron en el siguiente orden decreciente: paisajes aislados > corredor > bosque contiguo. Para *P. maniculatus*, las distancias genéticas a través de las diferentes configuraciones de paisaje no fueron

significativamente diferentes. Estas diferencias entre las dos especies indican que responden de una manera diferente a la presencia de corredores.

Uezu et al. (2005) estudiaron la importancia del tamaño y de la estructura de los fragmentos y la conectividad funcional a través de la abundancia y la presencia de siete especies de aves forestales en la selva atlántica (SE de Brasil). Para tres especies, el tamaño de los fragmentos fue el factor principal para determinar la abundancia; dos especies insectívoras de sotobosque fueron más afectadas por el nivel de conectividad de los fragmentos, y otra tenía la capacidad de utilizar los corredores y áreas abiertas. Sin embargo, hubo una especie cuya abundancia no fue afectada por la fragmentación y otra que se benefició.

Pardini et al. (2005) también observaron en poblaciones de mamíferos de la selva atlántica, en un paisaje fragmentado, que la conexión mediante corredores aumentó la población de algunas especies, pero en otras, este aumento fue dependiente del tamaño del fragmento conectado (mayor cuando conectaba fragmentos de tamaño grande) y para una especie no hubo variación en su población entre los fragmentos aislados o conectados.

En Savannah River Site, EE.UU., la presencia de corredores no afectó el número de semillas germinadas de *Phytolacca americana* o el número de semillas removidas. Sin embargo, la remoción de semillas fue más específica, ya que las semillas removidas por los invertebrados fueron mayores en los fragmentos no conectados, mientras que en los fragmentos conectados por corredores, la remoción máxima de semillas se hizo por los roedores (Orrock et al., 2003).

Algunos autores consideran que la efectividad en términos de movilidad y dispersión de especies en corredores (incluidos los lineales y los trampolines ecológicos) está directamente correlacionada con la calidad de la matriz del paisaje. Baum et al. (2004) por ejemplo, lo demostró con la relación herbívoro-planta, entre la especie de pulgón, *Prokelisia crocea* y el pasto *Spartina pectinata*. En una matriz de baja resistencia (que facilita altas tasas de dispersión entre fragmentos), los corredores y trampolines ecológicos ayudaron a promover la conectividad. Sin embargo, se encontró una baja eficacia de los trampolines ecológicos para aumentar la conectividad de las poblaciones de pulgones en comparación con los controles, cuando los fragmentos estuvieron conectados en una matriz de alta resistencia (que promueve bajas tasas de dispersión entre fragmentos). Los autores llegaron a la conclusión de que la matriz es un componente integral de los paisajes y debe ser considerada en el diseño de corredores y trampolines ecológicos con el fin de aumentar la dispersión entre las poblaciones fragmentadas.

Dennis et al. (2013) efectuaron una revisión del papel de los corredores en la dinámica de poblaciones de mariposas. Encontraron que, tanto mariposas especialistas como generalistas se benefician de grandes fragmentos, ya que en estos se encuentran los recursos para ambos. Pero, generalistas y especialistas requieren soluciones muy diferentes para la conectividad, las generalistas pueden usar corredores estrechos y trampolines ecológicos y las especialistas necesitan corredores grandes y anchos. La conectividad en áreas muy extensas es más crítica para las mariposas generalistas moderadas y su conservación requiere haciendo hincapié en la heterogeneidad de los recursos del espacio-tiempo y las características del paisaje.

En cuanto al tipo y calidad de la conectividad, Faria et al. (2006) evaluaron el papel de los sistemas agroforestales fungiendo como trampolines ecológicos en el paisaje de la selva atlántica de Brasil. Encontraron una reducción de las especies de aves especialistas de bosque y una mejora de las especies generalistas de zonas abiertas en los sistemas agroforestales, en comparación con un área vecina de bosque primario. En la misma zona, Uezu et al. (2008), al estudiar la riqueza de aves en sistemas agroforestales, encontraron un menor número total de especies, e incluso un número aún menor de especies forestales especialistas en estos sistemas que en los corredores ribereños nativos o en pequeños fragmentos. Sin embargo, el número de especies de aves aumentó en los sistemas agroforestales cuando estaban más cerca de los fragmentos más grandes.

En los corredores ribereños de Brasil, un uso muy específico por vertebrados fue observado, pero los patrones generales surgieron en función de la historia de vida de las especies y su sensibilidad a las perturbaciones antrópicas. Según Lees y Peres (2008), los corredores ribereños estrechos y/o altamente perturbados retuvieron un ensamble de vertebrados depauperado común de hábitats deforestados, mientras que amplios corredores, bien preservados retuvieron un ensamble de especies casi completo.

Se ha demostrado que los corredores ribereños conectaron las poblaciones fragmentadas de algunas aves de bosque tropical seco en Costa Rica (Sekercioglu, 2009), donde las especies especialistas utilizaron mucho más el bosque ribereño o los corredores que las cercas vivas o árboles aislados que conectaban sus territorios boscosos (Gillies y Sant Clair, 2008; Sekercioglu, 2009). En la misma zona, aunque los corredores ribereños sólo cubrían el 4,6% del paisaje, la especie medianamente dependiente del bosque, el pájaro de garganta plateada (*Tangara icterocephala*), utilizó esas zonas 23 a 38% del tiempo, y también utilizó 31 a 48% de su tiempo los trampolines ecológicos a pesar de que éstos cubrían sólo el 1,4% del paisaje. Otro estudio reveló que en este tipo de corredores, la riqueza de mamíferos fue más alta en aguas no canalizadas y en corredores restaurados que en corredores con aguas canalizadas (Brown et al., 2008). Una de las ventajas de los

corredores ribereños es que pueden mantener el mismo rango de temperatura y humedad que a 100m de la orilla de los fragmentos de bosque, debido a la presencia de agua todo el año en estas franjas ribereñas (Sekercioglu et al., 2007).

En la evaluación de 78 experimentos a partir de 35 estudios a través de un meta-análisis, Gilbert-Norton et al. (2010) encontraron que los corredores eran más importantes para el movimiento de los invertebrados, vertebrados no aviarios, y para las plantas que para las aves, aunque este hallazgo se basó en un pequeño número (siete) de los estudios de aves.

En las zonas tropicales de México se evaluaron los efectos de corredores entre fragmentos de bosque rodeados de pastos. Los resultados mostraron que los corredores influenciaron positivamente la proporción de regresos de aves tanto generalistas como especialistas. Sin embargo, los corredores tenían un efecto más fuerte en la proporción de regresos para las especies generalistas (evaluado con una proporción significativamente mayor de recapturas) en el tratamiento conectado que en el tratamiento sin conectar. En contraste, la presencia de los corredores no tuvo un efecto significativo sobre la proporción de recapturas de especies especialistas (Ibarra-Macías et al., 2011).

Evidencias experimentales detractoras de los corredores: Algunos autores dudan de los beneficios de los corredores entre fragmentos para mejorar la dinámica de las poblaciones de especies nativas. Se ha hecho hincapié en la posibilidad de que el aumento de la conectividad en paisajes fragmentados para reducir el riesgo de extinción de especies nativas puede también promover la invasión de especies no nativas (Cumming, 2002).

Estas especies invasoras podrían entrar por los corredores restaurados y aumentar el riesgo de extinción de especies nativas, así como propiciar la propagación de enfermedades (Simberloff et al, 1992; Hannon y Schmiegelow, 2002; Rodríguez-Iturbe et al., 2009). Otro de los argumentos de los detractores es que hay pocas bases teóricas en contraste con el número o los proyectos de corredores planeados (Simberloff, 1992), y que las evidencias experimentales son limitadas (Öckinger y Smith, 2008). Además consideran que en la mayoría de los estudios se evalúan efectos de los corredores a través de la movilidad permitida, más que por las respuestas demográficas dentro de los fragmentos (tamaño de la población, densidad, persistencia) que sería una medida más directa de la efectividad de los corredores (Falcy y Estades, 2007).

En cuanto a estudios experimentales, Hannon y Schmiegelow (2002) encontraron que los corredores que conectan fragmentos pequeños no son funcionales para la mayoría de las aves boreales. De hecho, la conexión incrementó la tasa de depredación de nidos

de *Passerina cyanea* un ave que migra del Norte a Sur de América, de la familia *Cardinalidae* en fragmentos conectados en comparación con fragmentos inconexos (Weldon, 2006).

Otro efecto negativo relevante encontrado experimentalmente es que la depredación de semillas puede aumentar con la presencia de corredores, como demostraron Orrok y Damschen (2005) con plantas dispersadas por aves. Los consumidores primarios (roedores o artrópodos) de semillas (grandes y pequeñas) y su tasa de depredación incrementaron en fragmentos conectados, y se redujo en los fragmentos no conectados. Esto muestra la evidencia de que los corredores pueden causar cambios en el banco de semillas.

Falcy y Estades (2007) sugieren que los corredores no siempre son el mejor método para conservar las poblaciones fragmentadas, ya que, según su estudio, la eficacia del corredor se comparó con una estrategia de conservación alternativa: la ampliación de los fragmentos existentes del mismo tamaño de un corredor. Encontraron que el tamaño de la población fue mayor en los fragmentos ampliados que en los fragmentos conectados cuando eran grandes y aislados. Hacen hincapié en la evidencia empírica que muestra que los corredores aumentan la densidad de población, pero puede haber algunos casos en que el tamaño de la población se podría mejorar mediante la ampliación de fragmentos, más que la creación de corredores.

Este trabajo muestra sin duda que se ha avanzado en los últimos 14 años de manera efectiva en el conocimiento empírico para que hubiera estudios con datos controlados que respondieran si los corredores podían fungir como refugios conectores y si podían generar redes para especies que requerían más recursos que los disponibles en un solo fragmento.

En general, se puede concluir que las conexiones no son una panacea para todas las desventajas de la fragmentación de los hábitats, pero que ayudan a paliarla en una cierta proporción. Se observó que funcionan para especies más móviles, en especial las que son de ámbitos hogareños amplios y que diversos tipos de corredores funcionan mejor con especies generalistas, pues especies forestales especialistas son poco beneficiadas por la mayoría de las conexiones.

A veces los corredores pueden incrementar la conectividad para un organismo en función también de la composición de la matriz circundante (si es más o menos permeable). De hecho, hay muchas investigaciones en las que los resultados positivos dependen de muchos factores, no sólo los intrínsecos del corredor, sino también las especies, la ma-

triz, el tamaño de las parcelas, y que pueden considerarse como resultados ambiguos, sin un monitoreo a largo plazo.

Otro punto a comentar es que todos los estudios se basan principalmente en sólo una, dos, o pocas especies (la mayoría de las cuales son muy móviles), y en su presencia o ausencia, con sólo algunos enfoques a las interacciones ecológicas.

A pesar de que existen pocos estudios experimentales que demuestran que los corredores pueden perjudicar la dinámica de ciertas especies, es importante tomar en cuenta esta posibilidad en otros estudios experimentales.

Por lo tanto, se requieren estudios a largo plazo, a gran escala, que utilicen un mayor número de especies que tengan diferentes niveles de movilidad, y que la conectividad y colonización entre fragmentos sea medida por diferentes parámetros, no solamente presencia-ausencia, para determinar realmente la efectividad de los corredores.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo financiero de los proyectos PAPIIT- UNAM IN300112 y IN101712.

Bibliografía

- Avila, L.J., C. H. F. Pérez, D. R. Pérez y M. Morando, 2011a. Two new mountain lizard species of the *Phymaturus* genus (Squamata: Iguania) from northwestern Patagonia, Argentina. *Zootaxa* 2924: 1–21.
- Martínez, L. E., Avila, L.J., C. H. F. Pérez, D. R. Pérez, J. W. Sites Jr. y M. Morando, 2011b. A new species of *Liolaemus* (Squamata, Iguania, Liolaemini) endemic to the Auca Mahuida volcano, northwestern Patagonia, Argentina. *Zootaxa* 3010: 31–46.
- Barton, D. M., D. P. Faith, G.M. Rusch, H. Acevedo, L. Paniagua y M. Castro, 2009. Environmental service payments: Evaluating biodiversity conservation trade-offs and cost-efficiency in the Osa Conservation Area, Costa Rica. *Journal of Environmental Management*, 90: 901-911.
- Baum, K. A., K. J. Haynes, F. P. Dilleuth y J. T. Cronin, 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85: 2671-2676.
- Beier, P. y R. F. Noss, 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12: 1241-1252.
- Bennett, G. y K. J. Mulongoy, 2006. Review of experience with ecological networks, corridors, and buffer zones. En *Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series* 23:100
- Brown, T. T., T. L. Derting y K. Fairbanks, 2008. The Effects of Stream Channelization and Restoration on Mammal Species and Habitat in Riparian Corridors. *Journal of the Kentucky Academy of Science*, 69: 37-49.

- Callaghan, C. J., R. Sommerhalder y R. Owchar, 2006. Wildlife and human activities in the Cascade Wildlife Corridor, Banff National Park Alberta, summer 2005. Prepared for The Juniper. Canmore, Alberta, 20p.
- Camero, A., J.C. Camargo, M. Ibrahim y A. Schlönvoigt, 2002. Sistemas agroforestales y la producción ganadera. En: Intensificación de la Ganadería en Centroamérica: Beneficios económicos y ambientales. <http://www.fao.org/WAIRDOCS/LEAD/x6366s/x6366s11.htm>
- Carretero Pinzón, X., T. Defler y M. Ruiz-García, 2008. Fence-rows as biological corridors: an important tool for primate conservation in the colombian llanos. Paper presented at the annual meeting of the International Congress for Conservation Biology, Convention Center, Chattanooga, TN. http://www.allacademic.com/meta/p237236_index.html
- Casterline, M., E. Fegraus, E. Fujioka, L. Hagan, C. Mangiardi, M. Riley y H. Tiwari, 2003. Wildlife corridor design and implementation in southern Ventura County, California. Group project brief. Donald Bren School of Environmental Science and Management.
- Chacon-León, M. y C. A. Harvey, 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems*, 68: 15–26.
- Chazdon, R. L., C. A. Harvey, O. Komar, M. Griffith, B. G. Ferguson, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M. Breugel y S. M. Philpott, 2009. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 41: 142–153.
- Chetkiewicz, C. L. B., C. C. St. Clair y M. S. Boyce, 2006. Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 317–342.
- Cumming, G. S., 2002. Habitat shape, species invasions, and reserve design: Insights from simple models. *Conservation Ecology*, 6, <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art3/>
- Dennis, R. L., L. Dapporto, J. W. Dover y T. G. Shreeve, 2013. Corridors and barriers in biodiversity conservation: a novel resource-based habitat perspective for butterflies. *Biodiversity and Conservation*, 22(12): 2709–2734.
- Dixon, J. D., M. K. Oli, M. C. Wooten, T. H. Eason, J.W. McCown y D. Paetkau, 2006. Effectiveness of a Regional Corridor in Connecting Two Florida Black Bear Populations. *Conservation Biology*, 20: 155–162.
- Duke, D. M., P. Hebblewhite, P. C. Paquet, C. Callaghan y M. Percy, 2001. Restoring a large-carnivore corridor in Banff National Park. En D. S. Maehr, R. F. Noss, & J. L. Larkin (Eds.), *Large mammal restoration: ecological and sociological challenges in the 21st century* pp 261–275. Washington, D.C.: Island Press.
- Dunn, A. G. y J. D. Majer, 2009. Measuring connectivity patterns in a macro-corridor on the south coast of Western Australia. *Ecological Management and Restoration*, 10: 51 – 57.
- Eriksson, A., M. Low y S. Berggren, 2013. Influence of linear versus network corridors on the movement and dispersal of the bush-cricket *Metrioptera roeseli* (Orthoptera: Tettigoniidae) in an experimental landscape. *European Journal of Entomology*, 110(1): 81–86.
- Fahrig, L., 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional Ecology*, 21: 1003 – 1015.
- Falcy, M. R. y C. Estades, 2007. Effectiveness of corridors relative to enlargement of habitat patches. *Conservation Biology*, 21: 1341–1346.
- FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment 2010. FAO Forestry Paper, 343 p. <http://www.fao.org/docrep/013/i1757s/i1757s.pdf>

- Faria, D., R. R., Laps, J. Baumgarten y M. Cetra, 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity Conservation*, 15: 587–612.
- Fiori, S. M. y S. M. Zalba, 2003. Potential impacts of petroleum exploration and exploitation on biodiversity in a Patagonian Nature Reserve, Argentina. *Biodiversity & Conservation* 12(6): 1261-1270,
- Fischer, J. y D. B. Lindenmayer, 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265–280.
- Gilbert-Norton, L., R. Wilson, J. R. Stevens y K. H. Beard, 2010. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology*, 24: 660–668.
- Gillies, C. S. y C.C. St. Clair, 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *Proceedings of the National Academy of Science*. 105: 19774–19779.
- Haddad, N. M. y J. J. Tewksbury, 2005. Low-quality habitat corridors as movement conduits for two butterfly species. *Ecological Applications*, 15: 250-257.
- Haddad, N. M., D. R. Bowne, A. Cunningham, B. J. Danielson, D.J. Levey, S. Sargent y T. Spira, 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, 84: 609-615.
- Hannon, S. J. y F. K. A., Schmiegelow, 2002. Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most boreal birds. *Ecological Applications*, 12: 1457–1468.
- Hess, G. 1994. Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. *Conservation Biology*, 8: 256-262.
- Hess, G. R. y R. A. Fischer, 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, 55: 195-208.
- Hobbs, R. J., 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Tree*, 7: 389-392.
- Hobbs, R. J. y J. C. Yates, 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalizing the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany*, 51: 471 – 488.
- Ibarra-Macias, A., W. D. Robinson y M. S. Gaines, 2011. Forest corridors facilitate movement of tropical forest birds after experimental translocations in a fragmented Neotropical landscape in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 27(5): 547-556.
- IUCN, 2009. Connectivity Conservation: International Experience in Planning, Establishment and Management of Biodiversity Corridors. http://cmsdata.iucn.org/downloads/070723_bci_international_report_final.pdf
- Jordan, F., 2000. A reliability-theory approach to corridor design. *Ecological Modeling*, 128: 211-220.
- Jeyghobadi, N., 2007. The genetic implications of habitat fragmentation for animals. *Canadian Journal of Zoology*, 85, 1049–1064.
- Laurance, W. F. y R. O. Jr Bierregaard, 1997. *Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities.*, Chicago and Londres: University of Chicago Press.
- Lees, A. y C. A. Peres, 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. *Conservation Biology*, 22: 439 – 449.
- Levey, D.J., B.M. Bolker, J.J. Tewksbury, S. Sargent y N.M. Haddad, 2005. Effects of
- Lucas, Z. L., P. D. McLoughlin., D. W. Coltman, & C. Barber, 2009. Multiscale analysis reveals restricted gene flow and a linear gradient in heterozygosity for an island population of feral horses. *Canadian Journal of Zoology*, 87: 310–316.

- Mech, S. G. y J.G. Hallett, 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology*, 15: 467–474.
- Nasi, R., P. Koponen y J. G. Poulsen, 2008. Impact of landscape and corridor design on primates in a large-scale industrial tropical plantation landscape. *Biodiversity Conservation*, 17: 1105–1126.
- Ockinger, E. y H. G. Smith, 2008. Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology*, 23: 27-40.
- Orrock, J. L. y E. I. Damschen, 2005. Corridors cause differential seed predation. *Ecological Applications*, 15: 793-798.
- Orrock, J. L., B. J. Danielson, M. J. Burns y J. L. Douglas, 2003. Spatial ecology of predator–prey interactions: corridors and patch shape influence seed predation. *Ecology*, 84: 2589–2599.
- Pan, W., Lin, L., Luo, A. y Zhang, L. 2009. Corridor use by Asian elephants. *Integrative Zoology*, 4, 220 – 231.
- Pardini, R., S. Marques de Souza, R. Braga-Neto y J. P. Metzger, 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124: 253-266.
- Pizo, M. A. y V. A. Gabriel, 2005. Cercas-vivas e o movimento de aves frugívoras e sementes em áreas degradadas. Memórias em extenso del VI Simposio Nacional e Congresso Latino-americano de Recuperação de Áreas Degradadas. Curitiba, Paraná, Brasil.
- Prodiversitas, 2009. El corredor biológico mesoamericano. <http://www.prodiversitas.bioetica.org/nota83.htm>
- Prugh, L. R., K. E., Hodges, A. R. E., Sinclair y J. S. Brashares, 2009. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 20770-20775.
- Pulliam, H.R. y J. B. Dunning, 1994. Demographic processes: Population dynamics on heterogeneous landscapes; En Meffe, G. K, Carroll, C. R. (Eds): *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, MA, Sinauer Associates, Inc, 79-205
- Puyana, J. y L.M. Rengifo, 2004. Uso de las cercas vivas por parte de la avifauna en un paisaje rural: implicaciones para la conservación. Primer congreso de Ornitología Colombiana. Octubre de 2004. Ponencias Aves en Paisajes Rurales.
- Rodriguez-Iturbe, I. R., E. Muneeppeerakul, S. A. Bertuzzo, A. Rinaldo y S. A. Levin, 2009. River networks as ecological corridors: A complex systems perspective for integrating hydrologic, geomorphologic, and ecologic dynamics, *Water Resources Research*, 45, 22 p.
- Rosenberg, D. K., B. Noon y E. C. Meslow, 1997. Towards a definition of biological corridor; En Bissonette, J. A., y Krausman, P. R. (Eds): *Integrating people and wildlife for a sustainable future*. International Wildlife Management Congress, Bethesda, Maryland.
- Saunders, D. A., R. J., Hobbs y C. R. Margules, 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- Schultz, C. B. y E. E. Crone, 2005. Patch size and connectivity thresholds for butterfly habitat restoration. *Conservation Biology*, 19: 887-896.
- Sekercioglu, C. H., 2009. Tropical Ecology: Riparian Corridors Connect Fragmented Forest Bird Populations. *Current Biology*, 19: 210-213.
- Sekercioglu, C. H., S. R. Loarie, F. Oviedo Brenes, P. R. Ehrlich y G. C. Daily, 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. *Conservation Biology*, 21: 482–494.

- SEMA. 2006. Projeto Paraná Biodiversidade. Volume II. 16p. <http://www.prbiodiversidade.pr.gov.br/modules/biblioteca/uploads/cartilha%20%20portugues%20%20O%20Projeto.pdf>
- Shepherd B. y J. Whittington, 2006. Response of Wolves to Corridor Restoration and Human Use Management. *Ecology and Society*, 11, <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art1/>
- Simberloff, D., J. A. Farr, J. Cox y D. W. Mehlman, 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology*, 6: 493-504.
- Tewksbury, J. J., D. J. Levey, N. M. Haddad, S. Sargent, J. L. Orrock, A. Welden, B. J. Danielson, J. Brinkerhoff, E. I. Damschen y P. Townsend, 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99: 12923–12926.
- Thomas, C. D., 2000. Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267: 139-145.
- Townsend, P. A. y D. J. Levey, 2005. An experimental test of whether habitat corridors affect pollen transfer. *Ecology*, 86: 466-475.
- Travis, J. M. J. y C. Dytham, 1998. The evolution of dispersal in a metapopulation: a spatially explicit, individual-based model. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 265, 17-23.
- Turner, I. M. y R. T. Corlett, 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology & Evolution*, 11: 330-333.
- Uezu, A., D. D. Beyer y J. P. Metzger, 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17: 1907–1922.
- Wangchuk, S., 2007. Maintaining ecological resilience by linking protected areas through biological corridors in Bhutan. *Tropical Ecology*, 48: 176-187.
- Weldon, A. J., 2006. How corridors reduce indigo bunting nest success. *Conservation Biology*, 20: 1300 – 1305.
- Williams, C. J. y S. A. Snyder, 2005. Restoring habitat corridors in fragmented landscapes using optimization and percolation models. *Environmental Modeling and Assessment*, 10: 239–250.

El rol de los microorganismos en la recuperación de áreas degradadas: avances de su investigación en zonas áridas de Patagonia (Argentina)

Adriana E. Rovere³

La pérdida de la diversidad biológica es una problemática a escala mundial. Entre las principales amenazas a la biodiversidad se encuentran la degradación de hábitats, la sobreexplotación de las especies, la introducción de especies exóticas y el cambio climático (Groom, 2006). En este contexto sea hace prioritario trabajar en proyectos de restauración ecológica, a fin de revertir los efectos de la degradación de los sistemas naturales (Swart et al., 2001). Considerando las características intrínsecas de cada ambiente y los agentes de perturbación, es posible plantear caminos alternativos para combatir la degradación: hacia la restauración, rehabilitación o reclamación, según la ubicación del área de trabajo, su estado de deterioro, el presupuesto disponible y los objetivos planteados (Rovere y Masini, 2013).

En restauración ecológica se utiliza comúnmente el concepto de biodiversidad para definir sus objetivos y evaluar el éxito de su implementación (Mayer, 2006). Para ello, se plantean algunos objetivos mensurables como por ejemplo los niveles históricos de biodiversidad, el mantenimiento y/o el aumento de la misma (Young, 2000). Sin embargo, en la mayoría de los trabajos de restauración solo se consideran las plantas vasculares, siendo escasos los trabajos que abordan la microbiodiversidad (hongos, líquenes, musgos, microorganismos) y el rol ecológico que éstos organismos desempeñan como un atributo más de los ecosistemas a recuperar (Barrett et al., 2009; Harry, 2009; Wrigley de Basanta et al., 2010; Rovere y Calabrese, 2011; Calabrese y Rovere, 2013; Calabrese et al., 2013).

Las zonas áridas y semiáridas a nivel mundial también se encuentran afectadas por diferentes actividades antrópicas, las que sumadas a las condiciones climáticas desfavorables incrementan el proceso de desertificación (Pérez et al., 2010). Es de destacar que si bien la alteración de las comunidades vegetales naturales es el primer síntoma visible en el proceso de desertificación, ésta se halla acompañada o incluso precedida por la

3 CONICET. Laboratorio Ecotono, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue. Quintral 1250, San Carlos de Bariloche, Argentina.
E-mail: adrirovere@gmail.com

pérdida de propiedades fisicoquímicas y biológicas clave del suelo: la estructura del suelo, la disponibilidad de nutrientes para las plantas, el contenido de materia orgánica, y / o la actividad microbiana (Skujins y Allen, 1986).

La restauración activa y/o rehabilitación se plantea en estos ecosistemas como una opción viable para su recuperación (Bainbridge, 2007). Primeramente hay que hacer un estudio de la composición florística tanto del área degradada y de las áreas de referencia (áreas no degradadas) a fin de definir que especies se reintroducirán (Rovere et al., 2008). Con respecto a los variados criterios que priman al seleccionar especies se pueden mencionar entre otros, incluir especies nativas, especies que cumplan un rol ecológico importante por ejemplo especies pioneras o fijadoras de nitrógeno, especies que pertenezcan a diferentes grupos funcionales, y/o especies útiles para la sociedad (Gold et al., 2004; Clewel y Aronson, 2007; Ulian et al., 2008, Masini et al., 2012; Masini et al., 2013).

A nivel mundial se han desarrollado algunas herramientas eco-tecnológicas para romper o atravesar los umbrales abióticos en ambientes áridos degradados y facilitar la reintroducción de plantas. Un ejemplo de ello es la inoculación en el vivero de plantines con cianobacterias presentes en las costras biológicas antes de llevarlos a campo, para un mejor desarrollo de los mismos, dado que las costra biológicas protegen el suelo, modifican los flujos de agua y las concentraciones de nitrógeno (Cortina et al., 2009). Los microorganismos tienen un rol crítico en el funcionamiento del ciclo de nutrientes del suelo y en el desarrollo de su estructura, como así también en la interacción con las plantas; por ello es importantes considerarlos a fin de restablecer la biodiversidad y su función en la en la restauración de ecosistemas (Harris, 2009).

En ambientes áridos de la Patagonia Argentina, también se están investigando interacciones interespecíficas de la región, que podrían aplicarse y facilitar la recuperación de ambientes degradados mediante actividades de restauración activa. Entre los componentes de la microbiodiversidad que se están estudiando se encuentran: (1) las costras biológicas, (2) las bacterias y (3) la simbiosis con micorrizas. Los avances en investigaciones evidencian:

- (1) En relación a las costras biológicas se determinó que en la composición de las mismas intervienen musgos, cianobacterias, algas y líquenes; y que desempeñan un rol ecológico importante como reservorio de agua. Las costras biológicas incrementan la estabilidad del suelo, la protección frente a la acción erosiva de la lluvia y el viento, y su aporte de carbono y nitrógeno. Futuros estudios permitirían evaluar el papel de las costras como facilitadores de la germinación

de semillas y su posible aplicación en trabajos de rehabilitación (Calabrese et al., 2013).

- (2) Se evidenció la presencia de bacterias del género *Pseudomonas* sp., específicamente *P. fluorescens* colonizando la rizósfera de los plantines de *Senna arnottiana*, organismos que se nutren de los exudados radicales y otorgan beneficios al establecimiento y desarrollo de las plantas. El óptimo desarrollo rizosférico de *Senna arnottiana*, planta pionera, podrían incidir sobre la supervivencia, el crecimiento de las plantas y el desarrollo de su sistema radical, aspectos importantes para la rehabilitación de zonas áridas donde la presencia de materia orgánica y agua es muy limitada (Álvarez et al., 2013 a).
- (3) Los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) poseen un rol importante en la sustentabilidad de los ecosistemas terrestres debido a su amplia distribución y a su capacidad de formar asociaciones simbióticas con la mayoría de las plantas (Curaqueo et al., 2011). En la rizósfera de los plantines de *Senna arnottiana* y *Atriplex lampa*, también se encontraron esporas de HMA, con diferentes morfotipos (Álvarez et al., 2013 b). Esto evidenciaría que la reintroducción de plantines inoculados con dichos microorganismos mejoraría tanto el éxito establecimiento como el crecimiento de la especie además de recuperar la biodiversidad. Si bien, el estudio de esta simbiosis se ha focalizado hacia la producción agrícola, en la actualidad el estudio de los HMA se ha ampliado hacia otros ámbitos como la sustentabilidad de agroecosistemas y la recuperación de ecosistemas degradados (Curaqueo et al., 2011).

