

La teoría del pool de especies como base para las técnicas de enriquecimiento de pastizales: reporte de caso y revisión bibliográfica

Juan J. Cantero^{1,2*} y Cesar O. Núñez¹

1- Departamento Biología Agrícola, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto

2- Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, CONICET. Universidad Nacional de Córdoba.

Palabras clave

pool de especies

enriquecimiento

pastizales

Resumen. El enriquecimiento de pastizales degradados por sobrepastoreo y otras perturbaciones antrópicas es un objetivo muy importante del uso, manejo y conservación de estos sistemas de vegetación. La restauración de la composición florística de pastizales mediante la intersiembra, una técnica que consiste en reintroducir artificialmente las especies ausentes, ha sido largamente recomendada en la literatura. Sin embargo, la teoría ecológica subyacente a esta tecnología no siempre se ha hecho explícita, especialmente en aquellas intervenciones que pretenden no solo aumentar y mejorar la calidad de la oferta forrajera de los pastizales, sino también conservar al mismo tiempo el recurso florístico predominantemente nativo. El concepto de pool de especies explica los patrones de variación local de la vegetación en términos de procesos regionales, unifica los aspectos ecológico, evolutivo y de la dispersión, y permite entender las causas de los patrones de diversidad de las floras que se observan para cualquier región bajo estudio y se constituye en una base científica sólida para entender y dar sustento a las técnicas de enriquecimiento de sistemas degradados de vegetación.

Citar como: Cantero, J., Núñez, C. (2019) La teoría del pool de especies como base para las técnicas de enriquecimiento de pastizales: reporte de caso y revisión bibliográfica. *Revista Científica FAV-UNRC Ab Intus* 4 (2): 61-74

Recibido: 29/07/19 Aceptado: 01/12/19

*Autor para correspondencia: Juan J. Cantero. E-mail: juanjocantero@gmail.com, Ruta Nacional 36, Km. 601, CP 5800 Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

The species pool theory as a basis for the enrichment techniques of grasslands

Keywords

species pool
enrichment
grasslands

Abstract. The enrichment of degraded grasslands by overgrazing and other anthropogenic disturbances is a very important objective of the use, management and conservation of these vegetation systems. The restoration of the floristic composition of grasslands through intersowing, a technique that consists of artificially reintroducing the absent species, has been recommended in the literature. However, the ecological theory behind this technology has not always been made explicit, especially in those interventions that seek not only to increase and improve the quality of forage offerings in the grasslands, but also to conserve the predominantly native floristic resource at the same time. The concept of species pool explains the patterns of local vegetation variation in terms of regional processes, unifies the ecological, evolutionary and dispersion aspects, and allows understanding the causes of diversity patterns of floras that are observed for any region under study and constitutes a solid scientific basis to understand and sustain the enrichment techniques of degraded vegetation systems.

Introducción

En la búsqueda de la satisfacción de sus necesidades el hombre interactúa con la naturaleza generando diversos tipos de impacto, por lo general negativos. La vegetación es el componente que más rápidamente evidencia los impactos y la que mejor permite acciones de recuperación (Dalmasso, 2010). Al conjunto de acciones que se llevan a cabo para recuperar la cobertura vegetal de un área degradada, y por ende a una mejora del sistema natural, se la denomina *restauración ecológica* (Dalmasso, 2010).

La restauración es una herramienta fundamental para lograr la conservación de la biodiversidad, la mitigación y adaptación al cambio climático, la mejora de los servicios ambientales, la promoción del desarrollo socioeconómico sostenible y la mejora de la salud humana y el bienestar (SER, 2019).

La restauración ecológica requiere la integración del conocimiento y la práctica. La ciencia y otras formas de conocimiento son esenciales para el diseño, ejecución y seguimiento de proyectos y programas de restauración. Al mismo tiempo, las lecciones aprendidas de experiencias prácticas son esenciales para determinar y dar prioridad a las necesidades científicas del campo (SER, 2019).

La revegetación, como una forma de restauración, intenta restablecer las comunidades vegetales llevándolas a un estado lo más próximo posible al que existía previo al impacto (Bradshaw, 1997). La revegetación o enriquecimiento florístico de un sitio específico intenta cambiar la composición de la vegetación actual y orientarla hacia estados más deseables (Westoby et al., 1989).