A modo de conclusión se destaca que es importante restaurar en forma integral la composición de especies presentes en el ecosistema antes del disturbio, a fin de recuperar el rol de los mismos en los diferentes procesos ecológicos. Para ello es necesario seguir investigando las relaciones interespecíficas como las mencionadas anteriormente tanto en áreas degradadas y no degradadas. Los resultados de dichos estudios podrán ser aplicados por ejemplo mediante ensayos experimentales, a fin de evaluar su reintroducción conjunta en planes de restauración.

Bibliografía

Álvarez, A. S., D. S. Pezzullo, A. E. Rovere y D. R. Pérez, 2013a. Presencia de *Pseudomonas fluorescens* (Pseudomonadaceae) en la rizosfera de *Senna arnottiana* (Fabaceae) viverizada para ensayos de restauración ecológica. En: Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 121-129.

- Álvarez, A.S., D. S. Pezzullo, A. E. Rovere y D. R. Pérez, 2013b. Microorganismos promotores del crecimiento vegetal en la rizósfera de individuos de *Senna arnottiana* recolectados a campo. Segundo Taller Regional sobre Rehabilitación y Restauración en la Diagonal Árida de Argentina. 23-25 Octubre. Mendoza, Argentina.
- Bainbridge, D., 2007. A Guide for Desert and Dryland Restoration: New hope for Arid Lands. Washington, USA: Island press. 391pp.
- Barrett, G., J. M. Trappe, A. Drew, J. Stol y D. Freudenberger, 2009. Fungus diversity in revegetated paddocks compared with remnant woodland in a south-eastern Australian agricultural landscape. *Ecological Management y Restoration* 10: 200-209.
- Calabrese, G. M. y A. E. Rovere, 2013. El rol de los musgos en la germinación de especies leñosas: Implicancias de la heterogeneidad de micro-sitios para la restauración *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 5: 122-128.
- Calabrese, G. M., A. E. Rovere y J. M. Zeberio, 2013. Costras biológicas en sitios de Monte con diferentes niveles de perturbación. En: *Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina*. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 122-130.
- Clewell, A. y J. Aronson, 2007. *Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession*. Washington, DC: Island Press.
- Cortina, J., F.T. Maestre y D. Ramírez, 2009. Innovations in semiarid restoration. The case of *Stipa tenacissima* L. steppes. En: *Land restoration to combat desertification. Innovative approaches, quality control and project evaluation*. Bautista S, J Aronson y R Vallejo (Eds), Zaragoza, España: CEAM. Pág 121-144
- Curaqueo, G., F. Borie, A. Seguel, S. Meier, R. Rubio y P. Cornejo, 2010. Micorrizas arbusculares: una estrategia para la recuperación y sustentabilidad de suelos en distintos ecosistemas de Chile. Encuentro de Jóvenes Investigadores del Bicentenario. 6-7 Octubre. Calafate, Argentina.
- Gold, K., P. León-Lobos y M. Way, 2004. *Manual de recolección de semillas de plantas silvestres para conservación a largo plazo y restauración ecológica*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Intihuasi, La Serena, Chile. Boletín INIA N° 110, 62 pp.
- Groom, M. J., 2006. Threats to biodiversity. En: *Principles of conservation biology*. Groom MJ, GK Meffe y CR Carroll (Eds), Massachusetts, USA: Sinauer associates inc. Sunderland. Pág 63-109.
- Harris, J., 2009. Soil microbial communities and restoration ecology: facilitators or followers? *Science* 325: 573-574.
- Masini, A. C. A., A.E. Rovere y D. R. Pérez, 2012. Requerimientos pre-germinativos de dos especies leñosas: *Anarthrophyllum capitatum* Sorarú y *Anarthrophyllum elegans* (Gillies ex Hook. y Arn.) F. Philippi. *Revista Quebracho* 20 (1, 2): 85-96.
- Masini, A. C. A., A. E. Rovere y D. R. Pérez, 2013. *Senna arnottiana* (Fabaceae): especie de interés ecológico para la rehabilitación en áreas protegidas de Neuquén. En: *Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina*. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds.). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 85-95.
- Mayer, P., 2006. Biodiversity-The appreciation of different thought styles and values helps to clarify the term. *Restoration Ecology* 14: 105-111.
- Pérez, D. R., A. E. Rovere y F. M. Farinaccio, 2010. *Rehabilitación en el desierto: Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Patagonia*. Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores. 80 pp.

- Rovere, A. E., G. H. Namiot y M. Ocampo, 2008. Caracterización de un área de referencia de *N. dombeyi* para la restauración en un área aledaña, Parque Nacional Lago Puelo. *Eco-nothofagus* pp 177-181.
- Rovere, A. E. y A. C. A. Masini, 2013. Caminos teóricos, metodológicos, y caminos recorridos para la recuperación de áreas áridas degradadas. En: *Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina*. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 38-48.
- Rovere, A. E. y G. M. Calabrese, 2011. Diversidad de musgos en ambientes degradados sujetos a restauración en el Parque Nacional Lago Puelo (Chubut, Argentina). *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 571-580.
- SER (Society for Ecological Restoration International), 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. En: www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Skujins, J. y M. F. Allen, 1986. Use of mycorrhizae for land rehabilitation. *MIRCEN J.* 2:161-176.
- Swart, J. A., H. J. Van der Windt y J. Keularts, 2001. Valuation of nature in conservation and restoration. *Restoration Ecology* 9: 230-238.
- Ulian, T, A. E. Rovere y B. Muñoz, 2008. Taller sobre conservación de semillas para la restauración ecológica. *Ecosistemas* 17 (3): 147-148.
- Wrigley de Basanta, D., C. Lado, A. Estrada-Torres y S. L. Stephenson, 2010. Biodiversity of myxomycetes in subantarctic forests of Patagonia and Tierra del Fuego, Argentina. *Nova Hedwigia* 90: 45-79.
- Young, T. P., 2000. Restoration ecology and conservation ecology. *Biological conservation* 92: 73-83.

El aporte de microorganismos promotores del crecimiento vegetal en interacción con especies vegetales de interés en procesos de restauración ecológica de zonas áridas y semiáridas

Anahí Álvarez⁴

Las comunidades vegetales establecidas en las zonas áridas y semiáridas han co-evolucionado para aprovechar de manera óptima los escasos recursos disponibles que comparten. Para ello, las plantas se asocian conformando unidades estructurales y funcionales, lo que determina así la presencia, frecuencia y riqueza de especies, que en su conjunto responden a las condiciones ambientales (Bonvissuto y Busso, 2013).

La región oriental de la Provincia de Neuquén se ubica en el ecosistema del Monte, con dominio de condiciones áridas y semiáridas. Esta zona se caracteriza fisonómicamente por la presencia de diferentes géneros de arbustos adaptados a desarrollarse frente a las bajas precipitaciones medias anuales, que oscilan alrededor de los 140 mm, con variaciones condicionadas por el entorno del relieve (Páez et al., 2004), elevada tasa de evapotranspiración reforzada por el viento (Abraham et al., 2009) y temperatura media anual de 12 – 18 °C (Paruelo, 1998). Los suelos están conformados principalmente por el orden de los Entisoles – Aridisoles (Del Valle, 1998).

El manejo inadecuado de actividades productivas, tanto ganadera como hidrocarburífera, han provocado diversos grados de deterioro de la vegetación y el suelo. La degradación de estas áreas, naturalmente frágiles, conduce a procesos de desertificación con pérdida de especies vegetales, erosión del suelo y disminución de la productividad del pastizal (Pérez, 2010). La alteración de las comunidades vegetales es acompañada o precedida por la pérdida de las propiedades físicas-químicas y biológicas del suelo, tales como la estructura, la disponibilidad de nutrientes para las plantas y la actividad microbiana (Jeffries y Barea, 2001).

4 Laboratorio de Investigación y Servicios de Microbiología Ambiental, Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud. Universidad Nacional del Comahue. Buenos Aires 1400, Neuquén, Argentina.
E-mail: anahi.alvarez@facias.uncoma.edu.ar

La rehabilitación de estos ecosistemas incluye prácticas de manejo y recuperación de la cobertura vegetal, con el objetivo de mejorar la protección del suelo, la productividad y la biodiversidad (Pérez, et al., 2010; Rovere et al., 2013). Estas tareas requieren de una metodología que incluya, entre otros aspectos, identificar las condiciones de funcionalidad de las especies nativas en su hábitat natural (Farinaccio et al., 2010). Así también, es necesario identificar los principales factores que limitan el establecimiento de especies nativas reintroducidas, entre estos la deficiencia de agregación del suelo, el bajo contenido de materia orgánica y la deficiente actividad biológica. Respecto a esto, se debe considerar el rol fundamental que desempeñan los microorganismos del suelo tanto para la producción de plantas en viveros como para el éxito del proceso de revegetación.

El objetivo de este trabajo es obtener una visión integral del potencial de los microorganismos rizosféricos para mejorar la composición, diversidad, estructura y funcionalidad de las comunidades vegetales adaptadas a zonas áridas y semiáridas.

En la relación entre el suelo y la vegetación ocurren un conjunto de procesos fisiológicos mediados por los microorganismos, permitiendo el intercambio de elementos entre ambos. Esta una unidad de estudio, integrada por las interacciones microorganismos-planta-suelo, conforma un ambiente dinámico. La rizósfera es la porción del suelo circundante y bajo la influencia de las raíces de las plantas. En la rizósfera ocurren importantes e intensas interacciones llevadas cabo por microorganismos, plantas y el suelo (Kennedy, 2005). Estas interacciones bioquímicas e intercambio de señales entre plantas y microorganismos pueden influir significativamente en el crecimiento de las plantas (Glick, 1999; Ferrari y Wall, 2004)

La rizósfera está directamente influenciada por el sistema radical y la actividad fisiológica de las plantas. Las raíces producen exudados que forman la base para un ambiente complejo en cuanto a cualidades físicas y químicas, en el que se induce la proliferación de una gran comunidad de microorganismos en respuesta a las características de dicho ambiente (Atlas y Bartha, 2002). Los microorganismos rizosféricos contribuyen sustancialmente al establecimiento, crecimiento, supervivencia y productividad de las comunidades vegetales (Ferrari y Wall, 2004; Barreto et al., 2007; Bashan et al., 2008).

Los hongos biótrofos obligados establecen una interacción de simbiosis mutualista con las raíces de las plantas, una asociación balanceada denominada micorriza. En esta interacción, los hongos pueden mantenerse recubriendo los tejidos corticales radicales, o bien ingresar por entre sus células hasta mantener un íntimo contacto con las raíces. Dentro de este grupo de endomicorizas, se encuentran las micorizas arbusculares. Los

hongos micorrícicos arbusculares (HMA) son el tipo de asociación más común en ecosistemas terrestres naturales (Barea et al., 2007; Smith y Read, 2008).

Los HMA implantan una red que interconecta las raíces de las plantas con el sustrato. Esto lo consiguen mediante sus hifas que, por un lado crecen en el interior de las raíces más jóvenes, a lo largo del córtex radical; mientras que por el otro, las hifas externas se expanden en el sustrato e intervienen en la exploración del mismo. Para llevar a cabo sus funciones vitales, estos hongos poseen otros componentes característicos, a saber: los arbusculos, cuyas estructuras se desarrollan dentro de las células de la raíz, por medio de los cuales se realiza la transferencia bidireccional de sustancias entre ambos organismos; las vesículas, son órganos de reserva de lípidos, que se utilizan bajo situaciones de estrés y también se desarrollan en las células radicales; y las esporas, son elementos de reproducción del hongo producidos por el micelio de fructificación, están ubicadas en el exterior de la raíz (Phillips y Hayman, 1970; Giovannetti, 2008; Smith y Read, 2008).

Las hifas extrarradicales de los HMA contribuyen en la absorción de agua y adsorción, translocación y transferencia de nutrientes desde el suelo hacia la planta. Numerosas investigaciones evidencian la contribución de los HMA en la adquisición de fósforo para suministrárselo a la planta, mediante la absorción del ión fosfato el cual presenta una lenta movilidad en el suelo (Marschner y Dell, 1994; Jeffries et al., 2003; Tawaraya et al., 2006; Allen, 2007; Ramos et al., 2008).

Las bacterias son otros microorganismos protagonistas de la rizósfera, con capacidad de colonizar las raíces de muchas especies vegetales, contribuyendo en su desarrollo y supervivencia. Estas bacterias que tienen funciones benéficas para el crecimiento de las plantas se las denomina rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPR, Plant Growth Promoting Rhizobacteria). Entre los microorganismos con actividad PGPR más conocidos se encuentran especies de los géneros *Rhizobium* sp., *Azospirillum* sp., y *Pseudomonas* sp, entre otras. (Glick, 1995; Bashan y de Bashan, 2005).

Son varios los mecanismos mediante los que las bacterias contribuyen en la germinación, crecimiento y supervivencia de las plantas, entre ellos: fijación biológica del nitrógeno, solubilización de fosfatos, producción de sideróforos, biosíntesis de fitohormonas (auxinas, citocinas, giberelinas), síntesis de antibióticos, inducción de la resistencia sistémica (García de Salamone, 2012; Ribaudó et al., 2013).

Un subgrupo de PGPR, denominadas rizobacterias reguladoras de la homeostasis (PSHR, Plant Stress Homeo-regulating Rhizobacteria), son reconocidas por mediar en las respuestas fisiológicas de las plantas frente condiciones de estrés abiótico. Los mecanis-

mos son: producción de ácido abscísico, cadaverina y/o trehalosa, actividad ácido 1-amino ciclopropano 1-carboxílico (ACC) deaminasa, biosíntesis y degradación de etileno en plantas, modificación de canales iónicos en los tejidos vegetales, secuestro de sustancias tóxicas para las plantas (Glick et al., 1994; Jhovana et al., 2013; Ribaud et al., 2013).

Especies leguminosas, como *Prosopis* sp. y *Cercidium* sp., presentan relevancia en los ecosistemas áridos y semiáridos, incorporando nitrógeno mediante la relación simbiótica que establecen con bacterias fijadoras de dicho nutriente, del género *Rhizobium* y *Bradyrhizobium*. Esta característica, junto a la adaptación para soportar el estrés hídrico y la salinidad, favorece su supervivencia y productividad en estos ambientes. Debido a la actividad de los microorganismos, en el suelo cercano a las raíces se producen reacciones de oxidación y reducción de los elementos nutritivos por la acción enzimática de los microorganismos, mejorando las condiciones del hábitat para el establecimiento de especies vegetales (Acosta, et al. 1994).

El desarrollo de raíces freatófitas es otro mecanismo de supervivencia de las leguminosas en ambientes con deficiencia hídrica, cuya finalidad es absorber agua de zonas profundas del suelo y mediante el mecanismo de redistribución hídrica lo transfieren a las capas superficiales durante la noche (Cadwell et al., 1998). Se ha observado que puede existir un movimiento bidireccional del agua entre estas raíces y las hifas de los hongos micorrícicos, una vez que el agua llevada hacia zonas superiores, mediante las hifas se distribuirá horizontalmente, manteniendo la integridad y funcionalidad de los microorganismos en el suelo superficial con deficiencia hídrica (Martínez y Pugnaire, 2009).

La actividad bacteriana en la rizósfera favorece los patrones de enraizamiento y el suministro de nutrientes disponibles para las plantas, modificando de este modo la calidad y cantidad de exudados de las raíces (Bowen y Rovira, 1999).

Los hongos micorrícicos tienen la capacidad de ayudar al establecimiento de la vegetación en procesos de recolonización de suelos degradados (Barea et al., 2007; Duponnois et al., 2011; Fajardo et al., 2011). Los patrones de colonización de los HMA varían en función de la especie vegetal involucrada (planta-hongo), sus características nutricionales y las características del suelo (Siqueira y Saggin-Júnior, 2001; Mendoza et al., 2002; Collier et al., 2003; Gillespie y Allen, 2006; Meier et al., 2012; Soterias et al., 2013).

La formación de micorrizas es una estrategia adaptativa que proporciona a la planta una mayor capacidad para capturar y reciclar nutrientes en suelos pobres y tolerar la sequía, particularmente en los ecosistemas áridos y semiáridos (Allen, 1982; Allen, 2007). Se ha señalado que las principales familias vegetales en regiones áridas son especies

micorrizadas (Trappe, 1981), aunque hay investigaciones que estudiaron la dependencia hacia la micorrización de plantas de ecosistemas de desierto, las cuales indicaron que las estrategias del sistema radical están relacionadas al período de vida de las especies. Las plantas perennes tienen raíces gruesas y dependen en gran medida de las micorizas, mientras que las anuales tienen raíces delgadas y rara vez son infectadas por HMA, pero esta tendencia es una observación reciente, posiblemente única para ambientes desérticos (Collier et al., 2003).

Los disturbios en ecosistemas semiáridos disminuyen la densidad y diversidad de las poblaciones de los hongos micorrícicos. Sin embargo, estos propágulos no desaparecen por completo, lo que sugiere la existencia de ecotipos resistentes, que pueden utilizarse como inóculos para nuevas plantas (Cuenca et al., 2007; Barea et al., 2011). La revegetación de ecosistemas áridos con plantas nativas inoculadas con hongos micorrícicos indígenas es una estrategia enfocada a dar respuestas tanto a nivel de desarrollo vegetal como a la calidad del suelo (Barea et al., 2011).

Esta simbiosis ayuda a las plantas a desarrollarse en ambientes bajo situaciones de estrés, entre los que se encuentran déficit hídrico, poca disponibilidad de nutrientes, altos niveles de salinidad (Allen, 2007) y mejora la estructura del suelo a través de la formación de agregados necesarios para una buena estabilización de las partículas del suelo (Cornejo et al., 2008).

Para recuperar la estabilidad y productividad de un ecosistema natural, es fundamental mantener la calidad del suelo y el establecimiento de la vegetación, que es la fuerza motriz de los microorganismos rizosféricos, quienes a su vez, van a compensar a la comunidad vegetal mediante la promoción de su crecimiento y nutrición (Barea et al., 2011).

En conclusión, los proyectos de restauración de ecosistemas áridos y semiáridos deberían responder a un modelo que permita recuperar las interacciones que ocurren en la rizósfera y favorecer las actividades fisiológicas de las plantas y los microorganismos, que en conjunto contribuirán en la recuperación de la estructura del suelo. Por lo tanto, la producción de inóculos microbianos se transforma en una herramienta biotecnológica con potencial de aplicación en la restauración de los ecosistemas degradados. La inoculación de microorganismos sería un sendero para favorecer la diversidad microbiana de la rizósfera en cuanto a composición y funcionalidad de la comunidad. Nuevas investigaciones deberían abordar el estudio de la cooperación entre los microorganismos rizosféricos para evaluar su potencial biotecnológico.

La recuperación de las comunidades microbianas rizosféricas de especies vegetales nativas facilitaría el retorno de un ecosistema degradado a su trayectoria deseada para reanudar los procesos ecológicos que ocurren en él, siendo el mismo uno de los principios de rehabilitación y restauración ecológica propuestos por el SER (2004). De esta forma, aumentarían las posibilidades de perfeccionar las técnicas desarrolladas, y el éxito de las mismas, en los ensayos de restauración ecológica.

Debido al escaso conocimiento del rol de los microorganismos en los procesos de establecimiento de la vegetación y restauración de zonas áridas y semiáridas degradadas de la Patagonia, es un desafío importante continuar investigando en este campo de estudio para mejorar el marco teórico que sustente a las prácticas de la restauración de ambientes extensamente afectados por la desertificación.

Agradecimiento

Agradecemos el apoyo financiero del Proyecto de Investigación 04/U016, al Proyecto de Fortalecimiento de Redes Universitarias VI (Res. 426/13) de la Secretaría de Políticas Universitarias del Ministerio de Educación de la Nación

Bibliografía

- Abraham, E., H. F. Del Valle, F. Roig, L. Torres, J. O. Ares, F. Coronato y R. Godagnone, 2009. Overview of the geography of the monte Desert biome (Argentina). *Journal of Arid Environments* 73: 144-153.
- Acosta, M., L. Oliva y A. Abril, 1994. Colección de rhizobios de *Prosopis* arbóreos en la zona semiárida de la Provincia de Córdoba (Argentina). *Ciencia del Suelo* 12: 38-40.
- Allen, M. F., 1982. Influence of vesicular-arbuscular mycorrhizae on water movement through *Bouteloua gracilis* (H. B. K.) lag ex steud. *New Phytologist* 91 (2): 191-196.
- Allen, M.F., 2007. Mycorrhizal fungi: Highways for water and nutrients in arid soils. *Vadose Zone Journal* 6: 291-297.
- Atlas, R. M. y R. Bartha, 2002. *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. 4th. ed. Madrid: Pearson Addison-Wesley.
- Barea, J. M., J. E. Palenzuela, P. Cornejo, I. Sánchez, C. Navarro, P. V. Quiñones, R. Azcón, N. Ferrol y C. Azcón-Aguilar, 2007. Significado, diversidad e impacto de los hongos de las micorrizas arbusculares en ambientes mediterráneos. En: *Biodiversidad y conservación de fauna y flora en Ambientes Mediterráneos*. Barea-Azcón JM, M Moleón, R Travesí, E Ballesteros, JM Luzón, JM Tierno (Eds.). Sociedad Granatense de Historia Natural, Granada: Spain. Pág 155 – 185.
- Barea, J. M., J. Palenzuela, P. Cornejo, I. Sanchez-Castro, C. Navarro-Fernández, A. López-García, B. Estrada, R. Azcón, N. Ferrol y C. Azcón-Aguilar, 2011. Ecological and functional roles of mycorrhizas in semi-arid ecosystem of Southeast Spain. *Journal of Arid Environments* 75: 1292-1301.

- Barreto, D., N. Valero, A. Muñoz y A. Peralta, 2007. Efecto de microorganismos rizosféricos sobre germinación y crecimiento temprano de *Anacardium excelsum*. Zonas Áridas 11 (1): 240-250.
- Bashan, Y. y L. E. de Bashan, 2005. Plant Growth-Promoting. En: Encyclopedia of soil in the environment. E. Hillel (Ed), Oxford, U. K.: Elsevier. Pág 103-115.
- Bashan, Y., M. E. Puente, L. E. de Bashan y J. P. Hernández, 2008. Environmental uses of plant-growth-promoting bacteria. Plant-microbe interactions 2008: 69-93.
- Bonvissuto, G. L. y C. A. Busso, 2013. Establecimiento de plantulas en microambientes del Monte Austral Neuquino. En: Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 96-111.
- Bowen, G. D. y A. D. Rovira, 1999. The rhizosphere and its management to improve plant growth. Advances in Agronomy 66: 1-102.
- Cadwell, M. M., Dawson, T. E. y J. H. Richards, 1998. Hydraulic lift: Consequences of water efflux from the roots of plants. Oecología 113 (2): 151-161.
- Colección Internacional de hongos micorrizógenos arbusculares. West Virginia University, W.V., USA. Sitio web: <http://invam.caf.wvu.edu>
- Collier, S. C., Yarnes, C. T. y R. T. Herman, 2003. Mycorrhizal dependency of Chihuahuan Desert plants is influenced by life history strategy and root morphology. Journal of Arid Environments 55: 223-229.
- Cornejo, P., Meier, S., Borie, G., Rilling, M. C. y F. Borie, 2008. Glomalin-related soil protein in a Mediterranean ecosystem affected by a copper smelter and its contribution to Cu and Zn sequestration. Science of the Total Environment 406 (1): 154-160.
- Cuenca, G., Cáceres, A., Oirdobro, G., Hasmy, Z. y C. Urdaneta, 2007. Las micorrizas arbusculares como alternativa para una agricultura sustentable en áreas tropicales. Interciencia 32 (1): 23-29
- Del Valle, H. F., 1998. Patagonian soils: a regional síntesis. Ecología Austral 8: 103- 123.
- Duponnois, R., Ouahmane, L., Kane, A., Thioulouse, J., Hafidi, M., Boumezzough, A., Prin, Y., Baudoin, E., Galiana, A. y B. Dreyfus, 2011. Nurse shrubs increased the early growth of Cupressus seedlings by enhancing belowground mutualism and soil microbial activity. Soil Biology y Biochemistry 43: 2160-2168.
- Fajardo, L., Cuenca, G., Arrindel, P., Capote, R. y Z. Hasmy, 2011. El uso de hongos micorrizicos arbusculares en las prácticas de restauración ecológica. Interciencia 36 (12): 931 – 936.
- Farinaccio, F. M., A. E. Rovere y D. R. Pérez, 2010. Investigación básica y aplicada, para el desarrollo de líneas de base en planes de rehabilitación de áreas degradadas en zonas áridas desertificadas de la Provincia de Neuquén. Encuentro de Jóvenes Investigadores del Bicentenario. 6-7 Octubre. Calafate, Argentina.
- Ferrari, A. E. y L. G. Wall, 2004. Utilización de árboles fijadores de nitrógeno para la revegetación de suelos degradados. Revista de la Facultad de Agronomía 105 (2): 63-87.
- García de Salamone, I. E., 2012. Microorganismos promotores del crecimiento vegetal. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica 14: 12-16.
- Gillespie, I. G. y E. B. Allen, 2006. Effects of soil and mycorrhizae from native and invaded vegetation on a rare California forb. Applied Soil Ecology 32: 6-12.
- Giovannetti, M., 2008. Structure, extent and functional significance of belowground arbuscular mycorrhizal networks. En: Mycorrhiza, State of the art, genetics and molecular, biology, eco-

- function, biotechnology, eco-physiology, structure and systematic. Varma A (Ed.), 3rd, Berlin Heidelberg: Springer. Pág 59-72.
- Glick, B. R., G. B. Jacobson, M. K. Schwarze y J. J. Pastenak, 1994. 1-aminocyclopropano 1-carboxylic acid deaminase mutants of the plant growth promoting rhizobacterium *Pseudomonas putida* GR 12-2 do not stimulate canola root elongation. *Canadian Journal Microbiology* 40: 991-915.
- Glick, B. R., C. L. Patten, G. Holguin y D. M. Penrose, 1999. Biochemical and genetic mechanisms used by plant growth promoting bacteria. London: Imperial College Press.
- Glick, B., 1995. The enhancement of plant growth by free-living bacteria. *Canadian Journal Microbiology* 41:109-117.
- González, F. y D. R. Pérez, 2013. Reintroducción de especies nativas de sitios degradados del volcán Auca Mahuida, 1ed. Neuquén: Educo. 78 pp.
- Gould, W. D., T. R. Hagedorn y R. M. Zablotowicz, 1985. New selective media for enumeration and recovery of fluorescent pseudomonads from various habitats. *Applied Environmental Microbiology* 49: 28-32.
- Jeffries, P. y J. M. Barea, 2001. Arbuscular mycorrhiza: a key component of sustainable plant-soil ecosystems. En: *The Mycota: fungal associations*. Hock B. (Ed.), vol IX. Berlin, Heidelberg: Springer, Pág 95-113.
- Jeffries, P., S. Gianinazzi, S. Perotto, K. Rutnau y J. M. Barea, 2003. The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biology and Fertility of Soil* 37:1-16.
- Jhovana, S., E. Ortega, L. P. Di Salvo, F. D'Auria, S. M. Gatica y I. E. García de Salamone, 2013. Diversidad funcional de comunidades microbianas rizosféricas en suelos expuestos a sustancias contaminantes. En: *Rizósfera, biodiversidad y agricultura sustentable*. García de Salamone IE, S Vázquez, C Penna y F Cassán (Ed.), Buenos Aires: Asociación Argentina de Microbiología, Pág 287-306.
- Kennedy, A. C., 2005. Rhizosphere. En: *Principles and Applications of Soil Microbiology*. Sylvia DM, JJ Fuhrman, PG Hartel y DA Zuberer (Eds.), 2ed. New Jersey: Pearson Prentice Hall. Pag 242-262.
- Marschner, H. y B. Dell, 1994. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil* 159 (1): 89-102.
- Martínez, L. B. y F. I. Pugnaire, 2009. Interacciones entre las comunidades de hongos formadores de micorrizas y las plantas. Algunos ejemplos en los ecosistemas semiáridos. *Ecosistemas* 18 (2): 44-54.
- Meier, S., F. Borie, N. Bolan y P. Cornejo, 2012. Phytoremediation of metal-polluted soils by arbuscular mycorrhizal fungi. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42: 741-775.
- Mendoza, R. E., V. Goldmann, J. Rivas, V. Escudero, E. Pagani, M. Collantes y L. Marbán, 2002. Poblaciones de hongos micorrícicos arbusculares en relación con las propiedades del suelo y de la planta hospedante en pastizales de Tierra del Fuego. *Ecología Austral* 12:105-116
- Páez, M. M., F. A. Quintana y C. F. Pérez, 2004. Biogeografía de las regiones áridas y semiáridas entre 35° y 39° S, Argentina. *Boletín Sociedad Argentina de Botánica* 39 (3): 171-180.
- Paruelo, J. M., A. Beltrán, E. Jobbágy, O. E. Sala y R. A. Golluscio, 1998. The climate of Patagonia: General patterns and control on biotic processes. *Ecología Austral* 8: 85-101.