El enriquecimiento de pastizales degradados por sobrepastoreo y otras perturbaciones antrópicas es un objetivo muy importante del uso, manejo y conservación de estos sistemas de vegetación. La restauración de la composición florística de pastizales mediante la intersemebra, una técnica que consiste en reintroducir artificialmente las especies ausentes, ha sido largamente recomendada en la literatura (Marino, 2008; Jacobo y Rodríguez, 2012). Sin embargo, la teoría ecológica subyacente a esta tecnología no siempre se ha hecho explícita, especialmente en aquellas intervenciones que pretenden no solo aumentar y mejorar la calidad de la oferta forrajera de los pastizales, sino también conservar al mismo tiempo el recurso florístico predominantemente nativo (Pensiero y Zabala, 2017).

Para que una especie de una planta (ausente) logre integrarse al sitio a restaurar, las diásporas de esa especie deben primero llegar de alguna manera al sitio degradado y luego ser capaces de generar nuevos individuos que logren, en base a sus rasgos de vida y atributos adaptativos, instalarse entre sus vecinos cercanos y regenerarse de manera exitosa en el tiempo. Algunos interrogantes inmediatos que emergen son: ¿cuáles son las especies ausentes? ¿dónde es posible encontrarlas?

Los objetivos de este trabajo son (a) aportar algunos conceptos de la diversidad vegetal asociada a la coexistencia de especies que permitan dar bases científicas a esta técnica de manejo del pastizal y (b) presentar dos casos que reflejan la aplicabilidad de tales conceptos.

Diversidad florística y pool de especies

La *diversidad florística* constituye una característica importante de los ecosistemas, tanto por sus implicancias para la conservación de las especies como por su papel en el funcionamiento de los ecosistemas. Por lo general, la diversidad vegetal incrementa la eficiencia de uso de los recursos y contribuye a estabilizar el funcionamiento de los ecosistemas frente a factores de estrés o disturbio.

Si bien una alta diversidad de la flora nativa puede ir acompañada por un incremento de especies exóticas ("paradoja de la invasión"), una reducción en la diversidad de las especies nativas puede también promover la invasión de especies exóticas. Los cambios en la diversidad de la flora nativa por efecto de perturbaciones pueden tener efectos adversos en distintos procesos: producción primaria, polinización, ciclado de nutrientes, conservación del agua, entre otros. La conservación de la biodiversidad es actualmente un gran desafío debido a las profundas modificaciones antropogénicas que se están ejecutando sobre los ecosistemas naturales a todas las escalas espaciales (Carreño-Rocabado et al., 2016).

Desde hace mucho tiempo, se reconoce que la composición y riqueza de las comunidades vegetales de una determinada región, están influenciadas por procesos evolutivos y biogeográficos que ocurren a escalas espaciales grandes y tiempos prolongados y, además, se acepta que esos procesos son los que modulan las tasas de especiación y extinción de las especies (Ricklefs, 1987).

A escala regional (1.000-10.000 km²), la flora es producto de la interacción entre la geología y el clima (disponibilidad de agua, carga anual de radiación solar, topografía y la heterogeneidad edáfica) que actúan sobre la historia evolutiva y la biogeografía (Fig. 1). La migración de plantas entre regiones distantes también contribuye en la formación de la flora de una región, tal es así que, la introducción de especies por las actividades humanas es la forma principal por la que se atraviesan las barreras geográficas.