- Pérez, D. R., F. M. Farinaccio, F. M. González, L. J. Lagos, A. E. Rovere y M. Díaz, 2009. Rehabilitation and restoration: a concrete possibility to combat desertification in arid and semi-arid ecosystems of Patagonia. Proceedings COP9: Convención de las Naciones Unidas sobre la lucha contra la Desertificación. Buenos Aires. Pág 124-125.
- Pérez, D. R., 2010. Desiertos y desertificación. En: Rehabilitación en el desierto, ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén - Patagonia. D. R. Pérez, A. E. Rovere, F. M. Farinaccio (Comps), 1ed. Buenos Aires: Vazquez Mazzini. Pág 17-20.
- Phillips, J. M. y D. S. Hayman, 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment for infection. Transaction of the British Mycological Society 55:157-160.
- Ramos, A. C., A. R. Façanha y J. A. Feijó, 2008. Ion dynamics during the polarized growth of arbuscular fungi: from presymbiosis to symbiosis. En: Mycorrhiza, State of de art, genetics and molecular, biology, eco-function, biotechnology, eco-physiology, structure and systematic. Varma A (Ed.), 3rd, Berlin Heidelberg: Springer. Pág 241-260.
- Ribaudó, C. M., D. S. Riva, J. A. Curá, C. Ponds, A. Granell-Richard y M. L. Cantora, 2013. Etileno como mediador de los mecanismos directos e indirectos de la promoción del crecimiento vegetal ejercido por rizobacterias. En: Rizósfera, biodiversidad y agricultura sustentable. García de Salamone IE, S Vázquez, C Penna y F Cassán (Ed.), Buenos Aires: Asociación Argentina de Microbiología Pág 215-240.
- Rovere, A. E., D. Pérez, N. Ciano, G. Becker, A. Dalmasso y A. Sguazzini, 2013. Planificación, expectativas y conclusiones del primer taller sobre rehabilitación y restauración en la Diagonal Árida de la Argentina. En: Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina. Pérez D, AE Rovere y ME Rodriguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 32-37.
- Schenck, N. C. y Y. Pérez, 1990. Manual for Identification of VA Mycorrhizal Fungi, 3rd ed. Gainesville, USA: Synergistic Publications.
- SER (Society for Ecological Restoration International), 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. En: www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Siqueira, J. O. y O. J. Saggin-Júnior, 2001. Dependency on arbuscular mycorrhizal fungi and responsiveness of some Brazilian native woody species. Mycorrhiza 11: 245-255
- Smith, S. E. y D. J. Read, 2008. Mycorrhizal Symbiosis, 3rd ed. Amsterdam: Academic Press, Elsevier. 787 pp.
- Soteras, F, N. Cofré, J. Bartolini, M. Cabello y A. Becerra, 2013. Hongos arbusculares (Glomeromycota) en la rizósfera de *Atriplex lampa* en dos ambientes salinos de Córdoba: influencia de la profundidad en la colonización radical y presencia de morfoespecies. Boletín Sociedad Argentina de Botánica 48 (2): 211-219.
- Tawaraya, K., M. Naito y T. Wagatsuma, 2006. Solubilization of insoluble inorganic phosphate by hifal exudates of arbuscular mycorrhizal fungi. Journal Plant Nutrition 29 (4): 657-665.
- Trappe, J. M., 1981. Mycorrhizae and productivity of arid and semiarid rangelands. En: Advances in Food-Producing Systems for Arid and Semiarid Lands. Manassah JM, EJ Briskey (Eds.). New York: Academic Pres. Pág 581-600.

Efecto de la perturbación producida por la extracción de arena sobre las micorrizas arbusculares (MA) en un bosque seco tropical

Alicia Cáceres* y Carolina Kalinhoff⁵

Las regiones áridas y semiáridas, dentro de las zonas de vida de Venezuela, representan un alto porcentaje del territorio nacional (Castillo et al., 1992), con un total aproximado de 28.000 km² cubiertos por vegetación xerófila espinosa (Huber y Alarcón, 1988). Algunas de estas formaciones vegetales han sido intervenidas, degradadas, y en muchos casos, han desaparecido bajo la presión urbana, industrial, agrícola y ganadera. En muchos casos y de acuerdo a los criterios establecidos en el Libro Rojo de los Ecosistemas Terrestres de Venezuela, se encuentran en la categoría de *riesgo de eliminación* (en peligro o peligro crítico) (Oliveira-Miranda et al., 2010).

En la península de Macanao, ubicada al oeste de la isla de Margarita en Venezuela, la explotación de minas de arena a cielo abierto, se lleva a cabo desde 1976, produciendo la alteración de la matriz suelo-vegetación, tanto en el sector norte como en el sector sur de la península. La extracción de los fondos arenosos de los márgenes de las quebradas intermitentes elimina los bosques y matorrales asociados, los cuales representan las comunidades vegetales de mayor complejidad y riqueza de especies de las áreas bajas de Macanao (González, 2007; Fajardo, 2007).

Este tipo de perturbaciones traen consigo el deterioro gradual o de gran impacto, de los mecanismos naturales de regeneración, entre los cuales, las relaciones entre los microorganismos del suelo y las plantas son considerados factores bióticos importantes para que se lleven a cabo los procesos de sucesión natural. Dentro de estos mecanismos, los hongos formadores micorrizas arbusculares (HMA) representa una de las simbiosis más extendidas e importantes sobre la tierra, ya que poseen un efecto beneficioso sobre el crecimiento de las plantas en condiciones naturales, facilitando la incorporación de nutrientes esenciales como el fósforo y nitrógeno, entre otros (Brundrett et al., 1996; Smith y Read, 1997). Las perturbaciones que generan la remoción drástica de

⁵ Instituto de Biología Experimental, Centro de Botánica Tropical, Universidad Central de Venezuela. Apartado 48312, Caracas 1041A, Venezuela.

* E-mail: alicia.caceres@ciens.ucv.ve

los horizontes del suelo, producen cambios o pérdidas de las estructuras de HMA que conforman el inóculo nativo. Estos propágulos de MA, presentan una susceptibilidad variable ante las perturbaciones, lo cual va a depender de la intensidad de las mismas y del tipo de propágulos. En muchos hábitats la red de hifas extraradicales y las raíces infectadas son probablemente la fuente de inóculo más importante, pero también son las más susceptibles; en especial al daño físico o ruptura mecánica; mientras, que las esporas son estructuras de resistencia que pueden permanecer en el suelo por períodos de tiempo prolongados (Jakobsen et al., 1992). El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la extracción de arena sobre los propágulos de micorrizas, en una cronosecuencia de localidades abandonadas y el matorral como ecosistema de referencia. Se seleccionaron localidades en diferentes estados sucesionales después de haber sido abandonadas: dos años (**D**), seis años (**S**), 20 años (**V**) y el matorral xerófito de referencia (**MR**). En cada localidad se colectaron las raíces de 3 a 4 individuos y el suelo superficial rizosférico (0-20 cm) de las siguientes especies, localizadas en D: *Rhynchelytrum repens* (Poaceae), *Cenchrus ciliaris* (Poaceae), *Canavalia brasiliensis* (Fabaceae), *Heliotropium angiospermum* (Boraginaceae), *Choris barbata* (Poaceae), *Tridax procumbens* (Asteraceae) y *Axonopus sp* (Poaceae); en la localidad S: *Cassia emarginata* (Caesalpinaceae), *Melochia tomentosa* (Sterculiaceae), *Mimosa arenosa* (Mimosaceae) y *Bastardia viscosa* (Malvaceae), en la localidad V: *Abutilon umbellatum*, *Bastardia viscosa* y *Gossypium hirsutum* (Malvaceae), *Caesalpinia coriaria* (Caesalpinaceae), *Piscidia carthagenensis* (Fabaceae), *Mimosa arenosa* (Mimosaceae) y en MR las especies colectadas fueron: *Croton conduplicatus* (Euphorbiaceae), *Casearia tremula* (Flacourtiaceae), *Piscidia carthagenensis* (Fabaceae), *Tecoma stan* (Bignoniaceae). La tinción y evaluación de la colonización fue realizado por el método de Phillips y Hayman (1970) y la colonización evaluada por el método de Mc. Gonigle et al. (1990). Para ello se realizaron observaciones sistemáticas de cada muestra al microscopio óptico (200X) hasta completar 100 campos de observación por muestra.

Para evaluar el número de esporas se tomaron 5 g de muestras de suelo compuestas y la separación se realizó por el método de tamizado húmedo, decantado y centrifugación en sacarosa (Sieverding, 1991). Se contaron únicamente las esporas vivas (enteras y con contenido lipídico) con una lupa estereoscópica (40X). Los resultados se expresaron en N° de esporas 100 g⁻¹ de suelo seco. La lista de las especies de HMA, se realizó en el laboratorio de suelos del Centro de Ecología del Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, a cargo de la Dra. Gisela Cuenca. Para la determinación de los morfotipos se utilizaron las listas y descripciones originales de especies de Glomeromycota de Schenck y Pérez (1990) y otras descripciones en continua actualización disponibles en línea: http://www.lrz-muenchen.de/~shuessler/amphylo/amphylo_species.html.

[http:// www.agro.ar.szczecin.pl/~jblaszkowski/](http://www.agro.ar.szczecin.pl/~jblaszkowski/)

El número más probable de propágulos infectivos (NMP) se evaluó de acuerdo al método de Porter (1979) modificado por Sieverding (1991), para ello se realizaron diluciones seriadas de suelo no estéril de cada localidad, con el mismo suelo previamente esterilizado, y se sembraron plántulas de la especie micotrófica *Vigna luteola* (Hernández et al., 2000). A las seis semanas se cosecharon la totalidad de las plantas y se tomó en cuenta como colonización micorrízica positiva la presencia de al menos un punto de entrada en la corteza radical. En las muestras de suelo superficial (hasta 20 cm de profundidad) provenientes del matorral y de las parcelas sucesionales, se determinó el fósforo total, nitrógeno total, el pH en agua, el porcentaje de materia orgánica y las proporciones de arena, limo y arcilla. (Jackson, 1976).

Los resultados de esta investigación mostraron en primer lugar, que la concentración de fósforo disponible es de moderada a alta 7,6 - 46,7 mg/Kg (dos años y matorral respectivamente) y un pH que varía de neutro (6,65) (matorral y localidad de veinte años) a medianamente alcalino (7,51) (localidad de dos años). El porcentaje de materia orgánica (MO) en el matorral corresponde a un contenido medio (1,59), y disminuye aproximadamente en un 50% con la conversión a pastizal (1,06) (sucesión de dos años) contenido de nitrógeno total en el suelo del matorral corresponde a un suelo extremadamente rico (0,40 %), mientras que el observado en las parcelas de veinte y dos años corresponden a suelos ricos y pobres respectivamente (0,16 -0,06 %). Todos los suelos presentan una textura franco-arenosa. El número de esporas (esporas /100 g de suelo) fue cuantificado durante el periodo de lluvia y sequía. Los resultados mostraron que en la localidad D el número de esporas fue 50 ± 2 y $10 \pm 1,2$; en S: 200 ± 54 y 159 ± 45 , en V: 520 ± 100 y $65 \pm 15,5$ y en MX: $460 \pm 12,5$ y 90 ± 32 , en lluvia-sequía respectivamente. Estos resultados muestran que existe un incremento significativo en el contenido de esporas en las localidades sucesionales y el matorral en el periodo de lluvia, a excepción de la localidad D, la cual no mostró variaciones significativas en ambos periodos y además presentó el menor número de esporas. El mayor número de esporas encontrado en parcelas sucesionales más avanzadas, podría ser consecuencia de los cambios que se suceden en la composición florística, y el mejoramiento en las condiciones microclimáticas que permitirían un mayor reclutamiento de especies arbóreas y arbustos propios del matorral xerofítico. Los valores de potencial de infectividad de los suelos en la parcela de 2 años fueron 60-49, en 6 años 4.219-300, en 20 años 6.999-1200, y en el matorral xerofito 814-212 en lluvia- sequía respectivamente. Estos resultados indican que dependiendo de los periodos de lluvia -sequía, el potencial infectivo de los suelos varía (NMP), encontrándose que durante la sequía se produce una disminución significativa, que se ve reflejado

en el bajo número de esporas cuantificadas. Igualmente, las localidades sucesionales S y V, presentaron mayor potencial infectivo que las localidades de dos años y el matorral xerofítico. La tendencia de esporulación abundante y altos potenciales de infectividad en suelos de ecosistemas perturbados, en contraste con una menor esporulación en suelos de ecosistemas prístinos se ha observado tanto en potes trampa como en suelos provenientes directamente del campo (Zangaro et al., 2000; Lopes-Leal et al., 2009). El mayor número de morfotipos fue observado en matorral (19 morfotipos) seguido de la localidad de veinte años con 9 morfotipos, y la localidad de dos años con 6 morfotipos, no se incluyó en este trabajo la localidad de 6 años. Las especie *Claroideoglopus* cf. *etunicatum*, y *Entrophospora infrequens* fueron observadas en las tres localidades con distinta abundancia. La especie *Claroideoglopus* cf. *etunicatum* fue la más abundante en los localidades de dos y de veinte años (> 50 esporas 100 g^{-1} suelo seco), y particularmente en la parcela de dos años se observó que *Entrophospora infrequens* (Entrophosporaceae), la cual fue otra especie con una abundancia alta de esporas. En el matorral se observó una alta abundancia de un morfotipo de la familia *Gigasporaceae* (Kalinhoff, 2012). Por otro lado, la colonización micorrízica mostró que todas las especies muestreadas representadas por 20 especies vegetales y pertenecientes a 10 familias, presentaron colonización por MA. El menor porcentaje de colonización fue observado en la localidad de dos años comprendido entre valores $<$ del 10 % y $>$ del 20 %, dominado por especies de la familia Poaceae y una Fabaceae (*Canavalia brasiliensis*), la cual tiene importancia en estas localidad, ya que no sólo se encuentra asociada a las bacterias fijadoras de nitrógeno sino que también fue la especie que presentó mayor porcentaje de colonización (20% de colonización). En las parcelas de 6 años -20 años y el matorral, todas las especies se encontraban colonizadas por micorrizas arbusculares y la colonización radical osciló entre valores $<$ 20 % y $>$ del 40 %. La preponderancia de colonización radical aunada a la presencia de esporas y el mantenimiento de la infectividad de los suelos (NMP), permite concluir que la perturbación producida por la extracción de arena, aun cuando es considerada una perturbación fuerte, no afecta drásticamente los propágulos de micorrizas. El evidente deterioro de las características físico químicas de los suelos en las primeras etapas sucesionales, se podría ver compensado por la colonización de estos espacios por especies pioneras; y en este caso en particular, por leguminosas, las cuales pueden ejercer un efecto nodriza e incrementar el reclutamiento de otras especies vegetales en las siguientes etapas sucesionales. Sin embargo, la eliminación del causante del disturbio, no resulta suficiente para la recuperación de estas áreas sea alcanzada, así que deben existir otros factores bióticos y abióticos que están disminuyendo la capacidad del sistema para regenerarse de forma natural. Ante esta situación, se considera que los estudios dirigidos a caracterizar el estado micotrófico de los sistemas perturbados son

prioritarios cuando se enfrentan problemáticas ambientales que generen pérdida de los mecanismos naturales de regeneración. El próximo paso a seguir, sería la selección de especie vegetales nativas que posean una respuesta eficiente de crecimiento que se traduzca en el mejoramiento de los atributos fisiológicos de la planta y en una mayor sobrevivencia en campo. En consecuencia, es probable que en este tipo de sistema se requiera la intervención humana, de manera de acelerar los procesos de regeneración natural y reconstrucción de las comunidades vegetales.

Agradecimientos

CDCH proyecto PI 03-5583-2004 Coordinación de Investigación, Postgrado de Facultad de Ciencias, UCV. Al personal obrero de la arenera la Chica.

Bibliografía

- Brundrett, M y L. Abbott, 1995. Mycorrhizal fungus propágulos in the jarrah forest. II. Spatial variability in inoculum levels. *New Phytologist* 131: 461-469.
- Castillo, A, S. Gómez y O. Moreno, 1992. Aspectos florísticos y fisionómicos de un ecosistema semi-árido del Litoral Central, Municipio Vargas, Distrito Federal. *Acta Biológica Venezuelica* 13: 94-115
- Fajardo, L., 2007. Bases ecológicas para la restauración de bosques secos tropicales de la Península de Macanao. Isla de Margarita. Tesis doctoral. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas IVIC. 183 pp.
- Gavito, M., D. Pérez-Catillo, C. González-Monterrubio, T. Vieyra-Hernández y M. Martínez-Trujillo, 2008. High compatibility between arbuscular mycorrhizal fungal communities and seedlings of different land use types in a tropical dry ecosystem. *Mycorrhiza* 19: 47-60.
- González, V., 2007. La vegetación de la Isla de Margarita y sus interrelaciones con el ambiente físico. Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales 167: 131-161.
- Hernández, G., G. Cuenca, A. Garcia, 2000. Behaviour of arbuscular-mycorrhizal fungi in *Vigna luteola* growth and its effect on the exchangeable (^{32}P) phosphorus of soil. *Biology and Fertility of Soils* 31: 232-236.
- Huber, O. y C. Alarcón, 1988. Mapa de Vegetación de Venezuela 1:2.000.000. The Nature Conservancy, MARNR. Oscar Todtmann Editores. Caracas, Venezuela.
- Jackson M (1976) Análisis Químico del Suelo. 3a ed. Omega. Barcelona, España. 662 p.
- Jakobsen, I., L. Abbott y A. Robson, 1992. External hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Trifolium subterraneum* L. I. Spread of hyphae. *New Phytologist* 120: 371-380.
- Kalinhoff, C., 2012. Influencia de las micorrizas arbusculares en el crecimiento y respuesta a la sequía de *Piscidia carthagenensis* Jacq.: implicaciones en la recuperación de un bosque seco de la Península de Macanao, Isla de Margarita. Tesis Doctoral, del Posgrado de Botánica de la Facultad de Ciencias UCV. 193 pp

- Lopes-Leal, P., S. Stürmer y J. Siquiera, 2009. Occurrence and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in trap cultures from soils under different land use systems in the Amazon, Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology* 40: 111-121.
- Mc. Gonigle, T., M. Miller, D. Evans, G. Fairchild y J. Swan, 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular -arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 115: 495-501
- Oliveira-Miranda, M., 2010. Riesgo de eliminación de los ecosistemas terrestres de Venezuela. En: *Libro Rojo de los Ecosistemas Terrestres de Venezuela*. Caracas, Venezuela: Provita, Shell Venezuela y Lenovo. Pág 109-231.
- Sieverding, E., 1991. Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems. Eschborn, Federal Republic of Germany: Technical Cooperation. 371 pp.
- Smith, S. E. y D. J. Read, 1997. *Mycorrhizal Symbiosis*. Cambridge, UK: Academic Press. 605 pp.
- Zangaro, W., V. Bononi y S. Trufem, 2000. Mycorrhizal dependency, inoculum potential and habitat preference of native woody species in South Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 16: 603-621.

Experiencias de inoculación con micorrizas arbusculares (MA) nativas sobre el crecimiento y sobrevivencia de algunas especies arbóreas del bosque seco tropical y matorral xerófito

Alicia Cáceres*, Carolina Kalinhoff, y Karla Cáceres-Mago⁶

La perturbación producida por la explotación de arena en minas de cielo abierto en la región de la Península de Macanao (Venezuela), ha producido un creciente deterioro de los bosques secos y los matorrales xerófitos, generando una serie de daños al ecosistema, donde no solamente se ve afectada la vegetación sino todas aquellas relaciones que se establecen con los microorganismos del suelo, debido a la alteración drástica que se produce por la remoción y alteración de los suelos (Fajardo et al., 2011). En este caso específico, haremos referencia a la simbiosis de los hongos micorrízicos arbusculares (HMA), las cual hoy en día constituyen un aspecto importante para abordar los temas relacionados con la restauración ecológica (Camargo-Ricalde, 2001; Cuenca et al., 2003; Hernández-Cuevas et al., 2012). Después de una perturbación y cuando el recurso aparentemente ha sido agotado, se van a encontrar áreas con diferentes grados de perturbación y tiempo de abandono, las cuales darán lugar a un conjunto de comunidades serales que varían en estructura desde áreas dominadas por especies anuales de pequeño porte hasta comunidades leñosas conformadas en su mayoría por especies arbóreas (Fajardo, 2007).

La relación que existe entre las comunidades vegetales y los HMA, con especial énfasis en los procesos sucesionales ha sido descrito en numerosos trabajos donde se señala que después de una perturbación, las primeras plantas colonizadoras podrían ser "no micotróficas" (no colonizadas por el hongo), mientras que en otros estudios, se señala que las primeras especies vegetales que colonizan áreas perturbadas son micotróficas obligadas o facultativas (Janos, 1980; Siqueira et al., 1998; Zangaro et al., 2002; Cáceres y Cuenca, 2006). Estudios previos realizados en la misma localidad de la Península de Macanao, demostraron que después de la perturbación, todas las especies vegetales dominantes en los diferentes estadios sucesionales, presentaban colonización micorrí-

⁶ Instituto de Biología Experimental, Centro de Botánica Tropical, Universidad Central de Venezuela. Apartado 48312, Caracas 1041A, Venezuela.

* E-mail: alicia.caceres@ciens.ucv.ve

zica, hecho que confirma, que en algunas regiones tropicales, los procesos sucesionales están dominados por especies micotróficas obligadas o facultativas (Cáceres, A. datos no publicados).

En sistemas áridos numerosos son los trabajos donde se utilizan técnicas de inoculación con HMA tanto introducidos como autóctonos los cuales están enfocados a dilucidar el posible papel de las MA en los mecanismos de evasión de la sequía (Auge y Moore 2005; Caravaca et al., 2003, 2005). Estos mecanismos podría resultar importante si tomamos en cuenta la preponderancia de la simbiosis en esta zona donde el déficit de nutrientes, especialmente de P, no es la limitante en el establecimiento de las especies vegetales (Kalinhoff, 2012). El éxito de un inóculo determinado de HMA dependerá no sólo de la combinación planta-hongo, sino también de las condiciones ambientales, entre las cuales el suelo impone una fuerte presión de selección sobre la respuesta de la planta a la simbiosis, lo que hace necesario evaluar previamente la efectividad de la inoculación en el o los sustratos en los cuales la planta inoculada será introducida (Herrera-Peraza et al. 2010). A pesar de su baja especificidad de hospedero, los HMA son conocidos por mostrar una amplia variabilidad en su capacidad de incorporar fósforo y otros nutrientes, y de estimular el crecimiento de sus plantas hospederas, en este contexto la mayor o menor compatibilidad funcional, podría ser considerada un punto clave en la selección de la mejor combinación hongo-planta-suelo, con fines de ser utilizados en los procesos de restauración ecológica (Cuenca et al., 2002; 2003). En la actualidad, es reconocida la importancia del uso de inóculos nativos mixtos (que contengan tres o más especies de HMA) en los ensayos de restauración de áreas degradadas, tanto por su mayor adaptación a las condiciones imperantes en el ecosistema, como por la mayor diversidad de respuestas potenciales que varias especies de HMA pueden ejercer sobre una planta hospedera (Ba et al., 2000; Barea et al., 2011; Allen et al., 2003)

El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de la inoculación con hongos micorrízicos arbusculares nativos de diferentes localidades sucesionales y del ecosistema de referencia; sobre el crecimiento y sobrevivencia de *Piscidia carthagenensis* Jacq (Fabaceae) y *Caesalpinia mollis* (H.B.K) Spreng (Caesalpinaceae) en condiciones de invernadero y de campo.

El experimento estuvo conformado por un total de 4 tratamientos, establecidos por una combinación completamente aleatorizada de tres tipos de suelos y 4 condiciones de inoculación. Los suelos, provenientes del mosaico sucesional y el matorral fueron esterilizados con una dosis de 8 kGy de rayos gamma. Las condiciones de inoculación fueron las siguientes: Control estéril sin micorrizas (**C**), plantas inoculadas con el inóculo concentrado de hongos micorrízicos arbusculares provenientes del Matorral Xerófito (**M**),

con el inóculo de la localidad sucesional de 20 años (**V**), con el inóculo de la localidad sucesional de dos años (**D**). (Kalinhoff, 2012). Los inóculos utilizados en estos ensayos fueron preparados utilizando potes trampas con *Vigna luteola*, leguminosa herbácea altamente micotrófica. Para la inoculación micorrízica se agregaron 50 g de inóculo a cada planta. A los 112 días después de la siembra en *P.carthagenensis* y 240 en *C.mollis*, se cosecharon 5 plantas por tratamiento y se determinó la biomasa seca de las plantas, separándolas en tallos, hojas y raíces. Estas fracciones se llevaron a peso constante en una estufa a 60 °C. Los resultados fueron analizados a través de un Análisis de Varianza (ANOVA) de dos vías con el programa SPSS versión 10.0. Se utilizó el test de homogeneidad de varianzas de Barlett. En el caso de que las varianzas no fueran homogéneas se realizaron transformaciones logarítmicas y de arcoseno. Se aplicó la prueba a posteriori de comparación de medias de diferencias mínimas significativas (LSD) ($\alpha = 0,05$).

Ensayo de inoculación en *P.carthagenensis*

En la Península de Macanao, la mayor abundancia relativa de *P. carthagenensis* se encuentra restringida a comunidades vegetales de galería afectadas por la explotación de arena y su distribución abarca desde bosques deciduos y matorrales espinosos, hasta localidades intermedias y tardías de la sucesión (6, 10 y 20 años de abandono después de la extracción de arena) (Fajardo, 2007).

Los resultados mostraron un efecto altamente significativo ($p < 0.001$) de la interacción entre los factores suelo x inóculo sobre los parámetros de crecimiento. En todos los tratamientos (diferentes suelos e inóculos) se alcanzaron valores de biomasa total significativamente mayor que las plantas control. Los inóculos provenientes de las localidades de dos y veinte años de sucesión, produjeron los mayores efectos en la altura, diámetro y biomasa total y área foliar, únicamente cuando las plantas fueron cultivadas en los suelos sucesionales; no así para el suelo de matorral. Este efecto dependiente del suelo de siembra, podría estar relacionado con la disminución de la concentración de nutrientes respecto al suelo del ecosistema de referencia (matorral), y a la alta respuesta de las leguminosas arbóreas a la inoculación micorrízica, especialmente bajo condiciones estresantes. La colonización micorrízica alcanzó porcentajes significativamente mayores (55-57%) en los tratamientos inoculados con **M** y **D** seguidos por el inóculo **V** (45%). La mayor eficiencia simbiótica que presentan los inóculos provenientes de las localidades sucesionales en suelos sucesionales, posiblemente esté relacionada con su alto número de propágulos infectivos, los cuales presentaron variaciones significativas entre sí (673,7; 506,3 y 121,5 en **D**, **V** y **M** respectivamente). En el suelo de matorral las diferencias entre los tratamientos con diferentes inóculos nativos, no produjo variaciones significativas en

la acumulación de biomasa, posiblemente debido a la alta concentración de fósforo disponible en el suelo del matorral (52 mg K^{-1}); siendo otros los factores (déficit hídrico) los que podría explicar la preponderancia de esta simbiosis bajo condiciones no limitantes de nutrientes. El índice de respuesta micorrízica (que incluye valores de biomasa total) presentó variaciones dependiendo del inóculo, encontrándose valores entre 60,9- 39,6 % al ser inoculada con **D** y **V** respectivamente en comparación al tratamiento **M** (26,9 %). El alto IRM observado en las plantas cultivadas con inóculos sucesionales en los suelos sucesionales, podría ser el resultado de una mayor compatibilidad funcional de esta planta con las especies de HMA más abundantes en dichos inóculos. Por otro lado, el menor IRM observado en las plantas cultivadas con el inóculo del matorral en los suelos sucesionales, podría deberse a una estrategia más lenta de colonización de los HMA provenientes de dicha localidad, tal como se observó en las experiencias de dinámica de colonización micorrízica (datos no mostrados). Este hecho podría también ser explicado cuando se considera que la respuesta de crecimiento de especies arbóreas ante un tratamiento de inoculación, será dependiente del tiempo que dure el experimento, tal como fue observado por Allen et al. (2005) donde un inóculo de localidad perturbada tuvo un efecto positivo durante en el crecimiento de árboles nativos en campo, mientras que un inóculo más diverso proveniente del bosque seco no perturbado produjo un efecto significativo sólo a partir del segundo año de crecimiento.

El traslado al campo de las plantas de *P. carthagenensis* demostró que después de una temporada de sequía natural, las plantas previamente cultivadas en suelos sucesionales e inoculadas con HMA nativos, mostraron una mayor sobrevivencia (> 80%) que las no inoculadas resaltando la importancia del uso de inóculos nativos para disminuir la mortalidad de esta planta en suelos perturbados y a su vez comprobando que la inoculación micorrízica tiene un alto potencial para facilitar el establecimiento de plántulas y asegurar su sobrevivencia en condiciones naturales.

Ensayo de inoculación en *C.mollis*

Caesalpinia mollis (Caesalpinaceae) es una especie arbórea caducifolia que se localiza únicamente en ecosistemas maduros correspondientes a matorrales xerófitos y bosques secos de la península, mientras que en las localidades sucesionales originadas por la extracción de arena su presencia es muy baja (Fajardo, 2007). Esta especie está considerada en estado vulnerable según el Libro Rojo de la Flora (Llamozas et al., 2003). Los ensayos fueron previamente realizados en condiciones de invernadero y después se realizaron ensayos de campo. Los substratos utilizados fueron: suelo de matorral (**M**) y de la localidad de 20 años (**V**) y las condiciones de inoculación fueron las siguientes: con

inóculo de matorral (**MM**) y con inóculo de localidad sucesional de 20 años (**MV**); más un control estéril (**MC**). En el suelo de la localidad sucesional de 20 años se aplicaron los tratamientos de inoculación con inóculo de matorral (**VM**); inóculo de 20 años (**VV**) y un control estéril (**VC**). Los resultados mostraron que los tratamientos donde el sustrato corresponde al suelo de matorral, la respuesta de crecimiento (altura, biomasa total) en las plantas inoculadas fue 3,8 veces mayor que las plantas cultivadas en suelos sucesionales de 20 años, independiente del inóculo utilizado. El control **MC** presentó un incremento en biomasa total 4 veces mayor que el **VC**. La disminución de compatibilidad funcional de la especie *C.mollis* con el inóculo nativo proveniente de la localidad sucesional de 20 años podría deberse a un cambio en la composición de HMA en la misma, la cual presentó menor número de morfotipos (9) en comparación los inóculos del matorral (19) (Kalinhoff; 2012). Además, los suelos de las localidades sucesionales presentaron menores contenidos de P disponible (27,8 mg. Kg⁻¹) en comparación con los suelos de matorral (52 mg K⁻¹).