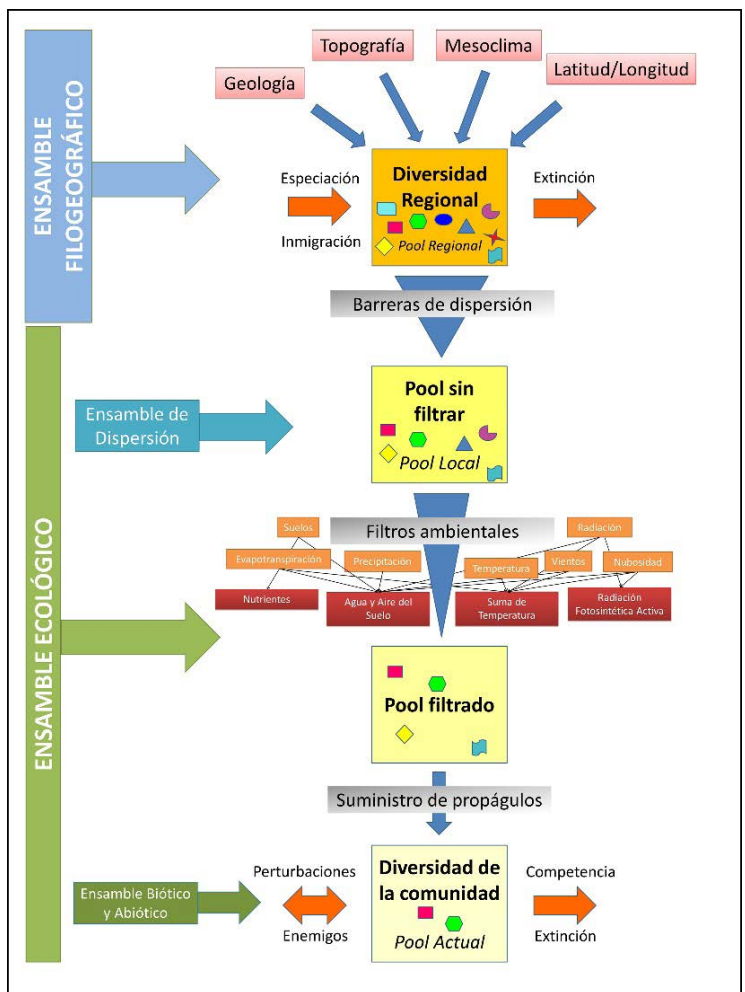


Figura 1. Relaciones jerárquicas entre la diversidad florística regional y la diversidad observada en la comunidad vegetal bajo estudio (*Adaptado de:* Zobel, 1992, 1997, 2016; Zobel et al., 1998, 2011 y Cornell y Harrison, 2014; Helm et al., 2014). En la figura, cada símbolo (rombos, cuadrados, círculos, etc.) representa a una especie o un taxón. El pool regional de especies está determinado por factores históricos (evolutivos, geológicos, biogeográficos, etc.) que controlan los procesos de especiación y extinción. La dispersión y las barreras que la impiden también influyen el pool regional, mientras que los filtros ambientales, las interacciones biológicas y las perturbaciones terminan por definir al pool actual. En el pool local están representadas las especies del pool regional que pudieron dispersarse.

El concepto de *pool de especies* intenta explicar los patrones de variación local de la vegetación en términos de procesos regionales (Zobel, 2016); unifica los aspectos ecológico, evolutivo y de la dispersión, y permite entender las causas de los patrones de diversidad de las floras que se observan para cualquier región bajo estudio (Cornell y Harrison, 2014; Zobel, 1997; Zobel et al., 1998).

Si bien el término *pool de especies* fue usado tempranamente en ecología (Looman, 1965; Patrick, 1967), la hipótesis del *pool de especies* fue propuesta por Taylor et al. en 1990. Esta hipótesis propone que el número de especies presentes de un sitio particular está determinado, principalmente, por la preponderancia que tiene ese sitio o hábitat en particular. A igualdad de otros factores, cuanto más grande sea el área local o global correspondiente a ese tipo de hábitat o sitio, mayor será su edad geológica, mayores habrán sido las oportunidades históricas para la especiación y por lo tanto, mayor podrá ser el número de especies adaptadas para ese sitio en particular (Zobel, 2016).

El *pool regional* es el conjunto de especies que crece en una región en particular y que son potencialmente capaces de vivir en un sitio que posee las condiciones ecológicas adecuadas. El *pool local* de especies es un conjunto de especies que crecen en el paisaje circundante al sitio bajo estudio y que son capaces de habitar el mismo porque posee las condiciones ecológicas adecuadas. Finalmente, el *pool actual* es definido como el conjunto de especies que están presentes en el sitio y que el ecólogo o el botánico pueden registrar en un inventario realizado a campo (Zobel, 1997) (Fig. 1).

A esta definición de pool de especies se le designa también como *pool de especies hábitat-específico*. Sin embargo, algunos autores también utilizan el término para reconocer al conjunto de especies disponibles para un área en particular, sin considerar los filtros abióticos específicos del hábitat. En ese caso, es conveniente hablar de *pool no filtrado* o simplemente *flora* para referirse a ese conjunto de especies. Siguiendo este último razonamiento, y si el hábitat bajo estudio es plenamente conocido, tanto al pool local como al pool actual se les podría considerar como *pool filtrados* (Zobel, 2016).

La habilidad de las especies para dispersarse dentro de la región y entre comunidades, y la habilidad de las especies para establecerse en una comunidad en particular, son los factores clave que establecen el nivel primario de la riqueza local de especies.

Dentro de los límites de una región, el conjunto de especies de una comunidad es el resultado del filtrado de especies de la flora regional. El filtrado se refleja a través de las limitaciones a la dispersión dentro de la región y las restricciones impuestas por el ambiente abiótico (por ej.: perturbaciones, disponibilidad de recursos, estrés ambiental, micro-ambiente térmico y lumínico) y las interacciones bióticas (por ej.: competencia, herbivoría, parasitismo), y sus influencias varían con las escalas consideradas.

Los efectos de la dispersión y la heterogeneidad de hábitats son mayores en escalas más amplias, mientras que el ambiente abiótico y las interacciones bióticas incrementan de forma progresiva su influencia hacia las escalas de mayor detalle. La dispersión ejerce su mayor influencia en las escalas por lo común asociadas a mosaicos de parches (~100 m² a 10 ha), mientras que la heterogeneidad de hábitat es más importante en parches con áreas más pequeñas (1-1.000 m²).

La composición de una comunidad depende entonces de una serie de procesos que ocurren a gran escala y a pequeña escala (Fig. 1). Los procesos de escala grande (especiación, extinción e inmigración) definen el pool regional de especies disponibles para la estructuración o ensamble de la comunidad (*ensamble filogeográfico*) y conducen a la acumulación de especies a través de un periodo que puede ser precisado, por ejemplo, a través del origen de los cuerpos de agua, del origen de la superficie terrestre o por los grandes cambios climáticos o bióticos.

Para la escala espacial más pequeña (pool actual de especies) la composición es coaccionada por la dispersión y reglas de ensamble (variables abióticas e interacciones bióticas: *ensambles abiótico y biótico*) que actúan como un conjunto de filtros anidados y a través de los cuales, las especies son tamizadas de acuerdo a su requerimiento (amplitud) de nicho. Para la escala de comunidad, esto significa que el

número y la composición de las especies que están coexistiendo dependen, primariamente, del arribo de diásporas de esas especies que son capaces de establecerse y perdurar bajo las condiciones abióticas y bióticas existentes.

Diversidad oculta y Diversidad oscura

En general, cuando estudiamos la diversidad florística de un sitio en particular focalizamos toda nuestra atención en las especies que podemos visualizar e identificar en el pool actual de especies. Se debería atender, además, a las especies que no visualizamos en el pool actual. El grupo de especies que no podemos observar (pero que están presentes en el pool actual, por ejemplo: propágulos y diásporas en el banco del suelo) constituyen la *diversidad oculta* (Pärtel et al., 2011).

La fracción ausente del pool actual, para cualquier momento de tiempo, es llamada *diversidad oscura* (Pärtel et al., 2011). La diversidad oscura está integrada por aquellas especies específicas o que pertenecen al sitio o hábitat bajo consideración, que no están actualmente en él, pero que pueden llegar al mismo en cualquier momento.

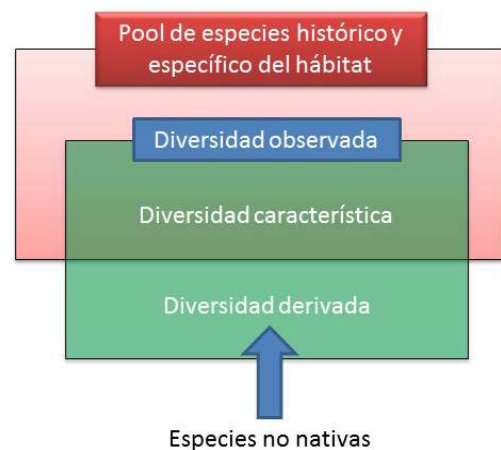
La diversidad oscura es la esencia del concepto del pool de especies: cada sitio o hábitat está fuertemente influenciado por su conjunto propio de especies. Cada pool actual tiene su propio pool regional de especies, es decir el grupo de especies que pueden potencialmente acceder y crecer en el mismo (Pärtel et al., 2011; Zobel, 2016).

Solo dos números, el número de especies actualmente presentes y el número de especies potencialmente presentes, determinan la *completitud* de una determinada comunidad o pool actual de especies (Pärtel et al., 2013). La *completitud* de una comunidad indica cuanto del pool regional de especies está expresado en la comunidad que se está estudiando y puede ser cuantificado a través de una relación logarítmica entre el número de especies actualmente presentes en una comunidad y el número de especies ausentes (diversidad oscura, Zobel, 2016).

La presencia de especies tiene solo sentido si existen ausencias (y vice versa). Ser miembro de un pool de especies demanda que exista una coincidencia entre los requerimientos de hábitat de la especie (nicho β , nicho de hábitat) y las condiciones ambientales

particulares de la comunidad (pool) local bajo estudio. Como resultado, *el pool de especies es hábitat-específico, por lo tanto, diferentes tipos de comunidades (pool actuales) dentro de una misma región poseen también diferentes pool (regionales) de especies* (Pärtel et al., 2013).