El índice de respuesta micorrízica (que incluye valores de biomasa total) no presentó diferencias significativas al ser inoculada con **MD** y **MV** (56 %-54 % respectivamente) y un 24 % y 28 % para los tratamientos realizados en suelo de 20 años de abandonado e inoculado (**VM** y **VV**). A partir de estos resultados, donde las plantas cultivadas en el suelo de matorral presentaron la mejor condición de crecimiento; se realizó un segundo experimento, donde las plántulas fueron cultivadas en suelo de matorral como sustrato e inoculadas con **V** y **M**, para luego ser trasplantadas a una localidad perturbada. Los resultados mostraron que las plantas inoculadas presentaron un alto porcentaje de sobrevivencia en 100 % y 88% (**M** y **V** respectivamente), mientras que el tratamiento control en suelo no estéril presentó un 53 %, que parece indicar la baja efectividad del inóculo natural en producir respuesta de crecimiento y sobrevivencia de la especie en condiciones naturales. La respuesta diferencial de crecimiento y sobrevivencia de las especies analizadas está relacionada con la compatibilidad funcional de cada combinación especie-hongo asociado a su vez con la diversidad de especies de HMA que presentaron los inóculos utilizados. En este contexto la producción y uso de inóculos nativos de HMA representa una estrategia favorable para la restauración asistida, ya que los árboles nativos presentan generalmente una mayor compatibilidad funcional con los mismos, aumentando su capacidad de sobrevivir y desarrollarse exitosamente bajo condiciones abióticas estresantes, como son las que se presentan en la Península de Macanao (Venezuela) después de la extracción de arena.

Agradecimientos

CDCH proyecto PI 03-5583-2004, Coordinación de Investigación, Postgrado de Facultad de Ciencias, UCV. Al personal obrero de la arenera La chica.

Bibliografía

- Allen, E., M. Allen, L. Egerton-Warburton, L. Cordiki y A. Gomez-Pompa, 2003. Impacts of early and late seral mycorrhizae during restoration in seasonal tropical forest, Mexico Ecological Applications 13:1701-1717.
- Augé, R. y J. Moore, 2005. Arbuscular mycorrhizal symbiosis and plant drought resistance Pp. 136-162. En: V Mehrotra (Ed.). Mycorrhiza: Role and implications. Allied Publishers Limited, New Dehli.
- Ba A. M., C. Planchette, P. Danthu, R. Duponnois y T. Guissou, 2000. Functional compatibility of two arbuscular mycorrhizal with thirteen fruit trees in Senegal. Agroforestry Systems 50: 95-105.
- Barea J., J. Palenzuela, P. Cornejo, I. Sánchez-Castro, C. Navarro-Fernández, A. López-García, B. Estrada, R. Azcón, N. Ferrol y C. Azcón-Aguilar, 2011. Ecological and functional roles of mycorrhizas in semi-arid ecosystems of Southeast Spain. Deserts of the World Part IV: Iberian Southeast. Journal of Arid Environments 75: 1292-1301.
- Cáceres, A. y G. Cuenca, 2006. Response of seedlings of two tropical species *Clusia minor* and *Clusia multiflora* to mycorrhizal inoculation in two soils with different pH. Tree Structure and Function 20 (5):593-600.
- Cuenca, G., Z. De Andrade, M. Lovera, L. Fajardo, E. Meneses, M. Márquez y R. Machuca, 2003. Pre-selección de plantas nativas y selección de inóculos de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) de relevancia en la rehabilitación de áreas degradadas de La Gran Sabana, Edo. Bolívar, Venezuela. Ecotrópicos 16:27-40.
- Cuenca, G., Z. De Andrade, M. Lovera, L. Fajardo, E. Meneses, M. Márquez y R. Machuca, 2002. El uso de arbustos nativos micorrizados para la rehabilitación de áreas degradadas de la Gran Sabana; Estado Bolívar, Venezuela. Interciencia 27 (4):166-172.
- Camargo-Ricalde S. L., 2001. Some biological aspects of the arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). Boletín de la Sociedad Botánica de México 68:15-32.
- Caravaca, F., M. Alguacil, J. M. Barea y A. Roldán, 2005. Survival of inocula and native AM fungi species associated with shrubs in a degraded Mediterranean ecosystem. Soil Biology y Biochemistry 37:227-238.
- Caravaca F., J. Barea, J. Palenzuela, D. Figueroa, M. Alguacil y A. Roldan, 2003. Establishment of shrub species in a degraded semiarid site after inoculation with native or allochthonous arbuscular mycorrhizal fungi. Applied Soil Ecology 22: 103-111.
- Fajardo, L., 2007. Bases ecológicas para la restauración de bosques secos tropicales de la Península de Macanao. Isla de Margarita. Tesis doctoral. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas IVIC. 183 pp.
- Fajardo, L., G. Cuenca, P. Arrindell, R. Capote y Z. Hasmy, 2011. El uso de los hongos micorrízicos arbusculares en las prácticas de restauración ecológica. Interciencia 36 (12): 931-935.

- Herrera-Peraza, R., C. Hamel, F. Fernández, R. Ferrer y E. Furrázola, 2011. Soil-strain compatibility: the key to effective use of arbuscular mycorrhizal inoculants? *Mycorrhiza* 21 (3): 183-193.
- Janos, D., 1980. Mycorrhizae Influence Tropical Succession. *Biotropica*: 56-64.
- Hernández-Cuevas, L., D. Vidal- Guerra, G. Santiago-Martínez y P. Cuatlal-Cuahutencos, 2012. Propagación y micorrización de plantas nativas con potencial para restauración de suelos. *Rev. Mex. Cien. For*, 2 (7): 87-94.
- Kalinhoff, C., 2012. Influencia de las micorrizas arbusculares en el crecimiento y respuesta a la sequía de *Piscidia carthagenensis* Jacq.: implicaciones en la recuperación de un bosque seco de la Península de Macanao, Isla de Margarita. Tesis Doctoral, del Posgrado de Botánica de la Facultad de Ciencias UCV. 193 pp.
- Llamozas, S., R. Duno, W. Meier, R. Riina, F. Stauffer, G. Aymard, O. Huberand, R. Ortiz, 2003. Libro Rojo de la flora de Venezuela. Provita, Fundación Polar, Fundación Instituto Botánico de Venezuela. Caracas, Venezuela.
- Siqueira, J., M. Carneiro, N. Curi, S. Rosado y A. Davide, 1998. Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in Southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management* 107: 241-252.
- Zangaro, W., V. Bononi y S. Trufem, 2000. Mycorrhizal dependency, inoculum potential and habitat preference of native woody species in South Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 16: 603-621.

Micorrizas arbusculares en ecosistemas contaminados por elementos tóxicos y su efecto sobre el establecimiento y crecimiento vegetal

Pablo Cornejo^{*7}, Sebastián Meier⁷, Paula Aguilera⁷, Alex Seguel⁷, Susana García⁷, Catalina Vidal⁷, Jorge Medina⁷, Lourdes Gil⁸ y Fernando Borie⁷.

Numerosas actividades humanas (minería, producción de energía termoeléctrica, actividades agrícolas, entre otras) generan una serie de fuertes impactos negativos sobre el medioambiente. Destacan como uno de los principales el depósito de elevadas cantidades de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en el suelo. Dentro de éstos, los elementos conocidos como metales pesados son particularmente importantes, debido a que generalmente son tóxicos a concentraciones muy bajas, generando fuertes disminuciones en la actividad, diversidad y densidad de las poblaciones bióticas de los ecosistemas afectados (Meier et al., 2012b), tanto de plantas y mesofauna, como de los microorganismos presentes. Estos EPT, a diferencia de los contaminantes orgánicos, no se pueden degradar, por lo que permanecen en el ambiente donde se han depositado, pudiendo acumularse en los suelos en grandes cantidades, y desde ahí ingresar a la cadena trófica, extendiendo los problemas asociados a niveles superiores de la misma. Otra posibilidad es que estos EPT difundan a otros lugares por acción del viento o el agua, extendiendo el problema de la contaminación a otros ecosistemas o aguas subterráneas.

Lo anterior, en ecosistemas vegetales terrestres, genera la reducción de la superficie de cobertura vegetal, con lo que el suelo queda desprotegido y expuesto a graves procesos de degradación tales como la erosión y la desertificación, con lo que el recurso se pierde de forma irremediable, en especial en ecosistemas sometidos a restricciones hídricas (Barea et al., 2011). No obstante, existen en la actualidad algunas alternativas biotecnológicas que pueden ayudar a controlar o mitigar los efectos de la contaminación por EPT, mediante procesos avanzados de biorremediación (Meier et al., 2012b), en los cuáles se utilizan organismos beneficiosos para potenciar programas de restablecimiento de la cubierta vegetal.

7 Departamento de Ciencias Químicas y Recursos Naturales, Universidad de La Frontera, Casilla 54-D, Temuco, Chile.

8 Laboratorio de Biodiversidad Microbiana y Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Argentina.

* E-mail: pablo.cornejo@ufrontera.cl

Referido a lo anterior, es ampliamente conocido que los hongos formadores de micorrizas arbusculares (HMA) son un componente clave en ecosistemas vegetales, donde destaca su rol principal favoreciendo la nutrición mineral y la adquisición de agua por parte de plantas capaces de establecer la denominada simbiosis micorrízico-arbuscular (MA) (Barea et al., 2011). Bajo condiciones de estrés ambiental como las descritas previamente, se puede ver favorecida la selección tanto de plantas como de HMAs que presenten mecanismos especiales para controlar los efectos tóxicos de los EPT en el organismo, ya sea excluyéndolos en el medio externo (Meier et al., 2012b), o controlando sus concentraciones internas (Meier et al., 2012c).

Como parte de los mecanismos de exclusión, destaca en las plantas la exudación de compuestos quelantes (ácidos orgánicos de cadena corta y diversos compuestos fenólicos) (Meier et al., 2012a), y la producción de glomalina por parte de los MA, que puede ser una alternativa altamente eficaz para (fito-)estabilizar diversos EPT presentes en el medio (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Al, entre otros), reduciendo las concentraciones de las fracciones más biodisponibles en el suelo (Cornejo et al., 2008). Adicionalmente, el rol como adhesivo de la glomalina es ampliamente conocido, pudiendo resultar en la estabilización mecánica de las partículas de suelo (Curaqueo et al., 2011), previniendo de esta forma la ocurrencia de procesos erosivos y de contaminación difusa. Adicionalmente, la prolongada vida media calculada para esta fracción de la materia orgánica del suelo (cerca a las 5 décadas), convierten a la glomalina en una destacable alternativa de sequestro de C de forma estable en el suelo, que resulta importante frente a las evidencias del cambio climático global (Curaqueo et al., 2011). Por lo anterior, las investigaciones futuras en esta área debieran considerar el importante papel de esta proteína fúngica y potenciar su producción y permanencia en el suelo en procesos de estabilización, favoreciendo una mayor presencia de propágulos micorrízicos y utilizando ecotipos seleccionados altamente eficientes en su producción.

Estudios recientemente realizados al interior de nuestro grupo de investigación sugieren que los HMA presentan estrategias particulares para hacer frente a los niveles tóxicos de EPT en el medio. Es así como mediante microscopía confocal ha sido posible detectar la presencia de altos niveles de Al adsorbidos a las paredes de diversas estructuras fúngicas, tanto intra- como extraradicalmente (Aguilera et al., 2011), lo que estaría dando cuenta de forma importante de la tolerancia de plantas a niveles fitotóxicos de este elemento (Seguel et al., 2013), condición que es altamente común en algunos suelos ácidos, en partículas aquéllos originados de materiales volcánicos. Por otra parte, se ha podido observar la formación de esporas de HMA utilizadas en la compartimentalización en casos donde se encuentran altos niveles de Cu tanto en condiciones am-

bientales como en sistemas *in vitro*, las cuáles ocupan la totalidad de su contenido con compuestos precipitados o cristalizados de este elemento (Cornejo et al., 2013). Estas esporas se encuentran tanto dentro como fuera de la raíz, y servirían para mantener la funcionalidad del resto de estructuras en la simbiosis MA a costa de la pérdida de vitalidad de las estructuras acumuladoras (Cornejo et al., 2013).

Si bien es cierto todavía quedan aspectos importantes de la biología de la simbiosis MA que hace falta dilucidar para poder realizar una explotación biotecnológica altamente eficiente, que considere la formulación de inoculantes diseñados con ecotipos de HMA tolerantes, es necesario tener en consideración otros aspectos que pudieran ser sinérgicos en planes de biorremediación integral de ecosistemas contaminados con EPT. Como parte de esto, cabe analizar las combinaciones más propicias entre distintas especies de metalofitas y de ecotipos de HMA, ya que las distintas combinaciones posibles pueden diferir en el resultado del proceso de biorremediación, a veces potenciándose la estabilización, y en otros casos la extracción del EPT (Meier et al., 2011; 2012c). Por otra parte, los resultados obtenidos en nuestras nuevas investigaciones sugieren la necesidad de utilizar enfoques múltiples para resolver el problema de contaminación con EPT. En particular, nuestras nuevas experiencias buscan la optimización de la utilización de enmiendas orgánicas que puedan contribuir a secuestrar EPTs en suelos contaminados, a la vez que permitan una mayor incorporación de C orgánico en el suelo de una forma estable, potenciando así el rol remediador de la MA, y permitiendo el establecimiento de una cubierta vegetal estable de una forma acelerada.

Agradecimientos

Estudios financiados por Proyecto FONDECYT 1120890 (CONICYT-Chile).

Bibliografía

- Aguilera, P., F. Borie, A. Seguel y P. Cornejo, 2011. Fluorescence detection of aluminum in arbuscular mycorrhizal fungal structures and glomalin by using laser scanning confocal microscopy. *Soil Biol. Biochem.* 43: 2427-2431.
- Barea, J. M., J. Palenzuela, P. Cornejo, I. Sánchez-Castro, C. Navarro-Fernández, A. López-García, B. Estrada, R. Azcón, N. Ferrol y C. Azcón-Aguilar, 2011. Ecological and functional roles of mycorrhizas in semi-arid ecosystems of Southeast Spain. *J. Arid Environ.* 75: 1292-1301.
- Cornejo, P., S. Meier, G. Borie, M. Rillig y F. Borie, 2008. Glomalin-related soil protein in a Mediterranean ecosystem affected by a copper smelter and its contribution to Cu and Zn sequestration. *Science of the Total Environment* 406:154-160.

- Cornejo, P., J. Pérez-Tienda, S. Meier, A. Valderas, F. Borie, C. Azcón-Aguilar y N. Ferrol, 2013. Copper compartmentalization in spores as a survival strategy of arbuscular mycorrhizal fungi in Cu-polluted environments. *Soil Biol. Biochem.* 57: 925-928.
- Curaqueo, G., J. M. Barea, E. Acevedo, R. Rubio, P. Cornejo y F. Borie, 2011. Effects of different tillage system on arbuscular mycorrhizal fungal propagules and physical properties in a Mediterranean agroecosystem in central Chile. *Soil Till. Res.* 113:11-18.
- Meier, S., M. Alvear, P. Aguilera, R. Ginocchio, F. Borie y P. Cornejo, 2012. Influence of copper on root exudate patterns in some metallophytes and agricultural plants. *Ecotox. Environ. Safe.* 75: 8-15.
- Meier, S., R. Azcón, P. Cartes, F. Borie y P. Cornejo, 2011. Alleviation of Cu toxicity in *Oenothera picensis* by copper adapted arbuscular mycorrhizal fungi and treated agrowaste residue. *App. Soil Ecol.* 48(2):117-124.
- Meier, S., F. Borie, N. Bolan y P. Cornejo, 2012. Phytoremediation of metal polluted soils by arbuscular mycorrhizal fungi. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42:741-775.
- Meier, S., F. Borie, G. Curaqueo, N. Bolan y P. Cornejo, 2012. Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on metallophyte and agricultural plants growing at increasing copper levels. *App. Soil Ecol.* 61: 280-287.
- Seguel, A., J. Cumming, K. Klugh-Stewart, P. Cornejo y F. Borie, 2013. The role of arbuscular mycorrhizas in decreasing Al phytotoxicity in acidic soils: a review. *Mycorrhiza.* 23: 167-183.

Micorrizas arbusculares y su efecto nodriza en condiciones hídricas limitantes

Christian Santander⁹, Jorge Olave⁹, Susana García¹⁰, Catalina Vidal¹⁰,
Paula Aguilera¹⁰, Fernando Borie¹⁰ y Pablo Cornejo^{10*}

Los hongos micorrízico arbusculares (HMA) destacan como uno de los componentes bióticos más importantes en ambientes sometidos a limitaciones hídricas, puesto que es bien conocido el rol que éstos poseen facilitando el acceso al agua por parte de la planta hospedera, a través de su micelio extrarradical, el cual es capaz de alcanzar zonas en el suelo con una mayor disponibilidad del agua, donde las raíces normalmente no podrían acceder (Ruiz-Lozano, 2003). Esto, junto con la capacidad que presentan para incrementando la adquisición de nutrientes minerales por la planta, determina que las plantas que presentan la asociación Micorrízico Arbuscular (MA) en ambientes áridos y semiáridos posean ventajas adaptativas clave respecto de plantas que no desarrollan la asociación MA (Clark y Zeto, 2000). Por lo anterior, es bastante común que gran parte de las especies vegetales representativas de este tipo de ecosistemas se encuentren asociadas a HMA, incluso especies de plantas, o algunos ecotipos dentro de estas especies, son capaces de generar la simbiosis MA aún cuando pertenezcan a familias botánicas que corrientemente no la establecen.

Si se considera que buena parte de los ecosistemas sometidos a restricciones hídricas son frágiles, y por tanto tendientes a la degradación, resulta importante conocer algunos aspectos de la simbiosis MA que favorecen la estabilidad de los mismos, aspectos que van más allá de los ya mencionados incrementos en la captación de agua y nutrientes. Dentro de éstos aportes, sobresale su contribución en la mejora de la estabilidad física de los suelos, debido a que la red de hifas extrarradicales del HMA produce la unión física de las partículas del suelo, favoreciendo de esta forma la generación de agregados en el suelo (Barea et al., 2011). Este efecto físico se ve incrementado por la acumulación de glomalina, una glicoproteína generada en las paredes de las estructuras fúngicas y liberada al suelo en grandes cantidades, y diversos detritos de origen microbiano, que

9 Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos (CIDERH). Calle Vivar 493 3° piso, Iquique, Chile.

10 Departamento de Ciencias Químicas y Recursos Naturales, Universidad de La Frontera. Casilla 54-D, Temuco, Chile.

* E-mail: pablo.cornejo@ufrontera.cl

en conjunto funcionan como verdaderos adhesivos que aumentan la estabilidad de los agregados de suelo (Borie et al., 2000). Lo anterior es altamente relevante si se considera que por este medio la simbiosis MA contribuye de forma muy significativa a evitar la aparición de procesos de erosión hídrica y eólica, generando un ambiente favorable para el establecimiento de diversos grupos microbianos y plantas superiores, impactando positivamente en la diversidad y cobertura de las comunidades vegetales (Cornejo et al., 2008).

Otros efectos positivos del establecimiento de la simbiosis MA son la protección de la planta frente a otros tipos de estrés, como el ataque de organismos fitófagos y patógenos, además de otros estreses ambientales como elevados niveles de elementos tóxicos (metales pesados) o salinidad, este último también frecuente en diversos ecosistemas en ambientes áridos y semiáridos (Meier et al., 2012).

La suma de todos los efectos beneficiosos antes mencionados generan que la zona de influencia de la simbiosis MA o micorrizosfera (rizósfera más hifosfera) sea una verdadera isla de recursos, caracterizada por una mayor presencia de nutrientes, microorganismos beneficiosos y estabilidad física, que facilita el reclutamiento de nuevos individuos de las especies vegetales típicas de la comunidad y de esta forma acelera la sucesión vegetal a condiciones de mayor estabilidad (Curaqueo et al., 2011). Por lo tanto, el efecto nodriza de la simbiosis MA puede ser uno de los principales factores de importancia en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos a nivel global (Cornejo et al., 2008).

En nuestras condiciones particulares, la zona norte de Chile se caracteriza por la presencia del desierto de Atacama, reconocido como la zona más árida a nivel mundial. Bajo estas condiciones, algunos ecosistemas vegetales representativos (y una limitada producción agrícola) están siendo caracterizados, para analizar la presencia de especies micotróficas representativas en distintos pisos ecológicos. Nuestros primeros resultados indican una alta presencia de especies vegetales micotróficas, con una alta variación en el grado de micorrización, tanto de la raíz (colonización micorrícica) como del medio micorrizosférico, mediante la producción de esporas de resistencia y micelio extraradical. En estas condiciones, cultivos establecidos en quebradas presentan muy altos niveles de colonización y densidades de esporas, en particular de ecotipos locales de ajo, cebolla, zanahoria y maíz. Sin embargo, especies vulnerables de los ecosistemas altoandinos, como *Azorella compacta*, presentan intensidades de colonización micorrícica que en algunos casos sobrepasa el 90% del total de la raíz. En estos casos especiales, las plantas serían altamente dependientes del establecimiento de la simbiosis MA para su establecimiento inicial y posterior crecimiento.

En ecosistemas dunarios, sometidos a altos niveles de salinidad, también hemos observado la presencia de plantas altamente micorrizables como pioneras en la sucesión vegetal, destacando entre otras *Ammophila arenaria*, que genera un claro efecto nodriza que permite la presencia de otras especies factibles de establecer la simbiosis MA, incluso de algunas familias botánicas típicamente no micorrizables, que da cuenta de las ventajas de la simbiosis bajo este tipo de condiciones ambientales.

Por lo anterior, las tecnologías ambientales tendientes a recuperar, restaurar o remediar los ecosistemas vegetales establecidos en condiciones de estrés hídrico, deben considerar igualmente el uso de ecotipos de HMA eficientes asociados a plantas adaptadas a esas condiciones de estrés, idealmente si éstos programas consideran el restablecimiento de las comunidades vegetales con especies indígenas del área de interés (HMA-otros microorganismos-plantas).

Agradecimientos

Estudios financiados por Proyectos Internos de CIDERH (UNAP), y Dirección de Investigación de la Universidad de La Frontera (DIUFRO).

Bibliografía

- Barea, J. M., J. Palenzuela, P. Cornejo, I. Sánchez-Castro, C. Navarro-Fernández, A. López-García, B. Estrada, R. Azcón, N. Ferrol y C. Azcón-Aguilar, 2011. Ecological and functional roles of mycorrhizas in semi-arid ecosystems of Southeast Spain. *Journal of Arid Environment* 75: 1292-1301.
- Borie, F., R. Rubio, A. Morales y C. Castillo, 2000. Relación entre densidad de hifas de hongos micorrizógenos arbusculares y producción de glomalina con las características físicas y químicas de suelos bajo cero labranza. *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 663-670.
- Clark, R. B. y S. K. Zeto, 2000. Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. *Journal of Plant Nutrition* 23: 867-902
- Cornejo, P., S. Meier, G. Borie, M. Rillig y F. Borie, 2008. Glomalin-related soil protein in a Mediterranean ecosystem affected by a copper smelter and its contribution to Cu and Zn sequestration. *Science of the Total Environment* 406:154-160.
- Curaqueo, G., J.M. Barea, E. Acevedo, R. Rubio, P. Cornejo y F. Borie, 2011. Effects of different tillage system on arbuscular mycorrhizal fungal propagules and physical properties in a Mediterranean agroecosystem in central Chile. *Soil and Tillage Research* 113:11-18.
- Meier, S., F. Borie, N. Bolan y P. Cornejo, 2012. Phytoremediation of metal polluted soils by arbuscular mycorrhizal fungi. *Critical Reviews Environmental Science and Technology* 42:741-775.
- Ruiz-Lozano, J. M., 2003. Arbuscular mycorrhizal symbiosis and alleviation of osmotic stress. New perspectives for molecular studies. *Mycorrhiza* 13: 309-317.

Aspectos ecofisiológicos y características fotosintéticas de la hoja y el tallo de *Cercidium praecox* (Ruiz & Pavon ex Hook.) Harms en un bosque seco tropical

Eleinis Ávila, Jenny De Almeida, Rosa Urich,
Ilsa Coronel y Wilmer Tezara^{11*}

Cercidium praecox (R. & P.) está distribuido en las regiones áridas y semiáridas del norte de Venezuela. Esta especie presenta diferentes adaptaciones que le permiten sobrevivir en condiciones ambientales extremas, una de ellas es la presencia de tallo fotosintético. Se ha estudiado el papel del tallo fotosintético en especies de desierto y de clima mediterráneo durante la sequía; sin embargo, han sido pocos los estudios ecofisiológicos de especies con este tipo de tallo en Venezuela. El principal objetivo de este trabajo fue evaluar características ecofisiológicas y el papel del tallo en la ganancia de carbono de *C. praecox* en un bosque seco tropical del Estado Nueva Esparta. Para ello se determinaron parámetros de intercambio gaseoso, fluorescencia de la clorofila *a*, bioquímicos y morfoanatómicos de hojas y tallos en condiciones naturales. Se encontró un reciclaje fotosintético en el tallo (RFT) de $2,6 \pm 0,3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, y aunque la capacidad fotosintética fue menor que la de la hoja, su contribución al balance de carbono fue positivo, disminuyendo la cantidad de CO_2 que es liberado a la atmósfera producto de la respiración de los tejidos no fotosintéticos. La sequía tuvo un efecto negativo sobre la fotosíntesis y sobre la actividad fotoquímica del tallo.

Las plantas que crecen en ecosistemas áridos o semiáridos se han adaptado en una variedad de formas a las condiciones ambientales extremas existentes en esos hábitats. A fin de sobrevivir en estos ecosistemas, las plantas deben resistir o evadir sequías periódicas, por lo que deben presentar respuestas fisiológicas a las condiciones ambientales. Las adaptaciones incluyen: (1) minimizar la pérdida de agua a través del cierre estomático, poseer paredes celulares poco elásticas, disminución del área foliar, baja relación área/volumen de las hojas, aumento de la reflectancia foliar debido a una alta densidad de tricomas (Larcher, 2002; Valladares et al., 2004), movimientos foliares con los que se

11 Instituto de Biología Experimental, Centro de Botánica Tropical, Universidad Central de Venezuela. Apartado 48312, Caracas 1041A, Venezuela.

* E-mail: wilmer.tezara@ciens.ucv.ve

reduce parcialmente la radiación incidente (Ehleringer y Cooper, 1992) y mecanismos de fotoprotección asociados a ajustes fisiológicos, bioquímicos y morfoanatómicos foliares (Tezara et al., 2010, 2011); (2) maximizar la absorción de agua a través de cambios en la asignación de biomasa, por ejemplo, el incremento en la superficie de absorción radical (Jackson et al., 2000) y el desarrollo de un sistema radical profundo (Valladares et al., 2004); y/o (3) optimizar la ganancia de carbono en períodos desfavorables a través de la *presencia de tallos fotosintéticos* (Nilsen, 1995; Ávila et al., 2014 a,b), succulencia, alta eficiencia de uso de agua (EUA), bajos potenciales osmóticos (Ψ_s), metabolismo ácido de crasuláceas (CAM), entre otros (Tezara et al., 2010).

La hoja es el órgano fotosintético predominante en la mayoría de las plantas C3 y C4; sin embargo, en muchas especies de desierto que permanecen la mayor parte del año sin hojas, el tallo fotosintético tiene una contribución importante en el mantenimiento de las actividades fisiológicas de la planta. La contribución de la fotosíntesis neta del tallo (FNT) y el reciclado fotosintético del tallo (RFT) al balance de carbono ha sido estudiada en especies xerófitas y de climas templados (Ávila et al., 2014 a).

La amplia distribución de plantas con tallos fotosintéticos en diversos desiertos y ecosistemas con clima mediterráneo en el mundo es una evidencia de la importancia de estos órganos para las plantas (Nilsen y Sharifi, 1997). Estos tipos de hábitats están caracterizados por períodos prolongados de déficit hídrico, altas temperaturas y elevada densidad de flujo fotónico (DFF), por lo que se ha sugerido que las especies que poseen tallos fotosintéticos tienen varias ventajas: 1.- En especies C3 que permanecen parte del año sin hojas o con hojas no funcionales, FNT puede ser de gran importancia en la ganancia de carbono durante el déficit hídrico. 2.- La posible existencia de un balance de los costos respiratorios durante los períodos de déficit hídrico cuando las ramas están sin hojas, es decir, una re-asimilación del CO₂ (RFT) liberado por tejidos no fotosintéticos, que puede compensar un alto porcentaje de la pérdida de carbono por respiración (Pfanz et al., 2002). 3.- Una mejora en la EUA de la planta principalmente a través de dos procesos: (a) los cloroplastos del tallo pueden reutilizar el CO₂ proveniente de la respiración de tejidos no fotosintéticos (del tallo y la raíz), reduciendo por lo tanto el requerimiento de CO₂ externo y a su vez la concomitante pérdida de agua (mejorando la EUA instantánea); y (b) si los tallos tienen mayor EUA que las hojas y éstos son el único órgano presente al menos durante un período del año, entonces existe una mejora de la EUA de la planta cuando el CO₂ proviene de la atmósfera (Nilsen y Sharifi, 1997).

El género *Cercidium* (Leguminosae: Caesalpinioideae) abarca de 10 a 12 especies propias de América subtropical y está representado en Venezuela por la especie *Cercidium praecox* (R. & P.). *C. praecox* tiene una gran amplitud geográfica, es nativo de Sonora

Central, México y Baja California (llamado palo verde) y continúa en Sudamérica hasta en Patagonia Argentina.