En la diversidad total observada en la comunidad bajo estudio pueden a su vez reconocerse dos componentes: la *diversidad característica* y la *diversidad derivada* (Helm et al., 2014). La *diversidad característica* consiste de aquellas especies que pertenecen a un pool regional (que es hábitat-específico) y están presentes en el hábitat particular bajo consideración (pool actual). La diversidad característica es el componente de la diversidad que mejor representa el componente natural (sin perturbaciones antrópicas) y típico mejor conocido del pool actual. Incluye a las especies nativas tanto a las raras como a las más comunes (Fig. 2). La definición del carácter “natural y típico” mencionado depende del conocimiento previo existente que se dispone de los ecosistemas de la región bajo estudio (Helm et al., 2014).



Especies nativas provenientes de diferentes pools de especies

Figura 2. *Diversidad característica y diversidad derivada* (Adaptado de: Helm et al., 2014). La *diversidad total observada* (cuadrado pequeño) consiste de ambos componentes de la diversidad: *característica* y *derivada*. La *diversidad característica* comprende a las especies que pertenecen al pool-hábitat-específico (cuadrado grande) y que se presentan comúnmente en la comunidad bajo estudio. El pool de especies histórico y específico del hábitat es un conjunto de especies que ocurren naturalmente en la región, que son capaces de dispersarse al hábitat específico bajo estudio, y que tienen determinadas historias de vida que le permiten establecerse, persistir y regenerarse bajo las condiciones ambientales imperantes y típicas del hábitat focalizado. La *diversidad derivada* es también una parte de la *diversidad total observada*, pero consiste de especies que no pertenecen al pool-específico-del hábitat de la comunidad bajo estudio; en general son plantas no-nativas o bien nativas no pertenecientes al hábitat considerado y proveniente de otros hábitats.

Un pool actual ideal debería contener solo a las especies que pertenecen a su pool- específico (regional) igualándose, en este caso hipotético, la diversidad característica con la diversidad total observada. Esta diversidad característica es la que usualmente constituye el objetivo más trascendente de cualquier programa de conservación de la biodiversidad (Ray, 1988; Cam et al., 2000).

Sin embargo, en los relevamientos de campo es frecuente registrar a especies que no son históricamente características del pool actual sino que se derivan de otros tipos de hábitats o espacios geográficos distantes (pool regionales), tanto por causas antropogénicas o cambios ambientales. Estas especies pueden constituirse en indicadores valiosos de cambios adversos en las condiciones del hábitat. A esta diversidad Helm et al. (2014) la denominan como *diversidad derivada* ya que es nueva para la comunidad bajo estudio y no pertenece al pool de especies hábitat-específico (Fig. 2).

La diversidad derivada incluye no solamente especies no nativas provenientes de otras regiones geográficas, sino también a otras especies que son nativas pero ajenas al hábitat. Estas últimas, son especies especialistas de otros tipos de hábitats (incluyendo a malezas y especies oportunistas) o especies generalistas, que son de distribución amplia pero que no han formado históricamente parte del hábitat considerado.

Hay una gran variedad de procesos que pueden conducir a la infiltración de los hábitats por especies pertenecientes a la diversidad derivada, que incluyen por ejemplo a cambios en las condiciones físico-químicas de la comunidad (Dupré et al., 2010), cambios en los regímenes históricos de perturbación (Moles et al., 2012), fluctuación en la disponibilidad de recursos (Davis et al., 2000), alteración del hábitat por especies invasoras (Vilá et al., 2011) y cambios en el paisaje circundante (Wiser y Buxton, 2008).

La diversidad derivada puede aumentar con la pérdida de especies características y una reducción en la resistencia a las invasiones (Zavaleta et al., 2010), flujo excesivo de diásporas de exóticas: presión de propágulos (Simberloff, 2009), cambio climático (Williams y Jackson, 2007; Lenoir et al., 2010) y fragmentación y pérdida de hábitat (Helm

et al., 2006). La facilitación por acción de especies ya establecidas y la promoción de nuevas relaciones bióticas pueden aumentar la susceptibilidad del hábitat a especies adicionales (Stevens y Beckage, 2009).