C. praecox es una especie C3, caducifolia con tallo verde que habita las zonas áridas y semiáridas de la zona norte costera e insular de Venezuela. El objetivo de este trabajo fue evaluar las características ecofisiológicas del tallo y la hoja de esta especie en un bosque seco tropical en la Isla de Margarita, Estado Nueva Esparta.

El muestreo se realizó en la arenera activa "La Chica" en 2010 y 2011, donde individuos adultos de *C. praecox*, de 10-15 años de edad y altura promedio de 5 m, crecen en condiciones naturales. Se utilizaron hojas completamente expandidas y secciones de tallos jóvenes (menos de 1 cm de diámetro).

El potencial hídrico (Ψ) de los tallos jóvenes se determinó con una cámara de presión (PMS Instruments Corvallis, Oregon USA) según Scholander et al. (1965).

Las medidas de intercambio de gases: tasa de fotosíntesis foliar (A_f), tasa de transpiración (E), conductancia estomática (g_s), concentración intercelular de CO_2 (C_i) y eficiencia de uso de agua ($EUA = A/E$) se realizaron en hojas intactas utilizando un IRGA (CIRAS 2, PPSystems, Hitchin, R.U.). En tallos se realizaron medidas de respiración en oscuridad (R_{OT}) y en luz (R_{LT}). El RFT se estimó como la diferencia entre $R_{OT}-R_{LT}$ y el porcentaje de re-asimilación como $(RFT / R_{OT}) * 100$ (Cernusak y Marshall, 2000; Damesin, 2003). Todas las medidas se realizaron a $380 \mu\text{mol mol}^{-1}$ de CO_2 , 21% de O_2 , 28°C de temperatura y DFF de $1200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Se estimó la limitación estomática relativa (L_s) según Farquhar y Sharkey (1982) y mesofilar (L_m) según Jacob y Lawlor (1991) a partir de curvas A/C_i .

La actividad fotoquímica del fotosistema II (PSII) fue determinada a través de medidas de fluorescencia de la clorofila a a $1200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ que se realizaron con un fluorímetro portátil (PAM 2100, WALZ, Alemania) según Genty et al. (1989). Los parámetros evaluados fueron: eficiencia cuántica máxima del PSII (F_v/F_m), eficiencia cuántica relativa de PSII (Φ_{PSII}), tasa de transporte de electrones (J) coeficiente de extinción fotoquímico (q_p) y no-fotoquímico (q_N).

La determinación del contenido de clorofilas (CI) se realizó según Bruinsma (1963). El contenido de proteínas solubles totales (PST) se determinó según el método de Bradford (1976). El contenido de N, C y la composición isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) se determinó en hojas y tallos, utilizando un espectrómetro de masa en la Universidad de Illinois at Chicago, USA.

Se estudiaron caracteres morfo-anatómicos y morfo-métricos en hojas y tallos jóvenes: se realizaron aclarados de foliolos y cortes paradérmicos de tallos para determinar la densidad estomática (DE y cortes transversales para determinar el grosor foliar (GF), grosor del parénquima en empalizada (GPE), grosor de la corteza (GCT) y grosor del clorénquima del tallo (GCLT). El área foliar específica (AFE) se determinó como la relación entre el área foliar y el peso seco foliar. En el tallo, se determinó la relación área/peso seco de la corteza de las ramas.

El Ψ disminuyó en un 50% al mediodía sin observarse cambios significativos en el potencial osmótico (Ψ_s) y potencial de turgencia (Ψ_p). La sequía causó una disminución significativa en el Ψ matutino de 68%.

Se encontró una R_{OT} y R_{LT} de $6,5 \pm 0,7$ y $3,9 \pm 0,6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectivamente, lo que se traduce en un RFT de $2,6 \pm 0,3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Esto implica una re-asimilación de 41% del carbono que es liberado durante la respiración (Ávila et al., 2014 b).

En buena condición hídrica, A_f fue de $11,5 \pm 0,9 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ para una g_s de $219 \pm 25 \text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Se encontró una relación lineal positiva entre A y g_s ($A=0,038g_s + 1,8$; $r^2=0.65$) indicando que los cambios en g_s explican en un 65% los cambios en A .

La A_f se saturó a una DFF de $1500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y presentó un óptimo de temperatura de 30°C . La tasa de fotosíntesis a DFF saturante (A_{DFFsat}) fue $19,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, la eficiencia cuántica aparente (F_{CO_2}) fue $0,039 \mu\text{mol CO}_2 \mu\text{mol de fotones}^{-1}$, la respiración foliar en oscuridad (R_d) fue $3,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y el punto de compensación de luz (PCL) de $87,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. La A_f se saturó a $700 \mu\text{mol mol}^{-1}$ de CO_2 . La tasa de fotosíntesis a CO_2 saturante (A_{CO_2sat}) fue $30,1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, la eficiencia de carboxilación (EC) fue $0,179 \text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y el punto de compensación de CO_2 (Γ) fue $60 \mu\text{mol mol}^{-1}$. La L_s fue de 32%.

La sequía tuvo un efecto negativo significativo sobre Ψ , A_f , g_s , EC, A_{CO_2sat} y la actividad fotoquímica de la hoja y el tallo (Ávila et al., 2014 b).

El déficit hídrico causó, además de una disminución en g_s , un aumento de C_i y L_m (51%), mientras que L_s se mantuvo constante, sugiriendo que la limitación mesofilar es más importante que la estomática en esta especie durante la sequía.

La F_v/F_m de la hoja se mantuvo constante en las dos temporadas ($0,82 \pm 0,02$), mientras que en el tallo disminuyó en sequía, indicando que éste podría ser más susceptible a la fotoinhibición. La J de ambos órganos fue de aproximadamente $250 \text{mol e}^- \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$, mientras que Φ_{PSII} y q_p fueron mayores en la hoja que en el tallo, indicando una mayor actividad fotoquímica en las hojas.

Se encontraron diferencias significativas en el contenido de Cl_{a+b} ($0,4 \pm 0,02$ vs. $0,1 \pm 0,01$ g m⁻²), PST ($1,1 \pm 0,2$ vs. $0,4 \pm 0,1$ g m⁻²) y N (29 ± 3 vs. $17 \pm 0,2$ mg g⁻¹) entre la hoja y el tallo, respectivamente (Ávila et al., 2014 b).

El $\delta^{13}C$ fue similar en hojas y tallos y se corresponde con los valores típicos en plantas con metabolismo fotosintético C3: $-27,05 \pm 0,28$ ‰ en hojas y $-27,78 \pm 0,25$ ‰ en tallos. El $\delta^{13}C$ de hojas fue mayor en sequía que en lluvia, indicando que presenta una mayor EUA integrada en el periodo de baja disponibilidad hídrica.

La DE fue mayor en la hoja que en el tallo (287 ± 19 vs. 20 ± 7 n° mm⁻²). El GCT fue mayor que el GF y el GCLT fue mayor que el GPE de la hoja, mientras que no se encontraron diferencias significativas entre las relaciones GPE/GF ($0,41 \pm 0,05$) y GCT/GCLT ($0,39 \pm 0,02$). El AFE (241 ± 13 cm² g⁻¹) y la relación A/Ps (81 ± 9 cm² g⁻¹) del tallo expresan que, por unidad de área, la corteza del tallo presenta mayor masa (mayor cantidad de tejido fotosintético) que la hoja (Ávila et al., 2014 b).

Estos resultados indican que el tallo contribuye positivamente en el balance de carbono de la especie a través de la re-asimilación de CO₂, ya que se disminuye la cantidad de CO₂ que es liberado a la atmósfera producto de la respiración de los tejidos no fotosintéticos. Aun cuando no se evaluó el RFT en sequía, consideramos que la contribución del tallo podría ser incluso mayor durante el periodo de déficit hídrico cuando los individuos de *C. praecox* se encuentran parcialmente o totalmente desprovistos de hojas, esto debido a que la contribución al balance de carbono por las hojas será baja o nula.

Agradecimientos

El estudio fue financiado por el CDCH proyecto PI 03-7458-2009, Coordinación de Investigación, Postgrado de Facultad de Ciencias, UCV y FONACIT.

Bibliografía

- Ávila, E., A. Herrera y W. Tezara, 2014a. Contribution of CO₂ fixation by stems to whole-plant carbon balance in nonsucculent species. *Photosynthetica* 52 (1): 3-15.
- Ávila, E., J. De Almeida y W. Tezara, 2014b. Comparación ecofisiológica y anatómica de los tejidos fotosintéticos de *Cercidium praecox* (Ruiz & Pavon ex Hook.) Harms (Fabaceae, Caesalpinioideae). *Acta Botánica Venezuelica* (en prensa).
- Bradford, M., 1976. A rapid and sensitive method for a quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry* 72: 248-254.
- Bruinsma, J., 1963. The quantitative analysis of chlorophylls a and b in plant extracts. *Photochemistry and Photobiology* 2: 241-249.

- Cernusak, L. A. y J. D. Marshall, 2000. Photosynthetic refixation in branches of Western white pine. *Functional Ecology* 14: 300-311.
- Damesin, C., 2003. Respiration and photosynthesis characteristics of current-year stems of *Fagus sylvatica*: From the seasonal patterns to an annual balance. *New Phytologist* 158: 465-475.
- Ehleringer, J. R. y T. Cooper, 1992. On the role of orientation in reducing photoinhibitory damage in photosynthetic-twig desert shrubs. *Plant Cell and Environment* 15: 301-306.
- Farquhar, G. D. y T. D. Sharkey, 1982. Stomatal conductance and photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology* 33: 317-345.
- Genty, B., J. M. Briantais y N. R. Baker, 1989. The relationships between the quantum yield of photosynthesis electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochimica et Biophysica Acta* 990: 87-92.
- Jackson, R., J. Sperry y T. Dawson, 2000. Root water uptake and transport: using physiological processes in global predictions. *Trends Plant Science*, 5: 482-488.
- Jacob, J. y D. W. Lawlor, 1991. Stomatal and mesophyll limitations of photosynthesis in phosphate deficient sunflower, maize and wheat plants. *Journal of Experimental Botany* 42: 1003-1011.
- Larcher, W., 2000. Temperature stress and survival ability of Mediterranean sclerophyllous plants. *Plant Biosystems* 134: 279-295.
- Nilsen, E. T., 1995. Stem photosynthesis: extent, patterns, and role in plant carbon economy. En: *Stems and trunks in plant form and function*. Gartner B (Ed). San Diego, California: Academic Press. Pág 223-240.
- Nilsen, E. T. y M. R. Sharifi, 1997. Carbon isotopic composition of legumes with photosynthetic stems from Mediterranean and desert habitats. *American Journal Botany* 84: 1707-1713.
- Pfanz, H., Aschan, G., Langenfeld-Heyser, R., Wittmann, C., y M. Loose, 2002. Ecology and ecophysiology of tree stems: cortical and wood photosynthesis. *Naturwissenschaften* 89: 147-162.
- Scholander, P. F., H. T. Hammel, E. D. Bradstreet y E. A. Hemmingsen, 1965. Sap pressure in vascular plants. *American Association for the Advancement of Science* 148: 339-346.
- Tezara, W., R. Urich, I. Coronel, O. Marín y A. Herrera, 2010. Asimilación de carbono, eficiencia de uso de agua y actividad fotoquímica en xerófitas de ecosistemas semiárido de Venezuela. *Ecosistemas* 19: 67-78.
- Tezara, W., R. Colombo, I. Coronel y O. Marín, 2011. Water relations and photosynthetic capacity of two species of *Calotropis* in a tropical semi-arid ecosystem. *Annals of Botany* 107: 397-405.
- Valladares, F., A. Vilagrosa, J. Peñuelas, R. Ogaya, J. J. Camarero, L. Corcuera, S. Sisó y E. Gil-Pelegrín, 2004. Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. En: *Ecología del Bosque Mediterráneo en un mundo cambiante*. Valladares F (Ed) Ministerio de Medio Ambiente, Madrid: EGRAF S.A. Pág 163-190.

Efecto de las micorrizas arbusculares sobre las limitaciones estomáticas y no-estomáticas de la fotosíntesis de *Piscidia carthagenensis* creciendo en un suelo degradado de un matorral xerofítico tropical

Tezara Wilmer^{12*}, Carolina Kalinhoff¹², Oranys Marín¹³ y Alicia Cáceres¹².

El aumento de la extracción de arena ha perturbado grandes extensiones de bosques secos y matorrales xerofíticos en la Península de Macanao (Isla de Margarita, Venezuela), alterando radicalmente el suelo y la vegetación, lo que ha causado limitaciones en el proceso de sucesión y un alto riesgo de pérdida de la diversidad vegetal. El manejo de los hongos micorrízicos arbusculares (HMA) podría ser una estrategia favorable para garantizar el establecimiento de árboles en las zonas perturbadas. Se discutirá el efecto de la inoculación con HMA provenientes de suelos de tres localidades sucesionales: 2 años (D), 20 años (V) transcurridos desde la explotación de arena, y de un de matorral xerofítico (M), utilizando como control plantas que crecieron en suelo no inoculado (NI) sobre la capacidad fotosintética en condiciones naturales de una especie arbórea (*Piscidia carthagenensis*) al evaluar *in vivo* la limitación estomática relativa (L_s) y la limitación no-estomática relativas (L_{ns}) de la fotosíntesis (A), a través de las curvas A versus la concentración intercelular de CO_2 (C_i) y parámetros de fluorescencia. La inoculación tuvo un efecto significativo en la capacidad fotosintética observándose los mejores resultados en el tratamiento con HMA provenientes del matorral. Las disminuciones observadas en la tasa de fotosíntesis a CO_2 saturante (A_{CO_2sat}), eficiencia de carboxilación (EC), actividad fotoquímica (F_v/F_m) y aumento en L_{ns} sugieren que la capacidad bioquímica se vio más afectada durante la sequía que las limitaciones difusivas.

Los bosques secos tropicales representan más del 40% de los bosques tropicales del mundo y en comparación con los bosques húmedos están sujetos a constantes perturbaciones antrópicas (Murphy y Lugo, 1986). La intervención antrópica de gran impacto,

12 Instituto de Biología Experimental, Centro de Botánica Tropical, Universidad Central de Venezuela. Apartado 48312, Caracas 1041A, Venezuela

13 Departamento de Biología de Organismos, Universidad Simón Bolívar. Apartado 89000, Caracas 1080^a, Venezuela.

* E-mail: wilmer.tezara@ciens.ucv.ve

como la minería, la marcada estacionalidad de la precipitación, mayor acumulación de sales y mayor riesgo de erosión, hacen de estos ecosistemas los más amenazados y en mayor riesgo de pérdida de biodiversidad por desertificación (Rao y Tak, 2002). La explotación de minas de arena se lleva a cabo desde hace 37 años en la península de Macanao, eliminando la matriz suelo-vegetación en las áreas afectadas, dando lugar al establecimiento de un mosaico sucesional que comprende desde herbazales y pastizales ralos hasta comunidades leñosas (Sanz, 2004).

Entre las múltiples causas que limitan el establecimiento de las plantas después de una perturbación, la eliminación de propágulos de HMA se encuentra entre las más importantes (Allen et al., 2005). Las micorrizas arbusculares (MA) representan la asociación micorrízica más antigua que se establece entre las raíces de las plantas vasculares terrestres y hongos del suelo del phylum *Glomeromycota* (Shüssler et al., 2001). Esta simbiosis incrementa la capacidad de sus hospederos de sobrevivir y desarrollarse exitosamente bajo condiciones abióticas estresantes (Sylvia y Williams, 1992), ya que aumenta la absorción de fósforo (P) y otros nutrientes de baja movilidad en el suelo (Jakobsen et al., 1992), mejora la actividad de fijación biológica de nitrógeno por parte de *Rhizobium* (Barea y Azcón-Aguilar, 1983) e incrementa la resistencia a la sequía de sus hospederos (Augé, 2001).

Las plantas micorrizadas generalmente muestran mayor tasa fotosintética (A) conductancia estomática (g_s), tasas de transpiración (E) y alta eficiencia de uso de agua (EUA) respecto a las plantas no inoculadas en un amplia gama de condiciones hídricas (Augé, 2001; Caravaca et al., 2003; Augé et al., 2004). Estas respuestas pueden ser consideradas como mejoras en los atributos fisiológicos relacionados con la calidad de la planta para la restauración (Villar-Salvador, 2003).

Es esencial entender cómo los HMA nativos mejoran las condiciones de árboles capaces de desarrollarse en zonas intensamente alteradas como el bosque seco de la Península de Macanao, el objetivo de este estudio fue evaluar *in vivo* la limitaciones estomática relativa (L_s) y limitación no-estomáticas relativa (L_{ns}) de la fotosíntesis, a través de las curvas A/C_i y parámetros de fluorescencia con la finalidad de conocer el efecto de la inoculación con HMA sobre la capacidad fotosintética en *Piscidia carthagenensis* en la península de Macanao.

Las plántulas de *P. carthagenensis* fueron sembradas en bolsas de 800 g de capacidad y tratadas con inóculos provenientes de suelos de tres localidades sucesionales: de 2 años (D), 20 años (V) transcurridos desde la explotación de arena, y de un de matorral xerofítico (M), utilizando como control plantas que crecieron en suelo no inoculado con

un potencial micorrízico infectivo muy bajo (NI). Luego estas plantas fueron sembradas en condiciones naturales en la Arenera "La Chica", ubicada en la Península de Macanao, al oeste de la Isla de Margarita, Venezuela.

Las tasas A , E , g_s , C_i y EUA , fueron medidas en hojas completamente expandidas, utilizando un analizador infrarrojo de gases portátil modelo CIRAS 2 (PP Systems, Hitchin, RU).

Las curvas A/C_i se realizaron por cuadruplicado en cada tratamiento a una DFF de 1200 $\text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ y 21% de O_2 , con un CIRAS 2 (PP Systems, Hitchin, R.U.) incrementando progresivamente la concentración de CO_2 ambiental (C_a) desde 0 hasta 1400 mmol mol^{-1} . A cada C_a se esperó a que la fotosíntesis se estabilizara antes de registrar el valor. Se calculó L_s según Farquhar y Sharkey (1982) y la L_{ns} según Jacob y Lawlor (1991). Las curvas A/C_i se ajustaron con un ecuación empírica $A = b + d e^{K C_i}$. La pendiente de la porción lineal de la curva ($K \times d$) representa la eficiencia de carboxilación (EC).

La fluorescencia de la clorofila a se midió en hojas intactas adaptadas a la oscuridad de cinco individuos de cada tratamiento ($n = 5$) con un fluorímetro PAM 2100 (Walz, Effeltrich, Alemania). La máxima eficiencia cuántica (F_v/F_m) fue medida *in situ* a la mínima intensidad lumínica antes del amanecer.

Los resultados son presentados como la media (error estándar). Se utilizó el paquete estadístico Statistica 5.5 para realizar el análisis de varianza (ANOVA, con un nivel de significancia de $p < 0,05$).

Se observó una reducción del 67 y 57 % de A y g_s respectivamente en plantas no inoculadas (NI) en comparación con las plantas inoculadas con HMA del matorral (M). La EUA instantánea fue mayor en los tratamientos inoculados con HMA (5 $\text{mmol CO}_2 \text{ mol H}_2\text{O}^{-1}$); indicando que la inoculación estimuló significativamente la tasa fotosintética de *P. carthagenensis* en condiciones de campo; similares resultados han sido reportados para otras especies (Caravaca et al., 2003; Augé et al., 2004).

Cuando las plantas poseen un mecanismo alterno (como el de los HMA) que les permite captar más P y/o nitrógeno (N), tienen la capacidad de producir mayor cantidad de Rubisco lo que favorece una captación más eficiente de CO_2 (Amaya-Carpio et al., 2009). Además, la g_s podría estar regulada por la actividad de la simbiosis, ya que esta incrementa en las plantas micorrizadas. Este efecto puede ser debido a que las plantas inoculadas estimulan la apertura estomática y maximizan la asimilación de CO_2 , lo cual podría ser necesario para incorporar el carbono extra para cubrir los costos energéticos del mantenimiento la simbiosis MA.

Se observó un efecto significativo de los HMA sobre la máxima capacidad fotosintética (es decir a $[\text{CO}_2]$ saturante, $A_{\text{CO}_2\text{sat}}$), observándose los mayores valores en el tratamiento M ($39 \pm 5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y V ($36 \pm 2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) en el periodo lluvioso; de igual forma, los HMA afectaron la EC, la EC estuvo comprendida entre $0.145 \pm 0.02 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ en D y $0.312 \pm 0.05 \text{ mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ en M, respectivamente; estos resultados podrían ser consecuencia de un mayor contenido de P y N foliar de plantas inoculadas con HMA tal y como fue reportado previamente por Kalinhoff (2012).

En el periodo de sequía se encontró una reducción del 40 % en M, V y del 26 % en D y NI en $A_{\text{CO}_2\text{sat}}$; mientras que la disminución de EC fue del 60 % en M, V y del 18 % en D y NI, sugiriendo que la capacidad fotosintética máxima (potencial) asociada a la capacidad de regeneración de RuBP y la cantidad y/o actividad de Rubisco fueron afectadas por la disponibilidad hídrica.

No se observó un efecto significativo de los HMA sobre la L_s , la cual fue aproximadamente 25 % en lluvia en los tratamientos M, V y NI; sin embargo la L_s en D fue del 45 %, indicándonos que en el tratamiento D la A fue un 45 % menor que la tasa de A que ocurriría si la g_s fuese infinita. La sequía causó una reducción de la L_s del 68 % en V, D y NI o mantenimiento de la L_s (M), pero produjo un incremento en promedio del 45 % de L_{ns} de la A indicándonos, que en sequía las limitaciones metabólicas y/o bioquímicas afectan y regulan A en un mayor grado que las limitaciones difusivas.

La eficiencia cuántica máxima (F_v/F_m) no fue afectada significativamente por la inoculación (0,81-0,83), sin embargo la sequía causó una reducción de F_v/F_m en los tratamientos M (0,78), D y NI (0,79), respectivamente. La fluorescencia de la clorofila *a* es usada para determinar la F_v/F_m y el estado de la energía distribuida en la membrana del tilacoide. Bajo condiciones de sequía las plantas podrían disminuir su F_v/F_m indicando la posible existencia de fotoinhibición de las plantas sometidas a estrés, lo cual se traduciría en una disminución de A, tal como fue reportado en dos especies de xerófitas (Tezara et al., 2005). Se ha reportado que las MA incrementan la eficiencia cuántica del PSII, disparando un mecanismo que regula la distribución de la energía hacia trabajo fotoquímico (q_p) y no fotoquímico (NPQ) (Min Sheng et al., 2007), esto es un indicativo de que las micorrizas mejoran la capacidad fotosintética de las plantas, elevando su capacidad de intercambio gaseoso y la eficiencia del fotosistema II.

Los efectos fisiológicos observados en las plantas de *Piscidia carthagenensis* en respuesta a la colonización por MA, no se pueden atribuir sólo al incremento en la absorción de agua y minerales. La inoculación con HMA tuvo un efecto significativo en la capacidad fotosintética. Disminuciones en $A_{\text{CO}_2\text{sat}}$, EC, F_v/F_m y aumentos en L_{ns} sugieren que la capa-

cidad bioquímica se vio más afectada que las limitaciones difusivas durante la sequía. La F_v/F_m disminuyó de 0,83 a 0,79 con la sequía. La fluorescencia de la clorofila *a*, conjuntamente con el intercambio gaseoso, podrían ser criterios importantes para seleccionar HMA eficientes en mejorar los atributos fisiológicos de árboles para la restauración de áreas muy perturbadas.

Agradecimientos

CDCH proyecto PI 03-7458-2009, Coordinación de Investigación, Postgrado de Facultad de Ciencias, UCV y FONACIT.

Bibliografía

- Allen, M., E. Allen y A. Gómez-Pompa, 2005. Effects of mycorrhizae and nontarget organisms on restoration of a seasonal tropical forest in Quintana Roo, Mexico: Factors limiting tree establishment. *Restoration Ecology* 13: 325-333.
- Amaya-Carpio, L., F. Davies, T. Fox y C. He, 2009. Arbuscular mycorrhizal fungi and organic fertilizer influence photosynthesis, root phosphatase activity, nutrition, and growth of *Ipomoea carnea* ssp. *fistulosa*. *Photosynthetica*, 47: 1-10.
- Augé, R., J. Moore, D. Sylvia y K. Cho, 2004. Mycorrhizal promotion of host stomatal conductance in relation to irradiance and temperature. *Mycorrhiza*, 14: 85-92.
- Augé, R., 2001. Water relations, drought and VA mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza*, 11:3-42.
- Barea, J. M. y C. Azcón-Aguilar, 1983. Mycorrhizas and their significance in nodulating, nitrógeno fixing plants. *Advances in Agronomy* 36: 1-54.
- Caravaca, F., E. Díaz, J. M. Barea, C. Azcón-Aguilar y A. Roldan. 2003. Photosynthetic and transpiration rates of *Olea europea* subsp. *Sylvestris* and *Rhamnus lycioides* as affected by water deficit and mycorrhiza. *Biologia Platarum* 46: 637-639.
- Farquhar, G. D. y T. D. Sharkey, 1982. Stomatal conductance and photosynthesis. *Annual Review Plant Physiology* 33: 317-345.
- Jacob, J. y D. W. Lawlor. 1991. Stomatal and mesophyll limitations of photosynthesis in phosphate deficient sunflower, maize and wheat plants. *Journal of Experimental Botany* 42: 1003-1011.
- Jakobsen, I., L. Abbott y A. Robson, 1992. External hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Trifolium subterraneum* L. I. Spread of hyphae. *New Phytologist* 120: 371-380.
- Kalinhoff, C., 2012. Influencia de las micorrizas arbusculares en el crecimiento y respuesta a la sequía de *Piscidia carthagenensis* Jacq.: implicaciones en la recuperación de un bosque seco de la Península de Macanao, Isla de Margarita. Tesis Doctoral, del Posgrado de Botánica de la Facultad de Ciencias UCV. 193 pp.
- Murphy, P. y A. Lugo, 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review. Ecology Systematic* 17: 67-88.
- Min Sheng, L., Z. Feng y K. Cao, 2007. The protection against photodamage in *Amomum villosum* Lour. *Acta Phytobiologica* 27: 483-488.

- Rao, A., y R. Tak, 2002. Growth of different tree species and their nutrient uptake in limestone mine spoil as influenced by arbuscular mycorrhizal (AM)-fungi in Indiana arid zone. *Journal of Arid Environment* 51: 113-119.
- Sanz, V., 2004. Ecología de *Amazona barbadensis* (Aves: Psittacidae): caracterización y uso del hábitat en la Península de Macanao (Isla de Margarita) a diferentes escalas espaciales y temporales. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela.
- Schussler, A., D. Schwarzott y C. Walker, 2001. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycological Research* 105: 1413-1421.
- Tezara, W., O. Marín, E. Rengifo, D. Martínez y A. Herrera, 2005. Photosynthesis and Photoinhibition in two xerophytic species during drought. *Photosynthetica* 43 (1): 37-45.
- Sylvia, D. y S. Williams, 1992. Vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi and environment stresses. En: *Mycorrhiza in sustainable agriculture*. Bethlenfalvay G, R Linderman (Eds.), American Society of Agronomy special Publication N° 54. Madison, Wisconsin, USA: American Society of Agronomy. Pág. 101-124.
- Villar-Salvador, P. 2003. La calidad de la planta en los procesos de revegetación. En: *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Rey J, T Espigares, J Nicolau (eds), España: Colección Aula Abierta, Universidad de Alcalá. Pág. 65-85.

Introducción de plantines de especies nativas en sitios degradados del ecosistema de Monte

Daniel Pérez*, Fernando Farinaccio y Leonilda Lagos¹⁴

El ecosistema de Monte se extiende en una diagonal de noroeste a sureste, desde las provincias de Salta hasta Chubut (Cabrera, 1976; Abraham, 2009). El promedio anual de lluvias varía entre los 100 a 350 mm (Labraga y Villalba, 2009). La evapotranspiración potencial anual disminuye desde 1000 mm en el noroeste hasta 700 mm en el sureste (Fernández y Busso, 1999; Abraham, 2009). La temperatura media anual varía entre los 18 a 20°C (Paruelo et al., 1998). La flora presenta distintos grados de xerofitismo. La cobertura de la vegetación es baja, y se distribuye en mosaicos compuestos por parches en forma de manchones de distinta densidad (Busso y Bonvissuto, 2009; Bonvissuto y Busso, 2013). Por las condiciones ambientales del Monte, el tiempo de regeneración natural luego de un disturbio severo puede ser considerablemente largo (Dalmaso, 2013; Zuleta y Li Puma, 2013). Esta característica hace que actividades humanas como la ganadería, la minería y la explotación hidrocarburífera y minera acumulen altos niveles de degradación (Del Valle, 1998; PRODOC, 2005). Como aporte al conocimiento de la rehabilitación y restauración activa del Monte, se han realizado plantaciones en sitios con desmontes o severa degradación, a escala experimental, con diferentes especies nativas y diversas técnicas en la Provincia de Chubut (Ciano et al., 1998, 2000a, 2000b, 2006; Bueno et al., 2005; Luque et al., 2005), en las Provincias de Neuquén y Mendoza (Dalmaso et al., 2002; Dalmaso, 2010; Pérez et al., 2010, 2013; Cony et al., 2013; Dalmaso y Martínez Carretero, 2013; Dalmaso et al., 2013a,b; Becker, 2013; Farinaccio et al., 2013; Pérez, 2013). En este trabajo se presentan resultados de supervivencia en plantaciones realizadas en Neuquén en ocho sitios (nominados sitios 1 al 8) en donde se produjeron desmontes para explotación hidrocarburífera. Los lugares se ubicaron a una distancia entre sí de 1 a 8 km, en un rango altitudinal de 394 a 469 m s.n.m.