La mayoría de estas razones han sido promovidas por impactos adversos antrópicos durante el Antropoceno (Ellis et al., 2010). Un aumento de las especies derivadas puede indicar cambios ambientales recientes e impactos antropogénicos. El incremento de la dominancia de las especies derivadas puede inclusive conducir a un conjunto de alteraciones estructurales y funcionales en el ecosistema.

Con el incremento de la diversidad derivada, nuevos rasgos funcionales y líneas filogenéticas pueden ser introducidas a la comunidad induciendo cambios en su estructura funcional y diversidad (Mouillot et al., 2013). De esa manera, a partir de combinaciones de especies que nunca habían coexistido en forma previa, se puede originar un ecosistema novel (sensu Hobbs et al., 2009). Si en esos nuevos ecosistemas llegase a haber más especies generalistas en la diversidad derivada que en la diversidad característica, la invasión finalmente provoca una homogeneización biótica tanto a nivel local como regional (Clavel et al., 2011).

Desde una perspectiva conservacionista, el conocimiento de la identidad y efectos de las nuevas especies introducidas al ecosistema, cuantificando la diversidad derivada, puede permitir detectar alteraciones en el hábitat y facilitar el empleo de acciones de conservación cuando estas son necesarias. El componente sinantrópico ha sido reconocido en muchas floras centro europeas. A las especies nativas que se benefician de las perturbaciones antrópicas, es decir, las invasoras nativas, se las denomina Apófitas (Wittig, 2004; Sukopp, 2006). De la misma manera, se pueden reconocer especies generalistas y especialistas en base a la amplitud de su nichos; ambas a su vez influenciadas de manera posiblemente diferente por los cambios antropogénicos (Krauss et al., 2004; Devictor et al., 2008).

A manera de conclusión

La utilización de la técnica de enriquecimiento florístico de pastizales naturales degradados por perturbaciones antrópicas, con el objetivo de aumentar la riqueza específica, debería tener en cuenta al pool actual de especies del sitio focalizado (*diversidad característica*) y a su correspondiente pool hábitat-específico a escala regional. Se debe reconocer que: *diferentes tipos de comunidades (pool actuales) dentro de una misma región poseen también diferentes pool (regionales) de especies*. Ese conocimiento asegura que las especies ausentes que se seleccionen para el enriquecimiento puedan tener altas probabilidades de ser exitosas en su establecimiento en el sitio a intervenir.

Experiencias de enriquecimiento de pastizales centroargentinos aplicando la teoría del pool de especies

Se presentan, a manera de ejemplos, dos experiencias de enriquecimiento de pastizales naturales realizados en el sureste de la provincia de Córdoba (Argentina) donde se aplicaron los conceptos descriptos con anterioridad.

En base al conocimiento exhaustivo de la flora del centro de Argentina y de las relaciones vegetación-ambiente en diferentes geosistemas del centro y sur de la provincia de Córdoba (Amuchástegui *et al.*, 2003; Cantero *et al.*, 1991; Cantero y Bianco, 1985; Cantero y León. 1999; Cantero *et al.*, 2003; Cisneros *et al.*, 1997; Cisneros *et al.*, 1999; Nuñez, *et al.*, 1997) se exploraron sitios potenciales para realizar una experiencia de enriquecimiento florístico.

Para la selección de los sitios se consideró: (a) la dominancia de estructuras herbáceas de la vegetación con predominio de Poaceae (pastizales), (b) la representatividad de esos sistemas de vegetación en la región, (c) las homologías en la estructura del hábitat ocupado por esos tipos de vegetación a escala local/regional, (d) conocimiento de la historia de uso de los sistemas de vegetación y (e) conocimiento de la composición detallada del pool regional asociado a cada tipo de pool actual seleccionado (pertenencia al pool de especies hábitat-específico).

Los sitios elegidos quedaron finalmente localizados en el departamento Marcos Juárez, a 12 km. de la localidad de Arias (33°40'36''S, 062°31'11''W), en el sureste de la provincia de Córdoba, Argentina (Fig.3). Se encuentra incluida en la Ecorregión Pampa, más específicamente en lo que se conoce como Pampa Interior Plana (Brown *et al.* 2006). Esta subregión comprende el oeste de la provincia de Buenos Aires, norte y este de La Pampa, sur de Córdoba y sureste de San Luis, siendo la vegetación dominante un pastizal de gramíneas (Cantero, 1999).