Sitio 1: Tuvo una superficie de 9 hectáreas. El lugar tuvo contaminación de la napa de agua ubicada a 10 m de profundidad aproximadamente. Luego del saneamiento mediante extracción de contaminantes a través de pozos freáticos fue cercado y se

14 Laboratorio de Rehabilitación y Restauración de Ecosistemas Áridos y Semiáridos (L.A.R.R.E.A.), Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud. Universidad Nacional del Comahue. Buenos Aires 1400, Neuquén, Argentina.

* E-mail: danielrneuquen@gmail.com

inició el proceso de plantación. Por las características particulares no se pudieron obtener réplicas de manera que se presentan resultados de plantaciones en 2011 y 2012 acotados al sitio.

Sitios 2-8: Fueron réplicas entre sí, con una superficie de 0,5 a 1 ha. (sitios 2 a 8) y las plantaciones se realizaron en 2012. Los suelos estuvieron inicialmente contaminados con petróleo, se extrajeron con una capa de sustrato de 5 a 10 m de profundidad, y se remediaron ex-situ en conjunto, en lugares de acumulación y remediación denominados repositorios. Con material ya saneado de estos repositorios los sitios se rellenaron nuevamente en 2011 y 2012 de acuerdo a las normas ambientales provinciales de Neuquén (Ley N° 1875- Anexo 8. Decreto 2656).

En la plantación en 2011 en el sitio 1, se utilizaron plantines viverizados de siete especies nativas del ecosistema de referencia (Monte no degradado): *Atriplex lampa* (Moq.) D. Dietr. (Chenopodiaceae); *Atriplex undulata* (Moq.) D. Dietr. (Chenopodiaceae); *Senecio subulatus* D. Don ex Hook. y Arn. var. *subulatus* (Asteraceae); *Ephedra ochreatea* Miers (Ephedraceae); *Suaeda divaricata* Moq. (Chenopodiaceae). En el año 2012 en el mismo lugar se plantaron *S. subulatus* var. *subulatus*, *A. lampa*, *A. undulata*, *Pappostipa speciosa* (Trin. y Rupr.) Romasch. var. *speciosa* (Poaceae), *Prosopis flexuosa* DC. var. *depressa* F.A. Roig (Fabaceae); *Suaeda divaricata* Moq. (Chenopodiaceae).

En 2012 en el conjunto de los sitios 2-8 se plantaron *A. lampa*, *Senna aphylla* (Cav.) H.S. Irwin y Barneby (Fabaceae), *Hyalis argentea* D. Don ex Hook. y Arn. var. *latisquama* Cabrera (Asteraceae), *Cercidium praecox* (Ruíz y Pav. ex Hook.) Harms ssp. *glaucum* (Cav.) Burkart y Carter (Fabaceae), *Prosopis flexuosa* DC. var. *depressa* F.A. Roig (Fabaceae) y *S. subulatus* var. *subulatus*. Se utilizó un mínimo de tres réplicas de plantación de la misma especie en sitios diferentes.

Para la producción de plantines se colectaron semillas a distancias menores de 100 km del sitio degradado y con asociaciones vegetales y condiciones ambientales similares al ecosistema no degradado próximo a los lugares de plantación. Se realizaron pre-tratamientos de semillas en laboratorio para su germinación y siembra en vivero para las especies *P. flexuosa* var. *depressa*, *C. praecox* var. *glaucum*, *S. aphylla*, *A. lampa*, *A. undulata* y *S. subulatus*. Los individuos de *P. speciosa* var. *speciosa* se obtuvieron mediante división agámica de acuerdo a prácticas mencionadas como exitosas en la bibliografía (Farinaccio y Pérez, 2013). La viverización de los plantines se desarrolló durante nueve meses. Para descompactar el suelo en el lugar de plantación se realizaron hoyos con una hoyadora mecánica manual. La plantación se realizó entre marzo y octubre y se

presentan en este trabajo los resultados de supervivencia de ejemplares plantados con agregado de 1 litro de hidrogel.

Los ejemplares fueron acondicionados en depresiones de 20 cm de diámetro por 10 cm de profundidad (tazas de captación de agua de lluvia). Todos los individuos fueron protegidos con mallas contra mamíferos predadores. La densidad de plantación fue de 1600 plantas/ha, de acuerdo a la Disposición Provincial N° 226/11 de la Provincia de Neuquén. Para determinar supervivencia se evaluó una muestra aleatoria de 50 plantines por especie a los diez meses. En cada sitio la supervivencia se clasificó en baja <25%; media 25% < x < 75%; y alta >75%.

En el sitio 1, durante 2011, la supervivencia fue baja o nula. Esto resultó en la mortandad de 19.200 plantines. Las lluvias durante este año fueron de 81 mm, y no ocurrieron precipitaciones hasta después de siete meses de la plantación en campo. En el año 2012, las lluvias anuales fueron de 122 mm y ocurrieron precipitaciones próximas a la finalización de la plantación. Hubo mortalidad total en *S. subulatus* var. *subulatus* y supervivencia alta en *A. lampa*, *A. undulata*, *P. flexuosa* var. *depressa*, *S. divaricata* y *P. speciosa* var. *speciosa*.

En los sitios 2-8 la supervivencia de todas las especies fueron altas y medias.

Plantaciones en sitios severamente degradados del Monte en el año 2009, en Aguada Pichana indicaban para *C. praecox* medias y altas supervivencias con y sin agregado de hidrogel, utilizando ejemplares con el mismo proceso de viverización, sin uso de tazas de captación de agua y con lluvias invernales próximas a la plantación de 70 mm (Pérez et al., 2010). Se concluye que las precipitaciones oscilantes pueden influir en los resultados. Se destaca que una especie no pudo sobrevivir en 2012 lo que muestra que las condiciones edáficas serían restrictivas para el establecimiento de algunas especies. En suelos remediados con siete réplicas se observa que la gama de especies que puede establecerse con la técnica de plantación mencionada es muy amplia en el periodo de estudio.

Como conclusión final destacamos que las altas mortandades en la revegetación de sitios degradados del Monte, registradas en el año 2011 en todas las especies y en el 2012 en una de las especies, implican una alerta para los gestores ambientales y los organismos de control, debido a que los resultados de la rehabilitación ecológica pueden tener alta variabilidad.

Agradecimiento

Agradecemos el apoyo financiero del Proyecto de Investigación 04/U016, al Proyecto de Fortalecimiento de Redes Universitarias VI (Res. 426/13) de la Secretaría de Políticas Universitarias del Ministerio de Educación de la Nación y la Empresa YPF - Loma de la Lata.

Bibliografía

- Abraham, E., H. F. Del Valle, F. Roig, L. Torres, J.O. Ares, F. Coronato y R. Godagnone, 2009. Overview of the geography of the Monte Desert biome (Argentina). *Journal of Arid Environments* 73: 144-153.
- Becker, G. F., J. C. Bustos, C. R. López y J. A. Ayesa, 2013. Experiencias de revegetación de explanadas con especies nativas. En: *Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina*. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 202-212p.
- Buono, G., J. Luque, N. Ciano, A. Beider, V. Massara Palletto, S. Massimelli y L. García, 2005. Revegetación natural de taludes en locaciones del Departamento Escalante, Chubut. *Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas*, Neuquén.
- Busso, C. A. y G. L. Bonvissuto, 2009. Structure of vegetation patches in northwestern Patagonia, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 18:3017-3041.
- Bonvissuto, G. L. y C. A. Busso, 2013. Establecimiento de plántulas en microambientes del Monte Austral neuquino. En: *Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina*. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 96-111.
- Cabrera, A. L., 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Fascículo 1. En: *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Kugler WF (Ed.). Buenos Aires, vol. 2, p. 85.
- Ciano, N., V. Nakamatsu, J. Luque, M. Amari, O. Mackeprang y C. Lisoni, 1998. Establecimiento de Especies Vegetales en Suelos Disturbados por la Actividad Petrolera. *Terceras Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas*. Comodoro Rivadavia, Chubut.
- Ciano, N., V. Nakamatsu, J. Luque, M. Amari, M. Owen y C. Lisoni, 2000a. Revegetación de Áreas Disturbadas por la Actividad Petrolera en la Patagonia Extra-andina (Argentina). *XI Conferencia de la International Soil Conservation Organization (ISCO 2000)*. Buenos Aires, Argentina.
- Ciano, N., V. Nakamatsu, J. Luque, M. Amari y C. Lisoni, 2000b. Reconstrucción de la cobertura vegetal en un área disturbada por la realización de una locación en Comodoro Rivadavia, provincia de Chubut. *IV Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas*. Salta.
- Ciano, N., G. Buono, A. Beider y R. Zerrizuela, 2006. Plantación de arbustos para uso múltiple y estratégico en sistemas ovinos de zonas áridas y semiáridas de Patagonia. *Taller grupo de estudio de pastizales patagónicos*, FAO. Coyhaique, Chile. 54-59 pp.
- Cony, M., J. Páez y M. G. Fernández, 2013. Revegetación de yacimientos mineros en zonas áridas argentinas. *III Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica*. Bogotá, Colombia.
- Dalmasso, A. D., E. Martínez Carretero y O. Console, 2002. Revegetación de áreas degradadas, El Portón-Buta Ranquíl, Neuquén. *Boletín de Extensión Científica*. 50 pp.

- Dalmasso, A. D., 2007. Revegetación de áreas degradadas con especies nativas en el marco de la geosinfitosociología. Tesis Doctoral en Ciencias Agropecuarias. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina 121pp.
- Dalmasso, A. D., 2010. Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. Boletín Sociedad Argentina de Botánica 45(1-2): 149-171.
- Dalmasso, A. D. y E. Martínez Carretero, 2013. Revegetación de áreas degradadas. Estudio de caso en plataformas en Malargüe, Mendoza. En: Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 275-292.
- Dalmasso, A. D., R. Candia y J. Llera, 2013a. Revegetación natural de taludes de plataformas petroleras en el yacimiento Cerro Fortunoso, Malargüe, Mendoza. En: Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 293-307.
- Dalmasso, A. D., G. Quattrocchi y C. Azcurra, 2013b. Revegetación de taludes viales con especies nativas rizomatosas, Las Catitas, Santa Rosa, Mendoza. II Taller regional sobre Rehabilitación y Restauración en la diagonal árida de la Argentina. Mendoza, Argentina.
- Del Valle, H. F., N. O. Elissald, D. A. Gagliardini y J. Milovich, 1998. Status of desertification in the Patagonian Region: Assessment and mapping from satellite imagery. *Journal of Native and Agricultural Environments* 12(2): 95-121.
- Disposición Provincial N° 226/11 de la Provincia de Neuquén. 2011. Boletín oficial edición N° 3250. Secretaría de Estado de Recursos Naturales. Secretaría de Medio Ambiente. 31-35 pp.
- Farinaccio, F. M., D. R. Pérez y L. J. Lagos, 2013. Supervivencia temprana e incremento de biomasa de seis especies del ecosistema del Monte, Neuquén, Argentina. II Taller regional sobre Rehabilitación y Restauración en la diagonal árida de la Argentina. Mendoza, Argentina.
- Fernández, O. A. y C. A. Busso, 1997. Arid and Semi-Arid Rangelands: Two Thirds of Argentina. RALA Report 200, Pag. 41-60.
- Labraga, J. C. y R. Villalba, 2009. Climate in the Monte Desert: past trends, present conditions, and future projections. *Journal of Arid Environment* 73: 154-163.
- Ley Provincial N° 1875 (B.O. 1/2/91) – Decreto de ley T.O. 2267. Anexo IV.
- Luque, J. L., N. F. Ciano, V. Nakamatsu, C. V. Vicente y C. Lisoni, 2005. Plan de abandono de canteras y picadas en la cuenca del Golfo San Jorge – Patagonia Argentina. EEA Chubut. 19 pp.
- Paruelo, J. M., A. Beltrán, E. Jobbágy, O. E. Sala y R. A. Golluscio, 1998. The climate of Patagonia: General patterns and control on biotic processes. *Ecología Austral* 8: 85-101.
- Pérez, D. R., A. E. Rovere y F. M. Farinaccio, 2010. Rehabilitación en el desierto: Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Patagonia. Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores. 80 pp.
- Pérez, D. R., 2013. Restauración de ecosistemas áridos y semiáridos patagónicos: Implementación desde un enfoque ecológico y social. En: Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 49-60.
- Pérez, D. R., F. M. Farinaccio y L. J. Lagos, 2013. Supervivencia de plantines en sitios áridos remediados en Neuquén, Patagonia, Argentina. *Boletín RIACRE* 6(4): 4-5.

PRODOC. 2005. Sustainable Management of Arid and Semi Arid Ecosystems to Combat Desertification in Patagonia. PIMS 2891. UNDP Project Document Government of Argentina. Secretariat for Environment and Sustainable Development United Nations Development Programme. [http:// www.gefweb.org/Documents/Work_Programs/ documents/Argentina_Patagonia.Desertification_ProDoc_9_30-05.pdf](http://www.gefweb.org/Documents/Work_Programs/documents/Argentina_Patagonia.Desertification_ProDoc_9_30-05.pdf).

Zuleta, G. A. y M. C. Li Puma, 2013. Diseño de enramados para rehabilitar montículos naturales en locaciones petroleras del Monte Austral. En: Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina. Pérez D, AE Rovere y ME Rodríguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág 180-201.

Uso de *Cercidium praecox* (Fabaceae) para la recuperación en sitios con disturbio severo del Monte Austral de Argentina: evaluación de su supervivencia en campo y crecimiento en zonas áridas de la Patagonia

Daniel Zuñiga* y Daniel Pérez¹⁵

En las provincias fitogeográficas del Monte, Estepa patagónica, Altoandina y Payunia (Cabrera, 1976; Martínez Carretero, 2004), cerca de 73,5 millones de hectareas correspondientes a la Patagonia Argentina (93,6% de su superficie) se encuentran desertificadas con distintos niveles de severidad (Del Valle, 1996). El proceso de desertificación, entendido como la degradación de los ecosistemas de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas ocasionado por condiciones naturales y actividades humanas (UNCCD, 1994), produce pérdida de biodiversidad, disminución de la productividad natural y de su capacidad para sostener la producción agropecuaria, y un empobrecimiento ecológico y social que disminuye la sustentabilidad de la sociedad (Whitford, 2002; Pérez, 2010).

En la provincia de Neuquén, perteneciente a la Patagonia, muchas de las áreas degradadas se originan por la actividad hidrocarburífera debido a la construcción de locaciones, ductos, instalaciones, canteras y caminos, entre otros (Fiori y Zalba, 2003; Pérez, 2010). Estas actividades contribuyen a los procesos de desertificación (Pérez, 2010), aumentando la vulnerabilidad de los habitantes de zonas rurales.

La grave situación ambiental de pérdida de biodiversidad, destrucción de ecosistemas y desertificación exige el desarrollo de una estrategia de conservación y restauración de los ecosistemas áridos y semiáridos. La restauración activa y/o rehabilitación se plantea como una opción viable para la recuperación de ecosistemas áridos degradados (Whitford, 2002; Bainbridge, 2007).

15 Laboratorio de Rehabilitación y Restauración de Ecosistemas Áridos y Semiáridos (L.A.R.R.E.A.), Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud. Universidad Nacional del Comahue. Buenos Aires 1400, Neuquén, Argentina.

* E-mail: danielznqn@hotmail.com

En el presente trabajo evaluamos la supervivencia y el crecimiento de una plantación de Chañar brea (*Cercidium praecox*; Fabaceae) tendiente a promover la recuperación de un sitio severamente degradado.

La experiencia se desarrolló en una cantera de extracción de áridos con cinco años de abandono, escarificada mecánicamente y sin cobertura vegetal, situada en el yacimiento hidrocarburífero Aguada Pichana, ubicado en el "Bajo de Añelo" (422 msnm; Neuquén, Patagonia Argentina). El área de estudio pertenece a la provincia fitogeográfica del Monte, una de las regiones más áridas del país.

La vegetación dominante es el matorral o estepa arbustiva con presencia casi constante de jarillas (*Larrea divaricata*, *L. cuneifolia* y *L. nitida*) y especies del género *Prosopis* (Cabrera, 1976). Los suelos en general son arenosos y profundos, rocosos o salinos, generalmente de los órdenes Entisoles y Aridisoles (Del Valle, 1998; Ferrer et al., 2006) y se caracterizan por presentar nulo o muy incipiente desarrollo genético y un bajo tenor de materia orgánica (Ferrer et al., 2006).

En el área de estudio conviven una actividad hidrocarburífera intensa y la actividad ganadera de pastoreo caprino extensivo.

En agosto de 2009 se plantaron como parte de un estudio de supervivencia temprana (Altamirano, 2011), 150 ejemplares de *C. praecox* de 15 meses de viverización separados en tres lotes de 50 plantines; grandes ($16,73 \pm 4,32$ cm), medianos ($14,03 \pm 3,18$ cm) y pequeños ($8,83 \pm 2,67$ cm) ($p < 0,05$) de acuerdo a la longitud del tallo.

Posteriormente se evaluó la supervivencia transcurridos 20 meses posteriores a la plantación y el crecimiento luego de 20 meses y 46 meses post-plantación mediante las mediciones de diámetro de tallo y longitud de la rama más larga, en una muestra de 31 individuos. Se analizaron los datos de supervivencia mediante tablas de contingencia y el test Chi Cuadrado, y las diferencias respecto a longitud de rama más larga y diámetro del tallo entre plantines categorizados en pequeños, medianos y grandes, mediante el test de Kruskal-Wallis.

Luego de 20 meses post-reintroducción la supervivencia fue de 51,3 % ($n=77$). La supervivencia de plantines grandes (70%) fue significativamente mayor respecto de plantines medianos (38%) y pequeños (46%) (X^2 , $p < 0,05$).

Crecimiento de *C. praecox* luego de 20 meses post-plantación: la longitud promedio de rama más larga fue 11,2 cm ($\pm 5,8$) en ejemplares grandes; 9,7 cm ($\pm 6,5$) en medianos,

y 9,0 cm ($\pm 6,2$) en plantines pequeños. No existen diferencias significativas en longitud de rama más larga según tamaño de plantín ($p > 0,05$).

El diámetro de tallo promedio fue 8,9 mm ($\pm 1,4$) en plantines grandes; y 7,2 mm ($\pm 1,4$) y 7,4 mm ($\pm 2,4$) en plantines medianos y pequeños respectivamente. No existen diferencias significativas en diámetro de tallo según tamaño de ejemplar ($p > 0,05$).

Crecimiento de *C. praecox* luego de 46 meses post-plantación: la longitud promedio de rama más larga fue 35,5 cm ($\pm 14,7$) en ejemplares grandes; 31,6 cm ($\pm 11,4$) en plantines medianos; y 31,2 cm ($\pm 11,5$) en plantines pequeños. No existen diferencias significativas en longitud de rama más larga según tamaño de plantín luego de 46 meses post-plantación ($p > 0,05$).

El diámetro de tallo promedio fue 14,5 mm ($\pm 4,9$) en plantines grandes; y 11,9 mm ($\pm 2,2$); y 10,5 mm ($\pm 3,2$) en plantines medianos y pequeños respectivamente. Existen diferencias estadísticas significativas en diámetro de tallo entre ejemplares grandes y pequeños ($p < 0,05$) luego de 46 meses post-plantación.

Incremento en longitud de rama más larga y diámetro de tallo: el incremento promedio en longitud de rama más larga luego de 46 meses post-plantación fue de 17,8 cm ($\pm 15,3$) en plantines grandes; 18,8 cm ($\pm 12,0$) en plantines medianos; y 24,3 cm ($\pm 12,5$) en plantines pequeños. No existieron diferencias significativas en el incremento de longitud de rama más larga según tamaño de plantín ($p > 0,05$).

El incremento promedio en diámetro de tallo fue de 10,1 mm ($\pm 5,1$) en plantines grandes; 7,8 mm ($\pm 2,4$) en medianos; y 7,2 mm ($\pm 3,1$) en plantines pequeños. No existieron diferencias significativas luego de 46 meses post-plantación ($p > 0,05$).

Luego de 20 meses post-reintroducción sobrevivieron 51,3 % de los ejemplares. Los plantines grandes tuvieron supervivencia significativamente mayor (70%) que plantines medianos (38%) y pequeños (46%).

La supervivencia significativamente mayor de plantines grandes puede relacionarse con un mayor desarrollo radicular en éste grupo de ejemplares, que les permitiría alcanzar fuentes de agua a mayores profundidades en el suelo antes del periodo de sequía estival, dada la capacidad de la especie de desarrollar sistemas radiculares profundos (Pérez et al., 2010), y tal como se ha descrito para el establecimiento de plántulas en otras especies de la Patagonia (Bertiller et al., 1996).

Otro factor que puede influenciar la mortalidad es el momento del año en que se realizó la plantación (invierno) (Pérez et al., 2010). Estos autores indican que es importante

analizar y comparar entre ensayos, tamaños de plantines, procesos de rustificación en vivero, temperaturas, períodos de sequía o eventos de lluvia ocurridos durante la experiencia, y tipos de sustratos, a fin de obtener conclusiones más definitivas respecto de la mejor época de plantación para la reintroducción de *C. praecox* en ambientes altamente degradados.

En general *Cercidium praecox* mostró un crecimiento lento. Los plantines grandes además de mayor supervivencia tuvieron mayor crecimiento, si consideramos el diámetro de tallo respecto de plantines pequeños (pero no respecto de plantines medianos).

Transcurridos 46 meses de la plantación la altura promedio fue de 35,5 cm (\pm 14,7) en plantines grandes; 31,6 cm (\pm 11,4) en plantines medianos; y 31,2 cm (\pm 11,5) en plantines pequeños, según la longitud de rama más larga. Luego de 46 meses post-plantación los plantines grandes tuvieron un incremento promedio de 17,8 cm y 10,1 mm en longitud de rama más larga y diámetro de tallo respectivamente. Los plantines medianos incrementaron en promedio 18,8 cm y 7,8 mm y los plantines pequeños incrementaron 24,3 cm y 7,2 mm en longitud de rama más larga y diámetro de tallo respectivamente.

La lentitud del crecimiento de *C. praecox* evidenciado en este estudio podría relacionarse con características propias de la especie, de gran capacidad de adaptación al clima árido del monte (Martínez Carretero, 1986), y/o con limitaciones impuestas por la disponibilidad de agua como se ha observado para otras especies de fabáceas (López Lauenstein et al., 2005). Estos resultados plantean nuevos desafíos para el logro de condiciones microambientales que favorezcan un mayor desarrollo y aporte de micrositios aptos para posibles efectos de facilitación ecológica en los ecosistemas áridos y semiáridos de la Patagonia.

Agradecimiento

Agradecemos el apoyo financiero del Proyecto de Investigación 04/U016, al Proyecto de Fortalecimiento de Redes Universitarias VI (Res. 426/13) de la Secretaría de Políticas Universitarias del Ministerio de Educación de la Nación y la Empresa Total.

Bibliografía

Altamirano, A., 2011. Reintroducción de *Cercidium praecox* en áreas degradadas de monte mediante el uso de hidrogeles en diferentes épocas del año. Tesis de grado. Universidad Nacional del Comahue.

- Bainbridge D., 2007. A guide for desert and dryland restoration: a new hope for arid lands. Society for ecological restoration international. 391pp.
- Bertiller, M., P. Zaixso, M. Irisarri y E. Brevedan, 1996. The establishment of *Festuca pallescens* in arid grasslands in Patagonia (Argentina): the effect of soil water stress. *Journal of Arid Environments* 32:161-171.
- Cabrera A., 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II Fascículo 1. Editorial Acme SACI. Buenos Aires. 85 pp.
- Del Valle H., N. Elizalde, D. Gagliardini y J. Milovich, 1996. Distribución y cartografía de la desertificación en la región patagónica. En: Informe Técnico N°1 Lab. de Teledetección y SIG. INTA EEA Chubut. Centro Regional Patagonia Sur: 19 pp.
- Del Valle H., 1998. Patagonian soils: a regional síntesis. *Ecología Austral* 8:103-123.
- Ferrer J., J. Irisarri y J. Mendia, 2006. Suelos de la Provincia de Neuquén. INTA Buenos Aires. 226 pp.
- Fiori, S. y S. Zalba, 2003. Potential impacts of petroleum exploration and exploitation on biodiversity in a Patagonian Nature Reserve, Argentina. *Biodiversity and Conservation* 12:1261-1270.
- López Lauenstein D., M. Melchiorre & y A. Verga, 2005. Respuestas de los algarrobos al estrés hídrico. *Revista IDIA XXI, IFFIVE-INTA Córdoba*, pp. 210-214.
- Martínez Carretero, E. 1986. Ecología, fitogeografía y variación intraespecífica en *Cercidium praecox* (Ruiz et Pavón) Harms (leguminosae) en Argentina. *Documents phytosociologiques*, Vol X (II) 319:329.
- Martínez Carretero, E. 2004. La provincia fitogeográfica de la Payunia. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 39 (3-4): 195-226.
- Pérez, D. 2010. Desiertos y desertificación. En: *Rehabilitación en el desierto, ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén – Patagonia*. D. R. Pérez, A. E. Rovere, F. M. Farinaccio (Comps), 1ed. Buenos Aires: Vazquez Mazzini. Pág 17-20.
- Pérez, D., A. Rovere & F. Farinaccio, 2010. Discusión y conclusiones. En: *Rehabilitación en el desierto, ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén – Patagonia*. D. R. Pérez, A. E. Rovere, F. M. Farinaccio (Comps), 1ed. Buenos Aires: Vazquez Mazzini. Pág 66-71.
- UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification), 1994. Intergovernmental Negotiating Committee For a Convention to Combat Desertification, Elaboration of an International Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa. United Nations, New York, USA.
- Whitford, W., 2002. *Ecology of Deserts Systems*. Academic Press. 343 pp.

Uso potencial de *Atriplex boecheri* para la restauración en ambientes salino sódicos

Gustavo Quattrocchi¹⁶, Anibal Soto¹⁷,
Carlos Rojas¹⁷ y Antonio Dalmasso¹⁸

La salinidad es una preocupación mundial y forma parte de las causas que llevan a la desertificación. La Argentina ocupa el tercer lugar después de Rusia y Australia en cuanto a la superficie del suelo afectado por la salinidad afectando fundamentalmente los climas áridos y semiáridos (Talesnik y López Launestein, 2011). Los suelos afectados por salinidad se caracterizan por una conductividad eléctrica del extracto a saturación que excede los 4 dS/m, o bien por un exceso de Na⁺ en la solución del suelo o en los sitios de intercambio catiónico (suelos sódicos). Las causas de la salinidad en suelos pueden ser naturales o antropicas (Talesnik y López Launestein, 2011).

El género *Atriplex* pertenece a la familia Chenopodiaceae, cuyas especies en general, son resistentes a la salinidad y significan un recurso forrajero para las zonas áridas y semiáridas del mundo. Esta resistencia del género permite contar con un recurso de valor potencial en la restauración de áreas salinas. Varias de sus especies son utilizadas para revegetar áreas degradadas, proveyendo alimento para el ganado y una forma de lucha contra la desertificación y la erosión (Le Houérou, 1989).

El objetivo del trabajo fue determinar la viabilidad de la semilla de *Atriplex boecheri* y conocer la productividad en su ambiente natural.

El género *Atriplex* suele presentar dificultades en la germinación, aun en condiciones óptimas, debido a estados de dormancia (Salisbury y Ross, 1994; Basu, 1995). Con el objeto de romper con el estado de dormición se han probado diversos tratamientos, siendo la reducción del pericarpio el que ha mostrado los mejores resultados (Heydecker y Coolbear, 1977, Fernández y Johnston, 1980). El escarificado mecánico (trillado) en el género ha aumentado notablemente el porcentaje de germinación, en un rango de

16 Estudiante avanzado de Fac. Cs Agrarias - Universidad Nacional de Cuyo. Almirante Brown 500 - Chacras de Coria M5528AHB

17 Guardaparques de la Dirección de Recursos Naturales Renovables. Parque Gral San Martín - Capital, Mendoza.

18 IADIZA - CONICET - Grupo Geobotánica y Fitogeografía. C.C. 507 -5500- Mendoza.

* E-mail: quattrocchi_g@yahoo.com.ar

50 a 95% (Peluc y Parera, 2000). Este tipo de tratamientos ha mostrado buenos resultados con incremento de la germinación y la velocidad de emergencia en especies de diferentes géneros (Ruiz, 2002). En *A. repanda* se observó que al retirarle sólo la mitad del pericarpio, manteniendo la semilla intacta, hay menor germinación que cuando se eliminó totalmente el pericarpio (Lailhacar-Kind y Laude, 1975), esto sumado a los descubrimientos de Cornelius y Hylton (1969), que encontraron que los lixiviados de frutos de *A. polycarpa* redujeron significativamente la germinación de las semillas, demostró la presencia de sustancias químicas hidrosolubles en las brácteas que tendría efecto inhibitorio sobre la germinación. Para *A. boecheri* se desconoce el poder germinativo de la semilla.

La especie se localiza en comunidades puras en los bordes de la Laguna de Llancanelo a 1.280 m, donde la precipitación media anual varía entre 215 mm y 240 mm y las temperaturas medias de los meses más cálidos (DEF) de 19,5°C y de los más fríos (JJA) de 3° C.

La especie se encuentra con gran presión de pastoreo con distintos tipos de ganado (vacuno, caprino, equino y ovino). La comunidad es muy dependiente del ascenso y descenso del nivel freático. La planta muestra tallos radicales, que en condiciones extremas podría ser la forma de propagación natural en la comunidad.

Se colectaron semillas de *Atriplex boecheri* que fueron recolectadas el 7/07/2010. Para inducir la germinación en semillas dormantes se utilizaron tratamientos pre-germinativos, destinados a incrementar la germinación y emergencia de las plántulas (Taylor *et al*, 1998). Las semillas se colocaron a germinar en cajas de Petri sobre papel de filtro a una temperatura de 26°C durante 30 días. Se humectó con agua destilada cada 48h, retirándose las semillas germinadas, considerándose como tal, aquellas con protrusión radicular. El diseño fue de bloques al azar de cuatro tratamientos y cuatro repeticiones de 25 semillas cada uno. Los tratamientos fueron:

TL-Escarificado y lavado. Consistió en someter a las semillas a un escarificado mecánico eliminando (friccionando las semillas entre dos superficies rugosas de goma. Luego se colocaron en agua durante 24h.

STL-Escarificado sin lavado

TSL-Sin escarificar y lavado 24 horas

STSL-Sin escarificar y sin lavar (Testigo).

Para el análisis de los datos se utilizó el análisis de la varianza y test de Tukey para un nivel de significancia ($\alpha=0,05$).

Se extrajeron para análisis de salinidad dos muestras de suelo a una profundidad de barrido de 0- 25 cm.

Para determinar la productividad primaria aérea neta, se evaluó la densidad de plantas por ha, mediante 10 parcelas de 10 m x 10 m (100 m²). Paralelamente en el Puesto de Guardalparques (área clausurada) se marcaron 10 ejemplares de la especie, efectuándose dos cortes por ciclo vegetativo a 10 cm de altura de la corona, simulando el corte que habitualmente realiza el ganado en la zona. El follaje cosechado fue analizado en laboratorio (Cátedra de Zootecnia y Granja- FCA- UNCuyo, 2010).

La Figura 1 nos permite observar los resultados de la germinación según los tratamientos.

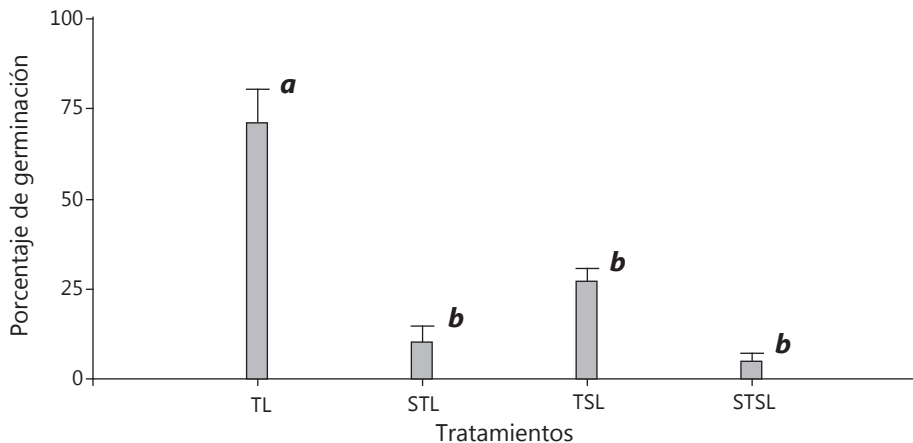


Figura 1. Porcentaje de germinación de *Atriplex boecheri* en los diferentes tratamientos.

TL: Trilladas Lavado, STL: Sin Trillar Lavadas, TSL: Trilladas y Sin Lavar, STSL: Sin Trillar y Sin Lavar. Las barras indican el error estándar. Letras distintas muestran diferencias significativas ($\alpha= 0,05$).

Las semillas que fueron trilladas y lavadas durante 24 horas mostraron diferencia significativa con un mayor porcentaje de germinación (71%) con respecto a los demás tratamientos. No hubo diferencias significativas entre los otros tratamientos, donde los porcentajes de germinación medios de las semillas trilladas sin lavar fueron de 27% y de las semillas sin trillar lavadas fue de solo un 10%, estos tratamientos tampoco tuvieron diferencias significativas con el testigo que tuvo un porcentaje medio de germinación del 5%.

Los resultados muestran que la propagación por semilla es factible con escarificado y lavado durante 24 horas, lo que permite alcanzar un elevado poder germinativo en los diez primeros días. Se entiende que la especie presenta inhibidores solubles en agua, que son favorecidos por el lavado, que junto con el escarificado permiten la imbibición de la semilla.

El muestreo de suelo de dos muestras de 0- 25 cm de profundidad, registró altos valores de salinidad: 25,2 dS/m y 46.30 dS/m, comportándose como suelos sódicos y de pH neutro (pH = 7,02); el contenido en calcio varió entre 112,50 y 48,0 Meq/l., el Magnesio fluctuó entre 42,0 y 53,0 Meq/l., mientras que el Sodio entre 89,0 y 360 Meq/l., con valores de RAS entre 9,78 y 53,65.

La productividad aérea neta para una densidad media de 116 plantas/ha, durante los años 2011 y 2012, fue de 158,9 kg/ha (2011) y 196,1 kg/ha (2012), con una media para los dos años de 177,5 kg/ha. Es necesario aclarar, que en los años de evaluación, las precipitaciones fueron un 40% (107,6 mm) y 75% (181,1 mm) inferiores a la media, encontrándose la Laguna en los niveles mínimos de acumulación hídrica.

El análisis bromatológico de la especie dió los siguientes resultados: Proteína bruta fue de 9,83%, la Fibra Detergente Ácida (26,20%) y Fibra Detergente Neutra (40,96%). Si bien la especie es forrajera con un relativo alto valor proteico para la zona (9,83%) su uso por el ganado es limitado y de carácter estacional, por lo que no se ve afectada la sobrevivencia de la planta.

Se concluye que *Atriplex boecheri* tolera altos niveles de salinidad (superior a los 40 dS/m) con suelos preferentemente limosos, y por lo tanto es recomendable para evaluar su potencial uso en la revegetación de suelos sódicos.

Agradecimientos

Al grupo de Guardaparques de Yancanelo, por la predisposición permanente en colaborar en forma activa.

Bibliografía

- Basu, R. N., 1995. Seed viability. En Seed Quality, basic Mechanisms and Agricultural Implications. A. S. Basra (ed). Food Products Press. New York.
- Boesewinkel, F. D. y F. Bouman, 1995. The seed: Structure and Function. En Seed development and Germination. Jaime Kigel y Gad Galili (Ed). Editorial Marcel Dekker, Inc. New York, USA. pp 1-24.
- Cátedra de Zootecnia y Granja, 2010. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo.

- Cornelious, D. R. y L. O. Hylton, 1969. Influence of temperature and leachate on germination of *A. polycarpa*. *Agron.J.* 61:209-211..
- De Fina, A. L., F. I. Giannetto, A. E. Richard y L. S. Sabella, 1964. Difusión geográfica de los cultivos índices de la provincia de Mendoza y sus causas. INTA. Inst. de Suelos y Agrotecnia.
- Fernandez, G. y M. Johnston, 1985. Rol del pericarpo en *Artiplex repanda* en la germinación III. Estudio histológico y químico del pericarpo. *Phyton* 45 (2): 165-171.
- Heydecker, T. W y P. Coolbear, 1977. Seed treatement for improved performance. *Seed science and Technology* 5: 353-425.
- IbaiStatm, 2004. InfoStat versión 2004. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Johnston, M. y G. Fernandez, 1978. Efecto de la testa en la germinación de *Atriplex repanda* Phil. II. Determinación de la intensidad respiratoria. *Phyton* 36 (2): 103-109.
- Kigel, J., 1995. Seed Germination in arid an Semiarid Regions. En *Seed development and germination*. Jaime Kigel and Gad Galili (Eds). Editorial Marcel Dekker New York, USA. pp 649-699.
- Leopold, A. C., 1996. Natural History of Seed Dormancy. En *Plant Dormancy: Physiology, Biochemistry and Molecular Biology*. G. A. Lang (Ed) CAB International New York pp 3-17.
- Le Houérou, H. N., 1989. An Assesment of the Economic Feasibility of Fodder Shrubs Plantation (with Particular References to Africa).
- Lailhacar-Kind, S y H. M. Laude, 1975. Improvement of seed germination in *Artiplex repanda* Phil. *Journal of Range Management* 28(6): 491-494.
- Peluc, S. I. y C. A. Parera, 2000 Germination improvement of *Artiplex nummularia* by pericarp elimination. *Seed Science and Technology*. 28: 559-566.
- Ruiz, M. B., 2002. Caracterizacion de la germinacion de *A. lampa* y *A. nummularia*. Tesis de grado. Universidad Nacional de San Juan.
- Salsbury, F. B. y C. W. Ross, 1994. *Fisiología Vegetal*. Grupo editorial Iberoamerica S.A. pp 339-359; 547-552.
- Taylor, A. G., P. S. Allen, M. A. Bennetti, K. J. Brandford, J. S. Burris y M. K. Misra. 1998. Seed enhancements. *Seed Science Research* 8: 245-256.
- Talesnik E. y D. López Launestein, 2011. Leñosas perennes para ambientes afectados por salinidad. Una sinopsis de la contribución Argentina a este tema. *Ecología Austral Volumen 21 Páginas* 3-14.

Revegetación con especies nativas de la plataforma petrolera Loma Atravesada, Yacimiento Cerro Fortunoso, Malargüe

Antonio Dalmasso* y Roberto Candia¹⁹

En el departamento de Malargüe, específicamente en el Yacimiento Cerro Fortunoso, las condiciones climáticas son muy rigurosas, con prolongados períodos de sequía en primavera y escasas precipitaciones, lo que deriva en una cobertura vegetal medida de arbustivas y herbáceas cercana al 48% y el resto es superficie desnuda con activo movimiento de suelo. Los suelos en general son superficiales y arenosos, asentados sobre un material volcánico consolidado (ignimbritas color rosado) y de difícil drenaje.

El impacto de explotación petrolera, incluido el trazado de caminos y picadas, como la instalación de locaciones de exploración y explotación, se estima en un 10% de la superficie del departamento (Dalmasso, 2007).

La plataforma Loma Atravesada sin cerramiento posee 29 años de abandono con mínima cobertura vegetal. Soporta la incidencia del ganado vacuno, equino, caprino y también de la fauna silvestre, especialmente el guanaco. Fue revegetada con especies nativas procedentes de plantines obtenidos de semillas del Yacimiento El Portón, Malargüe, localizado a 70 km al sur de Fortunoso. La plataforma posee un suelo arenoso muy suelto y se encuentra en el margen oeste de la Reserva. La plataforma de Pozo Loma Atravesada (36°15'58,2''S 69°23'45,2''O) se encuentra a 1750 m de altura y es de relieve llano. El objetivo del trabajo fue evaluar la revegetación asistida con especies nativas en una plataforma Loma Atravesada (Yacimiento Cerro Fortunoso).

Las precipitaciones del área son cercanas a 150 mm (DRNR, 2014). Si consideramos la estación de Ranquil Norte (1971- 1978, fuente IADIZA), ubicada a 50 km de distancia en línea recta respecto de la zona, la precipitación media anual es de 191,2 mm. Las precipitaciones aumentan hacia el este, como se observa en la estación Agua Escondida (1971- 1978, fuente IADIZA) con 250,9 mm/ año. El clima (Koeppen 1948), la evapotranspiración potencial supera a la precipitación media anual- con precipitaciones anuales inferiores a los 250 mm, frío y seco, con temperatura anual por debajo de los 18°C.

19 Geobotánica y Fitogeografía. Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA) - UGAP - CONICET. C. Correo 507 - 5500 - Mendoza

* E- mail: adalmass@mendoza-conicet.gob.ar

Se seleccionaron 5 especies para revegetar la plataforma. El 6/9/07 se establecieron 5 especies en un número diferencial de ejemplares de acuerdo con la disponibilidad, las que fueron distribuidas en un diseño reticulado al azar, de 2m x 2m entre plantas e hileras, con poceo y marcación de tazas de recepción de agua y tres riegos por ejemplar de 5 litros, uno al momento de la plantación, los otros dos a los 10 y 20 días luego de la plantación, para dejar librado a las precipitaciones del lugar. Las especies utilizadas fueron cuatro arbustivas: *Atriplex lampa*: 67 individuos *Larrea divaricata*: 5 individuos, *Cercidium praecox* ssp. *glaucum*: 10 individuos, *Chuquiraga erinacea*: 5 individuos y una herbácea, *Grindelia chilensis*: 32 individuos.

El primer año de la plantación se evaluó el porcentaje de sobrevivencia de las especies establecidas. Con el método de Point Quadrat Modificado (Levy y Maden, 1933, modific. Daget y Poissonet, 1971 y Passera et al., 1983) se evaluó la cobertura vegetal al inicio del ensayo y nuevamente a los 7 años desde la revegetación asistida (19/3/2013).

En el año 2007 se partió de una plataforma con el 4% de cobertura vegetal y 2% de mantillo; para el año 2013, luego de 6 años de revegetado, el porcentaje de cobertura vegetal fue del 46%, 16% de mantillo y 38% de suelo desnudo. Estos valores de cobertura son similares a la cobertura vegetal media de las comunidades de contacto (48%), sin embargo la nueva comunidad está representada por otras especies de establecimiento natural, favorecidas por la facilitación (poceado).

La comunidad vegetal en los alrededores de la plataforma, está representada por las siguientes especies dominantes: *Hyalis argentea* var. *latisquama*, *Panicum urvilleanum*, *Senecio filaginoides*, *Sporobolus rigens*, *Retanilla patagónica*, *Senecio subulatus* var. *erectus*, *Poa lanuginosa*, *Larrea divaricata*, *Chuquiraga erinacea*, *Grindelia chilensis* y *Poa lanuginosa*.

Con excepción de *Grindelia chilensis*, *Chuquiraga erinacea* y *L. divaricata*, el resto de las especies estaban ausentes en los alrededores del área a revegetar. Se observó que las especies que no estaban presentes en el entorno y establecidas en pequeño número fueron muy afectadas por el pastoreo. Si bien el número de ejemplares por especie no ha sido equivalente y requiere una mayor profundización para inferir resultados más confiables, el establecimiento de especies que no estaban presentes en el área de trabajo, llevó a una elevada pérdida prácticamente total de los individuos por herbivoría, como ocurrió con *A. lampa*, la cual es palatable. Otras especies, pese a su baja a nula palatabilidad, también fueron muy afectadas por los herbívoros, por ejemplo *Cercidium praecox* ssp. *glaucum*. Un caso similar ocurrió en condiciones de Monte con fines ornamentales (Tupungato- Mendoza), donde el enriquecimiento de la comunidad de jarillal

con la introducción de especies provenientes de otra zona como *A. lampa* (Dalmasso et al., 2008), condujo a una elevada pérdida por herbivoría, fundamentalmente debida a roedores, ya que no se encontraba ganadería en el área.

Al introducir en la comunidad especies no presentes en la zona, se expresan varios factores negativos que influyen en la sobrevivencia, como son la competencia por luz, agua, nutrientes, junto con un número reducido de ejemplares que pueden ser un atractivo especial para los herbívoros locales, tema que debería ser considerado en estudios más profundos sobre daños por herbivoría.

Se evaluó el porcentaje de sobrevivencia de las especies al cumplirse el año y a los 6 años de establecidas las plantas (Figura 1). Si atendemos a los porcentajes de daños por herbívoros en general, tenemos que el 100% de *A. lampa* fue consumida prácticamente a ras, sobreviviendo sólo un individuo, le sigue con menor incidencia *C. praecox* ssp. *glaucum*, especie poco palatable, con muy baja cobertura vegetal (2%). *Grindelia chilensis*, en cambio aumentó la cobertura específica hasta el 15 % por influencia de las comunidades de contacto, donde la especie es subdominante. Iguales resultados obtuvieron Ciano et al. (1998) y Ciano et al. (2000) en Chubut. Al tratarse de un suelo arenoso y suelto, otra especie que contribuyó en aumentar la cobertura fue *Senecio subulatus* var. *erectus* con el 12,5%, como aporte de la comunidad de contacto.

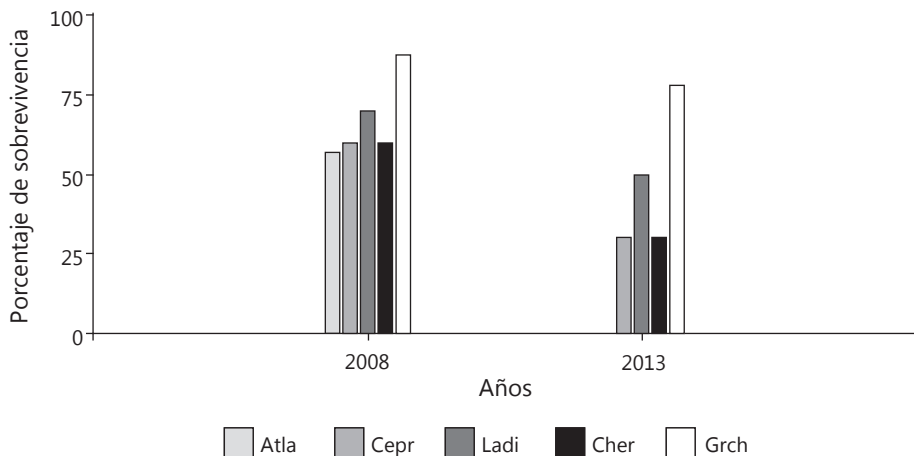


Figura 1. Porcentajes de sobrevivencia en los años 2008 y 2013 de las especies establecidas. Atla (*Atriplex lampa*), Cepr (*Cercidium praecox* ssp. *glaucum*), Ladi (*Larrea divaricata*), Cher (*Chuquiraga erinacea*) y Grch (*Grindelia chilensis*)

La introducción de especies en áreas donde las mismas no estaban presentes y en una pequeña superficie (0,8 ha), llevó a que la actividad de los herbívoros incidiera directamente sobre las mismas. Transcurrido los seis años desde la plantación, con excepción de *Grindelia chilensis* y *Larrea divaricata*, presentes en el lugar, el resto de las especies fueron seriamente afectadas por el pastoreo. La incidencia de la herbivoría llevó a la pérdida prácticamente total de *Atriplex lampa* en la plataforma, con un sólo ejemplar sobreviviente. Se partió de una plataforma con el 94% de suelo desnudo, 2% con mantillo y un 4% de cobertura vegetal (año 2008). A los 6 años de revegetada el área, la cobertura vegetal alcanzada fue del 46%, 16% de mantillo y 38% de suelo desnudo, similares a la cobertura media de la comunidad aledaña (48%). El aumento de cobertura se debió fundamentalmente al establecimiento natural de especies dominantes como *Grindelia chilensis*, *Senecio subulatus* var. *erectus* y *Jarava chrysophylla*. Éstas alcanzaron una cobertura del 15%, 12,5 % y 9%, respectivamente. Se entiende que la revegetación asistida, sumado al poceo realizado, actuaron fundamentalmente como facilitadora para el establecimiento de las especies de la comunidad de contacto. Las especies implantadas que no formaban parte de la comunidad aledaña fueron muy afectadas por herbivoría.

Agradecimientos

Especialmente a los responsables del Yacimiento Fortunoso, Malargüe, quienes nos permitieron trabajar en el terreno pese a los cambios administrativos de la petrolera, señores Pisafulli Quattrocchi, Rubén O. Ojeda y Martín Ospitaletche. También a los Guardaparques e Inspectores de Protección Ambiental de la Provincia, quienes colaboraron activamente en la plantación y riego del ensayo.

Bibliografía

- Ciano N., V. Nakamatsu, J. Luque, M. E. Amari, O. Mackeprang y C. Lisoni, 1998. Establecimiento de especies vegetales en suelos disturbados por la actividad petrolera. En 3ras Jornadas de Preservación de agua, aire y suelo en la industria del petróleo y del gas, 14 al 17 de septiembre de 1998, Comodoro Rivadavia- Chubut. Pág 435-445.
- Ciano, N., V. Nakamatsu, J. Luque, M. Amari, M. Owen y C. Lisoni, 2000. Revegetación de áreas disturbadas por la actividad petrolera en la Patagonia extrandina (Argentina). Convenio YPF S.A.- INTA EEA- INTA Chubut (Trelew). Actas de la 11^o Conferencia de la Organización Internacional de la Conservación del Suelo. Buenos Aires. 22 al 27 de Octubre del 2000.
- Daget, Ph. y J. Poissonet, 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies, criteres d'application. AnnalesAgronomiques, 22: 5-41.
- Dalmasso, A. D., M. E. Hornos y R. Candia, 1988. Utilización de especies nativas en la fijación de médanos. En: Erosión: sistemas de producción, manejo y conservación de suelo y del agua.

- Trabajo Premiado y Menciones Especiales del Concurso «Premio Ing.Agr. Antonio Marino» 1987. Pág 221- 290.
- Dalmaso, A.D., R. Candia y C. Ganci, 2008. Xerojardinería con especies nativas. Boletín de Extensión Científica 6. Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas. Fundación CRI-CYT, CONICET- IADIZA (CCT) Mendoza.
- Koeppen, W., 1948. Climatología. Fondo de Cultura Económica, México.
- Levy, B. y E. Madden, 1933. The point method of pasture analysis. New Zealand Journal of Agriculture, 46: 267-279. Comodoro Rivadavia (Chubut). Tomo I (IAPG), Pág 1-16.
- Passera, C. B., A. D. Dalmaso y O. Borsetto, 1983. Método de 'Point Quadrat Modificado'. En: Candia, R.J. y Braun, R.H. (eds.), Taller de Arbustos Forrajeros para Zonas Áridas y Semiáridas, Buenos Aires: Subcomité Asesor del Árido Subtropical Argentino. Pág 71-79.

Revegetación sin roturación de suelo en plataforma empetrolada CF 88, Yacimiento Fortunoso, Malargüe

Antonio Dalmasso^{*20}, Roberto Candia¹⁹ e Iván Funes Pinter²¹

Es bien conocido los inconvenientes que presentan el vuelco de los residuos en la explotación petrolera y la posterior recuperación de la vegetación natural. Los suelos de las plataformas se ven afectados por la acumulación de hidrocarburos, sales, elementos tóxicos sobre los microorganismos y el efecto fitotóxico sobre la vegetación (Calabrese y Kostecky, 1993; Mendoza et al., 1998). Derrames accidentales de crudo, cuando las condiciones son favorables por acción de los microorganismos, han demostrado una sensible disminución del total de hidrocarburos presentes (Luque et al., 1996). El agregado de crudo en el suelo aumenta la población bacteriana y disminuye los valores de pH (Mendoza et al., 1998b).

El objetivo fue evaluar la capacidad de establecimiento de especies nativas en suelos compactados y contaminados, sin efectuar roturación del terreno.

El yacimiento Cerro Fortunoso (ubicado 36°13'36,5"Lat.S 69°22'35,6"Long.O) y a 1616 m, se halla en el límite oeste de la Reserva Provincial La Payunia y se encuentra sobre la Cuenca de Explotación Petrolera Neuquina, una de las más productivas del país. Las precipitaciones del área son cercanas a 150 mm (Dirección de Recursos Naturales Renovables, 2014). El clima (Koeppen, 1948) corresponde al Grupo B- Subgrupo W, tipo K -la evaporación supera a la precipitación media anual- con precipitaciones anuales inferiores a los 250 mm, frío y seco, con temperatura anual por debajo de los 18°C.

El área de trabajo fue una plataforma petrolera abandonada donde se acumuló residuos de perforación, derivando en una distribución heterogénea de hidrocarburo, vuelco de agua de purga y lodos de perforación. El suelo es arenoso en superficie y muestra una alta compactación y cementación con hidrocarburos, mientras que en profundidad domina una textura fina con material pedregoso. Posee una coloración negra, lo que lleva a mayor absorción del calor (Ciano et al., 1998). En el entorno a la plataforma los suelos

20 Geobotánica y Fitogeografía. Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IAIZA) - UGAP - CONICET. Casilla de Correo 507, CP 5500 - Mendoza.

21 Alumno Ingeniería Recursos Naturales (Facultad de Ciencias Agrarias) - U.N. de Cuyo. Almirante Brown 500 - Chacras de Coria M5528AHB

*E-mail: adalmass@mendoza-conicet.gob.ar

son aridisoles, superficiales y arenosos, asentados sobre un basalto continuo de origen volcánico (Ignimbritas) y de difícil drenaje. La plataforma petrolera CF88, con una antigüedad superior a 20 años, recibió tratamientos incipientes de land farming y luego se abandonó. La plataforma se encuentra con cierre perimetral impidiendo el acceso de ganado mayor, no así del ganado menor y la fauna.

Con semillas de especies nativas cosechadas en el área en el año 2007 se produjeron los plantines en el Vivero del IADIZA durante la temporada 2007- 2008, utilizando plantines de 7 meses de vivero. El ensayo comenzó el 30-10-08, estableciéndose los plantines totalmente al azar en pozos (0,40 m de profundidad y 0,30 m de ancho) construidos con barretas y palas, utilizándose como relleno el mismo material terroso extraído. Se establecieron con un número diferencial de ejemplares (Nº de individuos) tres especies de arbustos: *Prosopis flexuosa* var. *depressa* (9), *Schinus fasciculatus* (57) y *Eupatorium buniifolium* (57), y una herbácea: *Hyalis argentea* var. *latisquama* (65). En total: 188 plantines. Sobre el material compactado se efectuó un diseño totalmente aleatorizado (3 m entre hileras y 1,5 m entre plantas). Para cada ejemplar se construyó una taza de 1,0 m de diámetro y 0,20 m de profundidad coincidente con el nivel de cuello del plantín. La plantación recibió tres riegos de 5 litros/planta con una frecuencia semanal, y luego se dejó librado a las condiciones climáticas del área. La plataforma con más de 20 años de construida sólo contaba con un 1% de cobertura vegetal, representada por dos especies: *Grindelia chilensis* y *Senecio filaginoides*.

Se evaluó la revegetación del pozo empetrolado con una concentración menor al 2% hidrocarburos totales. Se efectuaron mediciones de sobrevivencia, altura de planta, diámetro mayor de copa y en el caso de *Hyalis argentea* se contabilizó el número de macollos originados por rizomas. Del total de tazas construidas y falladas, a los cinco años se registró el número de las especies establecidas.

El ensayo se evaluó durante el primer año de establecido y luego a los 5 años desde la plantación. En la Figura I se observan los porcentajes medios de sobrevivencia en el primer año de plantación.

El primer año todas las especies superaron el 60% de prendimiento. *Prosopis flexuosa*, pese al bajo número de plantas (9) sobrevivió el 100%, mientras que la sobrevivencia de *Eupatorium buniifolium*, *Schinus fasciculatus* e *Hyalis argentea* fue de un 75, 60 y 60 %, respectivamente.

A los cinco años de establecido los resultados de sobrevivencia fueron: *P. flexuosa* 90%, *S. fasciculatus*: 72%, *H. argentea*: 68%, *E. buniifolium*: 47%. El aumento en *S. fasciculatus*

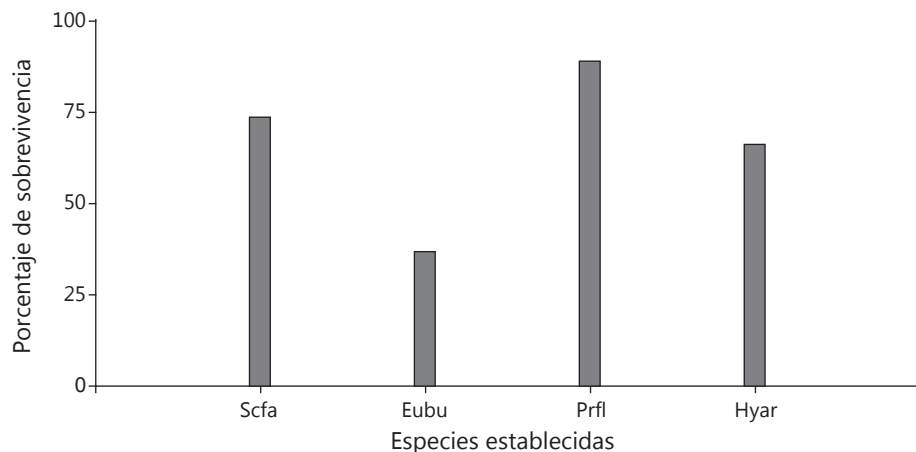


Figura 1. Porcentaje de sobrevivencia media de las especies durante el primer año de establecidas en el Pozo CF88. (Prfl: *Prosopis flexuosa*- Eubu: *Eupatorium buniifolium*- Scfa: *Schinus fasciculatus* y Hyar: *Hyalis argentea* var. *latisquama*).

se debió al establecimiento por semilla a partir de las comunidades de contacto (reemplazos). Sin embargo sólo se logró un total 8,7% de reemplazos de las fallas (Figura 2).

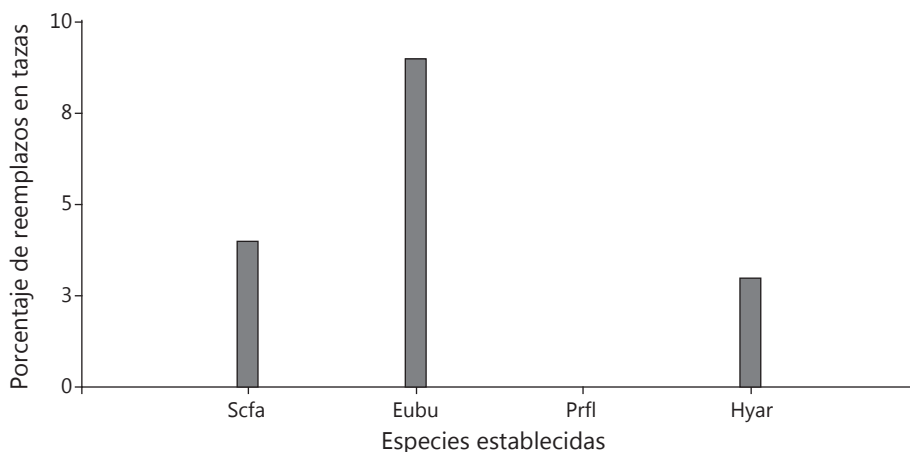


Figura 2. Porcentaje de reemplazos en las tazas fallidas de las especies establecidas en el Pozo CF88 a los cinco años de la plantación (Prfl: *Prosopis flexuosa*- Eubu: *Eupatorium buniifolium*- Scfa: *Schinus fasciculatus* y Hyar: *Hyalis argentea* var. *latisquama*)

En base a los resultados obtenidos, podemos afirmar que la no roturación del suelo en situaciones similares a la descrita, es un indicador de una trayectoria no deseable. Si bien, ninguna trayectoria es específica ni rígida sino que incluye una amplia gama

de de expresiones potenciales en el tiempo (Zuleta y Reichmann, 2013), el poceo sin roturación en superficies compactadas no permite una cobertura vegetal cercana a la comunidad madura de contacto.