Figura 1. Ubicación de la estancia Las Dos Hermanas en el centro de la República Argentina y al sureste de la provincia de Córdoba

En el centro del área de estudio se localiza el Refugio Privado de Vida Silvestre “Las Dos Hermanas” con una superficie de 1055 ha dentro del establecimiento agropecuario homónimo. Esta reserva natural es considerada como un Área Valiosa de Pastizal (AVP) que reconoce la presencia de una superficie considerable de pastizales naturales en buen estado de conservación (Bilenca y Miñarro, 2004). Conserva relictos de los pastizales naturales de la Pampa, uno de los ambientes más emblemáticos de la Argentina (Fig.4). El establecimiento agropecuario Dos Hermanas posee certificación orgánica total y se practica tanto la ganadería de pastizal como la agricultura de manera orgánica sin el uso de ningún



Figura 4. Pastizal natural pampeano del Refugio de Vida Silvestre Las Dos Hermanas (Arias, Córdoba, Argentina).

tipo de fertilizante/fumigante.

El área de estudio se encuentra situada en una llanura, sin embargo existen pequeñas diferencias en el relieve que determinan la variabilidad en el desarrollo de comunidades vegetales contrastantes en su estructura y composición florística. Los principales factores ambientales asociados a esa heterogeneidad fisonómica y florística son: i) la

dinámica -estacional- de la variación en la composición química de la solución del suelo en la capa aireada del suelo, ii) dinámica de la salinidad y profundidad de oscilación de la capa freática del suelo, y iii) la longitud de tiempo en la que el suelo permanece inundado durante la estación de lluvias (verano) (Cantero et al. 1996) (Tabla 1).

Estos paisajes hidrohalomórficos están sujetos a ciclos recurrentes de inundación-salinización que modelan los cambios de vegetación a escala local (Cantero et al. 1996). En las áreas pobremente drenadas se localizan pastizales altos (espartillares) dominados principalmente por *Sporobolus densiflorus* (espartillo) o pastizales bajos (peladares) dominados por *Distichlis spicata* (pelo de chanco) según la duración de los períodos de inundación (más de 60 días los primeros, menos de 10 días los segundos). Las posiciones topográficas más elevadas, con relieve suavemente ondulado están dominados por pastizales de *Nassella tenuissima*, *N. poeppigiana*, *N. trichotoma*, *Paspalum dilatatum*, *Bromus catharticus* var. *catharticus* and *Jarava ichu* var. *ichu*.

Se seleccionaron dos sitios contratantes en su

Variable/Comunidad	Flechillar (<i>Nassella trichotoma</i> + <i>N. tenuissima</i>) 33°42'15"S, 62° 32' 32" O		Espartillar (<i>Sporobolus densiflorus</i>) 33° 41' 51" S, 62° 31' 42" O	
	A1 (0-10 cm)	AC/Bw (30-50 cm)	A1 (0-10 cm)	Bwg (30-40 cm)
Horizonte del suelo				
Arena, %	67 ± 8	72 ± 6	47 ± 4	43 ± 10
Limo, %	17 ± 7	14 ± 5	32 ± 6	31 ± 9
Arcilla, %	16 ± 2	17 ± 1	16 ± 1	25 ± 4
CE del extracto saturado de suelo, dS.m ⁻¹	< 0,5	< 0,5	15,0 ± 10,5	12,9 ± 11,3
pH	6,9 ± 0,2	7,8 ± 0,2	8,2 ± 0,5	8,2 ± 0,7
RAS	<2	<2	52 ± 13	54 ± 4
Profundidad capa freática, cm	269 ± 49		47 ± 39	
CE de capa freática, dS.m ⁻¹	24,8 ± 1,7		16,6 ± 6,3	
Período inundación, días	0		> 60	

Tabla 1. Características de las condiciones edáficas e hidrológicas de los dos sitios estudiados. Los valores están referidos a las medias ± desviación standard (Cantero et al, 1998)

estructura de hábitat y vegetación: Lomas con flechillares y Bajos con espartillares (Tabla 1).

Se describe a continuación los principales atributos estructurales de ambos tipos de vegetación.

Flechillar (comunidad de *Nasella trichotoma*-*N. tenuissima*-*Jarava plumosa*)

Esta comunidad es la que posee mayor diversidad florística, con $S=19$. Es un pastizal bajo, cerrado con VS regular, HS regular o irregular, ($I=0-10$ cm; $II=10-25$ cm; $III=25-50$ cm). Integrado por hemicriptófitas cespitosas y escaposas con roseta, terófitas escaposas en roseta y con menor frecuencia caméfitas herbáceas y geófitas con rizoma. Dominan en forma absoluta especies de *Nasella*, *N. trichotoma*, *N. tenuissima*, con valores altos de *ca*, que definen el aspecto de los *stands*, especialmente la primera a pesar de su ausencia en el 20 % de los censos. La mayor contribución a la cobertura total de los *stands*, 85-100 %, también correspondió a estas tres especies cespitosas microtérmicas.