En la Figura 3 se observan los crecimientos alcanzados por las especies establecidas a los 5 años desde la plantación (h: altura y D: diámetro mayor de copa).

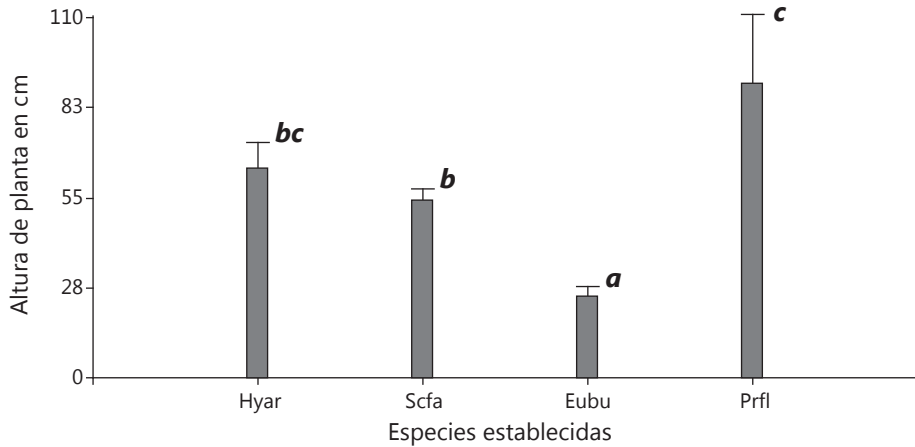


Figura 3. Longitudes medias en altura y diámetro mayor de copa de las especies a los cinco años desde la plantación del Pozo CF88 (Prfl: *Prosopis flexuosa*- Eubu: *Eupatorium buniifolium*- Scfa: *Schinus fasciculatus* y Hyar: *Hyalis argentea* var. *latisquama*)

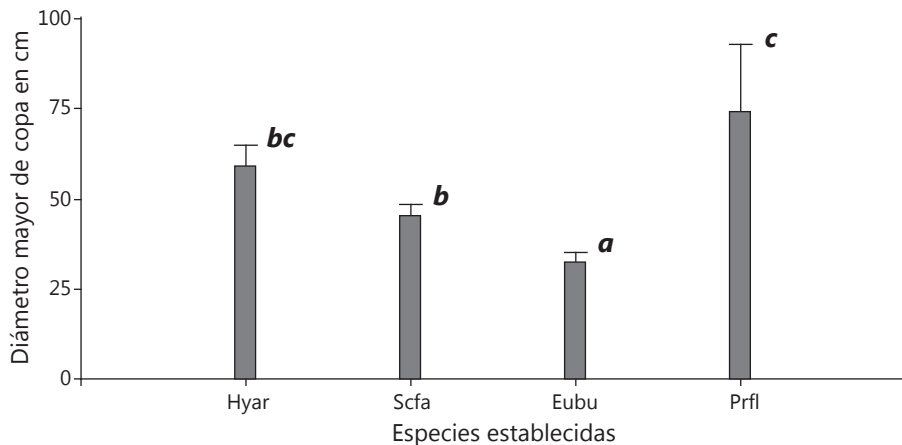


Figura 4. Valores del diámetro mayor de copa de las especies a los cinco años desde la plantación del Pozo CF88 (Prfl: *Prosopis flexuosa*- Eubu: *Eupatorium buniifolium*- Scfa: *Schinus fasciculatus* y Hyar: *Hyalis argentea* var. *latisquama*).

La no roturación del suelo y el escaso número de pozos de plantación, luego de cinco años del establecimiento, hizo que las especies implantadas, sobre todo *Hyalis argentea* como rizomatosa, manifestara limitaciones para expandir la mata en condiciones de alta compactación del suelo. Las especies vegetaron con muy escasa posibilidad de dispersión en los alrededores. Sólo *Grindelia chiloensis*, *Senecio filaginoides* y *Jarava chryso-phylla*, con escasa cobertura (5%), se establecieron espontáneamente en el suelo sin roturar y lo hicieron de las comunidades de contacto. La cobertura vegetal total, luego de la plantación no superó el 17%, por lo que esta implantación que podríamos denominar "plantación en macetas", limita la expresión radical e impide el establecimiento de los individuos de las comunidades de contacto, pudiendo permanecer con alto porcentaje de suelo desnudo durante décadas.

Prosopis flexuosa fue la que alcanzó mayor altura y diámetro medio (88 cm de altura y 76 cm de diámetro). *Schinus fasciculatus* alcanzó valores de 0,58 cm y 0,35 de diámetro mayor. *Eupatorium buniifolium* se observó muy comido por herbívoros alcanzó 25 cm de altura, formando una copa densa de 32,5 cm de diámetro mayor. *Hyalis argentea*, a pesar de las dificultades para expandir el rizoma, alcanzó una altura de 64 cm y un diámetro mayor de copa de 60 cm, respectivamente. Del total de plantas de *Hyalis argentea*, el 56,7 % emitieron rizomas, totalizando 141 vástagos aéreos, con un valor medio de 6,7 vástagos/planta. Sin embargo, el crecimiento del rizoma manifiesta dificultades para expresarse fuera de la taza de plantación.

Agradecimientos

Especialmente a los responsables del Yacimiento Fortunoso, Malargüe, a través de una predisposición permanente en colaborar, señores Pisafulli Quattrocchi, Rubén O. Ojeda y Martín Ospitaleche.

Bibliografía

- Calabrese, E. y P. Kostecy, 1993. Principles and practices for petroleum contaminated soils. Lewis publishers. U.S. COWELL, E., 1971. The ecological effects of oil pollution on littoral communities. Applied Science Publishers, Ltd. London.
- Ciano N., V. Nakamatsu, M. E. Amari, O. Mackeprang y C. Lisoni, 1998. Establecimiento de especies vegetales en suelos disturbados por la actividad petrolera. . 3ras Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas. 14 al 17 de septiembre. Comodoro Rivadavia (Chubut). Tomo I (IAPG), pág. 435-446.
- Daget, Ph. Y J. Poissonet, 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies, criteres d'application. AnnalesAgronomiques 22: 5-41.

- Koeppen, W., 1948. Climatología. Fondo de Cultura Económica, México.
- Mendoza, R., W. Mac Cormack, E. Pagani, M. Collantes y R. Portal, 1998a. Cambios en la cobertura vegetal y en las características químicas del suelo por efecto del tapado de piletones con residuos de petróleo. 3ras Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas. 14 al 17 de septiembre.
- Levy, B. y Madden, E., 1933. The point method of pasture analysis. New Zealand Journal of Agriculture, 46: 267-279. Comodoro Rivadavia (Chubut). Tomo I (IAPG): 1-16.
- Luque J. L., M. E. Amari, V. Nakamatsu, N. Ciano, C. Lisoni, J. M. Quinteros y O. Mackeprang, 1996. Utilización de nutrientes en la biodegradación de suelos contaminados con hidrocarburo. 2das Jornadas de Preservación del Agua, Aire y Suelo en la Industria Petrolera. San Martín de Los Andes, mayo 1996. Instituto Argetino del Petróleo.
- Mendoza, R., W. Mac Cormack, E. Pagani, L. Marban y L. Ríos Merino, 1998b. Efecto del derrame de petróleo en suelo sobre la microflora degradadora de hidrocarburo, la vegetación y algunas propiedades químicas del suelo. 3ras Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas. 14 al 17 de septiembre. Comodoro Rivadavia (Chubut). Tomo I (IAPG), Pág 105-125.
- Passera, C. B., A. D. Dalmaso y O. Borsetto, 1983. Método de 'Point Quadrat Modificado'. En: Candia, R.J. y Braun, R.H. (eds.), Taller de Arbustos Forrajeros para Zonas Áridas y Semiáridas. Buenos Aires: Subcomité Asesor del Árido Subtropical Argentino. Pág 71-79.
- Zuleta, G. A. y L. G. Reichmann, 2013. Indicadores ambientales en ecosistemas semiáridos degradados por prácticas petroleras en Norpatagonia ¿Matrices de Impacto o Comunidades vegetales?. En: Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina. Pérez D, AE Rovere y ME Rodriguez Araujo (Eds). Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pág. 152-179.

Regeneración post-disturbio en ambientes degradados por la actividad petrolera en Nor-Patagonia

Gustavo Zuleta^{22,23} y Celina Escartín²¹

Degradación de ecosistemas: marco conceptual

En los últimos 30 años, la investigación científica de disturbios generados por las actividades antrópicas ha adquirido una gran relevancia impulsada por la necesidad de desarrollar prácticas ambiental y económicamente sustentables (Hobbs & Huenneke, 1992; Aronson & Alexander, 2013). Paralelamente, se han desarrollado programas de restauración ecológica a fin de revertir, o al menos reducir, el masivo y creciente impacto del hombre en casi todos los ambientes terrestres del mundo (Clewell et al., 2009; Tongway & Ludwig, 2011).

La capacidad de los ecosistemas degradados de recuperarse naturalmente, depende de la frecuencia, intensidad y escala del disturbio, así como las diferencias ecológicas en las condiciones iniciales de cada sitio alterado. Estos factores determinan la trayectoria, y la velocidad de regeneración post-disturbio (Pickett & White, 1985; Coffin & Lauenroth, 1996). Para predecir la evolución de un ecosistema luego de un disturbio y detectar componentes clave del proceso, los modelos sucesionales, incluyendo los de estado-transición, resultan ser las herramientas teóricas más adecuadas (MacMahon, 1987; Bertiller & Bisigato, 1998; Abella, 2010), incluso contribuyen al manejo ambiental del sistema. Durante el proceso de regeneración, los ecosistemas pueden seguir diferentes trayectorias y deberán superar ciertos umbrales (bióticos y abióticos) que determinarán los estados estables que alcanzarán dependiendo de los factores que actúen sobre el mismo (Westoby et al., 1989). Los umbrales abióticos son aquellos donde se modifican las características físicas del ambiente como pérdida de suelos y nutrientes, erosión, salinización, eutroficación, mientras que en los bióticos se modifica la estructura de las comunidades y sus interacciones, se pierden especies, se alteran procesos demográficos vitales (Briske et al., 2006). Luego de un disturbio de alta intensidad (decapitación o

22 Departamento de Ecología y Ciencias Ambientales, CEBBAD, Universidad Maimónides, Buenos Aires, Argentina.

23 Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora, Buenos Aires, Argentina.
@-mail: zuleta.gustavo@maimonides.edu

remoción del suelo o vegetación), se traspasan ciertos límites que alteran el equilibrio del sistema. La recuperación (natural) del ecosistema puede ser altamente estocástica dependiendo de una gran cantidad de factores ambientales e incluso antrópicos (Rovere & Masini, 2013).

Necesidades de restauración ecológica en ecosistemas áridos de Argentina

Los ambientes áridos y semiáridos representan el 69% del país: 194 millones de hectáreas (Cabrera & Willink, 1973; LADA, 2010; Martínez Carretero, 2013). El 88% de dicha superficie está actualmente bajo usos productivos, en particular ganadería, minería y tala, en muchos casos no sustentables ambientalmente (Zuleta, 2013). En Patagonia, el sobrepastoreo y la explotación de hidrocarburos de alta densidad son, a distintas escalas, los principales factores de degradación de los ecosistemas del Monte y de Estepa (Paruelo et al., 2005; Abraham, 2009; Zuleta et al., 2011). En el caso de la explotación de hidrocarburos, el disturbio es causado por la acción simultánea de tres actividades: (1) eliminación completa de la vegetación nativa (desmonte), (2) alteración del suelo (decapitación, compactación) y (3) modificación total del microrelieve y estructura del paisaje (destrucción de montículos o "islas de fertilidad") (Figura 1.A). El restablecimiento de las condiciones naturales ante estos severos disturbios es muy lento comparado con otros ecosistemas (por ej. templados, húmedos y tropicales) debido a su baja resiliencia y escasa disponibilidad de recursos críticos como agua y nutrientes (Noy-Meir, 1973; Schlesinger, 1990; Bainbridge, 2007; Pérez et al., 2010). Asimismo, el establecimiento de plántulas se produce de manera infrecuente, irregular e impredecible, y la recuperación total sin intervención antrópica puede llevar hasta cientos de años (Bainbridge & Lovich, 1999; Bainbridge, 2007). Es por ello, que usualmente es necesario utilizar técnicas de manejo ambiental o de restauración ecológica para iniciar el proceso de recuperación, tanto en disturbios producidos por ganadería (Aguar & Sala, 1998; Golluscio et al., 1998; Sade 2005) como los ocasionados por la actividad petrolera, minera o vial (Ciano et al., 1998, 2000; Dalmasso, 2010; Pérez et al., 2010, 2011; Zuleta et al., 2011; Escartín y Zuleta, 2013). Sin embargo, previo a la aplicación de técnicas de regeneración asistida, es prioritario conocer las respuestas a preguntas tales como: ¿qué trayectorias post-disturbio prevalecen, cómo responden los ecosistemas degradados por actividades humanas, cuáles son los umbrales de reversibilidad, cuáles son los sistemas de referencia?

Tiempos de regeneración post-disturbio en estepas arbustivas del Monte Austral

En este contexto, nuestro grupo de trabajo investigó las relaciones funcionales entre componentes estructurales del ecosistema (vegetación, fauna cavícola, desarrollo de montículos) y el tiempo de recuperación post-disturbio en infraestructura petrolera abandonada (explanadas y obras lineales), es decir sin intervención luego del cese de las operaciones. Estos trabajos permitieron estimar que la regeneración de la vegetación del Monte Austral demora al menos 35-40 años en alcanzar niveles de similitud ecológica aceptables (Reichman et al., 2003) (Figura 1.B-D), entre 45-50 años para re-crear los montículos (estructuras fitogénicas) y las propiedades edáficas (Gainza & Zuleta, 2004; Fuchs et al., 2005; Zuleta et al., 2012; Castro et al., 2013), mientras posiblemente demande más de 60 años para re-establecer la fauna de vertebrados (Fernández, 2002), en particular para las especies formadoras de suelo como armadillos y roedores. Regionalmente, el patrón sucesional de las comunidades vegetales responde a un modelo clemensiano (Reichmann et al., 2003; Castro et al., 2013) siendo *Atriplex lampa*, *Hyalis argentea* y *Senecio subulatus* las principales especies pioneras que, gradualmente, son reemplazadas por especies tardías como *Larrea divaricata*, *Prosopis alpataco* y *Prosopidastrum angusticarpum*. Las especies climácicas identificadas en estos sistemas son *Bougainvillea spinosa* y *Cersidium praecox* que se presentan acompañadas de *L. divaricata* y *P. alpataco*. Localmente, la combinación de especies pioneras, facilitadoras, tardías o acompañantes puede cambiar, y respondería a o se explicaría mejor según los modelos de estado y transición (Bertiller & Bisigato, 1998) que según los de sucesión secundaria (Zuleta et al. 2012).

Complementariamente, detectamos que la velocidad de respuesta de la vegetación y la formación de montículos están muy asociadas a los procesos geomorfológicos del sistema norpatagónico. La erosión y la acumulación de sedimentos son factores fundamentales en la recuperación post-disturbio del ecosistema (Tchilinguirián, 2002). Según proyecciones basadas estimaciones empíricas de cronosecuencias y validaciones de campo, en las geoformas donde predomina acumulación de arena la regeneración puede acelerarse y lograr niveles moderados de similitud ecológica (50% del ecosistema de referencia) entre 15 y 30 años, mientras que los sitios ubicados en zonas de erosión eólica la recuperación puede demandar varios cientos de años (Castro et al, 2013; Ciancio et al., 2013). Un caso particular, de gran relevancia teórica y aplicada, fue registrado en 2002 en una explanada abandonada en 1967 cuya regeneración fue total en menos de 35 años: las condiciones naturales eran iguales o "mejores" (mayor abundancia de fauna cavícola) que el ecosistema de referencia. Tal recuperación fue posible gracias a

la combinación de erosión hídrica, que descompactó la explanada, y la acumulación de sedimentos que facilitó el re-establecimiento de montículos (Figura 1.D).



Figura 1. Fisonomía de la vegetación del Monte Austral en explanadas petroleras con distintos años desde abandono operativo. Fotos: equipo DECA-Maimónides.

Umbrales de regeneración: modelo ecogeomorfológico

Integrando estos resultados, se formuló un modelo ecogeomorfológico para explicar la regeneración post-disturbio en infraestructura petrolera abandonada del Monte Austral de Neuquén y Río Negro (Zuleta et al., 2012). La recuperación del ecosistema, luego que se han modificado ciertos estados de equilibrio, puede variar entre 20 y más de 100 años en estos ambientes dependiendo de la dinámica del ambiente físico (Tchilingirian, 2002; Reichman et al., 2003; Castro, 2012). Para estos sistemas detectamos cuatro umbrales asociados a la rehabilitación post-disturbio: el primero, abiótico, se superaría luego de 10-15 años de eliminado el disturbio recuperándose las condiciones físicas del suelo. En este período colonizan las especies pioneras (*A. lampa*, *H. argentea*) mientras que los montículos en formación aún se encontrarían inestables. El segundo, se superaría 15-20 años más tarde (a los 20-40 años desde el abandono) y está asociado al establecimiento de especies sucesionales tardías (*L. divaricata*, *P. alpataco*). El tercero,

Modelo Ecogeomorfológico

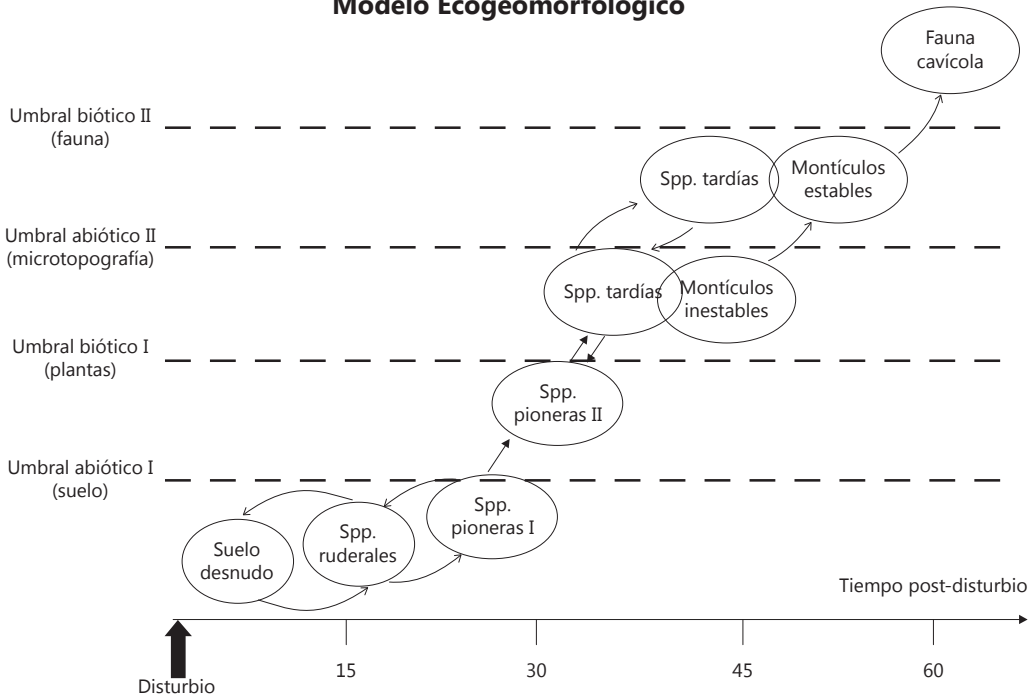


Figura 2. Esquema del modelo ecogeomorfológico para explicar la regeneración post-disturbio del Monte Austral en infraestructura petrolera abandonada.

biótico-abiótico, asociado a la funcionalidad del sistema, se alcanza luego de 40-50 años, cuando los montículos fitogénicos se regeneran y estabilizan. Finalmente, el cuarto umbral corresponde a la presencia estable de fauna cavícola que podría superarse luego de más de 50-60 años de ocurrido el disturbio. Los estados y trayectorias están fuertemente asociados a las condiciones geomorfológicas, siendo las unidades con predominio de acumulación de arena las responden con mayor velocidad al proceso de rehabilitación. Asimismo, el tiempo de recuperación del ecosistema depende también de la intensidad y duración del disturbio.

Bibliografía

- Aronson, J. & S. Alexander, 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology* 21(3): 293-296.
- Abella, S.R., 2010. Disturbance and plant succession in the Mojave and Sonoran Deserts of the American Southwest. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7: 1248-1284.

- Abraham, E.M, 2009. Enfoque y evaluación integrada de los problemas de desertificación. *Zonas Áridas* 13(1): 9-24.
- Aguiar, R.M. & O.E. Sala, 1998. Interactions among grasses, shrubs, and herbivores in Patagonian grass-shrub steppes. *Ecología Austral* 8: 201-210.
- Bainbridge, D. & J. Lovich, 1999. Anthropogenic degradation of the southern California desert ecosystem and prospects for natural recovery and restoration - a review. *Environmental Management* 24 (3): 309-326.
- Bainbridge, D., 2007. A guide for desert and dryland restoration. *New hope for arid lands*. Washington, USA. Island Press. 391 págs.
- Bertiller, M.B. & A. Bisigato, 1998. Vegetation dynamics under grazing disturbance. The state-and-transition model for the Patagonian steppes. *Ecología Austral* 8: 191-199.
- Briske, D.D., S.D. Fuhlendorf & F.E. Smeins, 2006. A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. *Rangeland Ecology and Management* 59: 225-236.
- Cabrera, A.L. & A. Willink, 1973. *Biogeografía de América Latina*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington, USA. 122 págs.
- Castro, M., 2012. Cambios florísticos y rehabilitación de estepas arbustivas semiáridas en localidades petroleras escarificadas de NorPatagonia, Argentina. Tesis de Maestría en Manejo Ambiental, Univ. Maimónides. 56 págs.
- Castro, M.L., G.A. Zuleta, A.A. Pérez, M.E. Ciancio, P. Tchilinguirian & C.A. Escartín, 2013. Rehabilitación de estepas arbustivas del Monte Austral en explanadas petroleras. Evaluación de la técnica de escarificado I: Vegetación. En: *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (Pérez, D.R., A.E. Rovere & M.E. Rodríguez Araujo, Eds). Editorial Vázquez Mazzini, Neuquén, Argentina. 225 - 245 págs.
- Ciancio, M.E., P. Tchilinguirian, G.A. Zuleta, M.L. Castro & A.A. Pérez, 2013. Rehabilitación de estepas arbustivas del Monte Austral en explanadas petroleras. Evaluación de la técnica de escarificado II: Suelo y microtopografía. En: *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (Pérez, D.R., A.E. Rovere & M.E. Rodríguez Araujo, Eds). Editorial Vázquez Mazzini, Neuquén, Argentina. 246-260 págs.
- Ciano, N., V. Nakamatsu, J. Luque, M.E. Amari, O. Mackeprang & C. Lison, 1998. Establecimiento de especies vegetales en suelos disturbados por la actividad petrolera. 3er. Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas. IAPG (Instituto Argentino del Petróleo y del Gas). Buenos Aires. 446 págs.
- Ciano, N., V. Nakamatsu, J. Luque & M.E. Amari, 2000. Recomposición de la cobertura vegetal en un área disturbada por la realización de una locación en Comodoro Rivadavia, Provincia de Chubut. 4tas Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas. IAPG (Instituto Argentino del Petróleo y del Gas). Buenos Aires. 426 págs.
- Clewell, A., J. Aronson & J. Blignaut, 2009. Criteria for Recognizing, Organizing, and Planning Ecological Restoration. En: *Bautista, S., J. Aronson & R. Vallejo (Eds.), Land restoration to combat desertification. Innovative approaches, quality control and project evaluation*. CEAM, Zaragoza, España. 23-34 págs.
- Coffin, D.P. & W.K. Lauenroth, 1996. Recovery of vegetation in a semiarid grassland 53 years after disturbance. *Ecological Applications*, 6: 538-555.
- Dalmasso, A.D., 2010. Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 45 (1-2): 149-171.

- Escartín, C. & G.A. Zuleta, 2013. Ordenamiento ambiental territorial como herramienta de manejo y rehabilitación en áreas degradadas en NorPatagonia. II Taller Regional sobre Rehabilitación y Restauración en la Diagonal Árida de la Argentina, Mendoza.
- Fernández, A., 2002. Respuestas de la fauna modificadora del suelo en la regeneración natural de explanadas petroleras del Monte Austral. Tesis de Licenciatura. Universidad Maimónides. 54 págs.
- Fuchs, J.S., M.A. Gainza, N.A. Fraunhoffer & G.A. Zuleta, 2005. Influence of soil changes on natural regeneration in abandoned oil and gas fields of Northern Patagonia (Argentina). 17th Annual International Conference of the Society for Ecological Restoration. Zaragoza, Spain.
- Gainza, M.A. & G.A. Zuleta, 2004. Ant responses to natural habitat regeneration of abandoned oil fields in arid shrub steppes in Northern Patagonia (Argentina) along a 42-year chronosequence. 16th Annual International Conference of the Society for Ecological Restoration. Victoria, British Columbia, Canadá.
- Golluscio, A.R., V.A. Deregibus & M.J. Paruelo, 1998. Sustainability and range management in the Patagonian steppes. *Ecología Austral*, 8: 265 - 284.
- Hobbs, R.J. & L.F. Huenneke, 1992. Disturbance, diversity and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology*, 6(3): 324 - 337.
- LADA, 2010. Proyecto Evaluación de la Degradación de Tierras en Zonas Áridas. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Dirección de Conservación del Suelo y Lucha Contra la Desertificación. Buenos Aires, Argentina. 481 págs.
- MacMahon, J.A., 1987. Disturbed lands and ecological theory: an essay about a mutualistic association. En: W. R. Jordan III, M. E. Gilpin and J. D. Alber. "Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research". Cambridge University Press. Cambridge. 221 - 237.
- Martínez Carretero, E., 2013. La Diagonal Árida Argentina: entidad bio-climática. En: Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina (Pérez D.R., Rovere A.E. y M.E. Rodríguez Araujo, Eds). Editorial Vázquez Mazzini, Neuquén, Argentina. 14- 31 pp.
- Noy-Meir, I., 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 25 - 41.
- Pérez, D.R., A. Rovere & F. Farinaccio, 2010. Rehabilitación en el desierto. Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Argentina. Vázquez Mazzini Editores. 80 págs.
- Pérez, D.R, F. Farinaccio, F.M. González, J.L. Lagos, A. Rovere & M. Díaz, 2011. Rehabilitation and restoration: a concrete possibility to combat desertification in arid and semi-arid ecosystems of Patagonia. 4th World Conference on Ecological Restoration. Mérida, México.
- Pickett, S.T.A. & P.S. White (editors), 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. Orlando, Florida. 472 págs.
- Reichmann, L.G., G.A. Zuleta & S.B. Perelman, 2003. Floristic changes and natural habitat regeneration of semiarid shrub steppes in abandoned oil fields, Patagonia, Argentina. 15th Annual International Conference of the Society for Ecological Restoration. Austin, Texas. USA.
- Rovere, A.E. & A.C.A. Masini, 2013. Caminos teóricos, metodológicos y recorridos, para la recuperación de áreas áridas degradadas. En: Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina (Pérez D.R., Rovere A.E. y M.E. Rodríguez Araujo, Eds). Editorial Vázquez Mazzini, Neuquén, Argentina. 38 - 48 pp.
- Sade, V. 2005. Conflicto ganadero-petrolero en el Monte Austral: aspectos ecológicos y sociales. Tesis de Licenciatura. Fac. Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. 56 págs.

- Schlesinger, W.H., 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science*, 247: 1043-1048.
- Paruelo, J.M., R.A. Golluscio, E.G. Jobbágy, M. Canevari & M.R. Aguiar, 2005. Situación ambiental en la Estepa Patagónica. Págs. 303-313. En: Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Arcebi, & J. Corcuera (Eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. 587 págs.
- Tchilinguirán, P., 2002. Origen y Evolución geomórfica de los nebkhas en el Monte Patagónico, Provincia de Neuquén. *Actas del XV Congreso Geológico Argentino El Calafate*, Santa Cruz.
- Tongway, D.J. & J.A. Ludwig, 2011. *Restoring Disturbed Landscapes: putting principles into practice*. Washington, USA. Island Press. 189 págs.
- Westoby, M.B., B. Walker & I. Noy Meir, 1989. Opportunistic management for rangeland not at equilibrium. *J. Range Management*, 42: 266 - 274.
- Zuleta, G.A., 2013. Ecosystem restoration needs in Argentina. 5th World Conference on Ecological Restoration. Madison, Wisconsin, EE.UU.
- Zuleta, G.A., P. Tchilinguirian, J.S. Fuchs, A. Bustamante Leiva & C. Navarro, 2011. Ecological restoration needs in oil/gas fields of Northern Patagonia, Argentina. 4th World Conference on Ecological Restoration. Mérida, México.
- Zuleta, G.A., P. Tchilinguirian, M.L. Castro, M.E. Ciancio, A.A. Pérez, L.G. Reichmann & C. Escartín, 2012. Post-disturbance regeneration thresholds in degraded and rehabilitated semiarid shrublands of the Monte Austral (Northern Patagonia, Argentina). *EcoSummit 2012 - Ecological Sustainability: Restoring the Planet's Ecosystem Services*. Columbus, Ohio, EE.UU.



Se terminó de imprimir el 26 de noviembre de 2014 en
Inca Editorial Talleres Gráficos Cooperativa de Trabajo Ltda.
José Federico Moreno 2164/2188 - 5500 Mendoza, República Argentina.
Telefax (0261) 429 0409 - 425 9161 - E-mail: incasterio@incaeditorial.com
www.incaeditorial.com