Los *stands* de esta comunidad representan el extremo más seco y menos salino del gradiente fitosociológico general, siendo los de mayor riqueza florística. Ocupa las posiciones topográficas más elevadas, en albardones y lomas plano-convexas arenosas que rodean fragmentariamente lagunas permanentes y antiguas cubetas de origen fluvial, con suave disipación en todas direcciones. Presentan un escurrimiento medio, y circulación mantiforme de baja salinidad hacia los sectores de media loma y bajos. Los suelos (*Haplustol* típicos y énticos) tienen sedimento franco arenoso superficial, su permeabilidad es moderadamente rápida, son bien drenados, con salinidad sólo por debajo de 1,5 m y no presentan rasgos de afectación por hidrohalomorfismo en superficie. La *capa freática* oscila por debajo de los 200 cm, su mineralogía es variable, en algunas situaciones tiene expresión la *capa freática* regional con altos niveles de mineralización ($CE=10$ mS/cm), en otros *stands* en cambio las recargas locales tienen un aspecto de dilución y su concentración salina es muy baja (3-10 mS/cm).

Espartillar (comunidad de *Sporobolus densiflorus*)

Se caracteriza por las cs altas de *Sporobolus densiflorus*, *Distichlis spicata*, y *Sarcocornia*

perennis. La cobertura oscila entre el 25 % al 100% con un promedio para los *stands* del 64 %, $S=5$. La especie dominante es *Sporobolus densiflorus* que por su porte y cobertura da el aspecto a los *stands*. Presenta una notable homogeneidad estructural ($I=0,30$ cm; $II=1,50$ cm). Sin embargo la estructura de los *stands* es bastante distinta según *Sporobolus densiflorus* se comporte como la especie dominante con valores altos de *ca*, o bien cuando su distribución es más dispersa. En el primer caso, la comunidad es muy homogénea, con una cobertura total muy alta, entre el 90 al 100 %. En las otras situaciones la matriz del *stand* es ocupada por *Distichlis spicata* con valores altos de *ca* cuando está ligada a freáticas muy salinas ($CE > 20$ mS/cm), o bien por *Eleocharis palustris*, *Eleocharis nodulosa*, *Cyperus corymbosus*, *Azolla filiculoides* y *Marsilea concinna*, si las freáticas están poco mineralizadas ($CE < 20$ mS/cm).

Es un pastizal alto, abierto o cerrado, con VS regular a irregular y HS regular. Predominan las hemicriptófitas, terófitas cespitosas y terófitas en roseta. Se encuentra ubicado en un relieve cóncavo, de escurrimiento y permeabilidad lentos, con acumulación de escurrimientos de salinidad variable. El suelo (*Natracualf* y *Duracualf* típico, desde leve a fuertemente salino hasta alcalino) es muy pobremente drenado e inundable. Sufre anegamientos prolongados por efecto de la *capa freática* que oscila alrededor de 22 cm durante la mayor parte del año, con salinidad muy variable, desde $CE < 5$ mS/cm, hasta > 25 mS/cm debido a que puede tener un origen local o regional. Están desarrollados a partir de materiales de granulometría muy contrastantes, desde franco arcillosos, hasta franco arenosos, y su génesis está gobernada principalmente por la posición en el paisaje, la que define condiciones de drenaje externo e interno extremos. Este drenaje impedido determina intensos procesos de gleización del material y puede definir la presencia de duripanes.

Exploración y selección de las especies ausentes del pool

Con el conocimiento preciso de las características estructurales de los dos sitios seleccionados, la geosistémica y la de vegetación, se procedió a la búsqueda de homologías de hábitat y a la integración de los dos pool de especies hábitat-específicos en todos los paisajes hidrohalomórficos del centro y sur

de la provincia de Córdoba. A partir de una matriz de 319 x 169 (censos x especies) y de la información geosistémica generada por Cantero et al. (1996) se procedió al tamizado de taxones según los dos tipos de hábitat ocupados. Del grupo de especies ausentes para ambos tipos de hábitats se seleccionaron dos taxones específicos del pool local para sendos tipos de hábitats: *Bromus auleticus* (cebadilla chaqueña) y *Echinochloa helodes* (pasto laguna) (Figura 5), la primera integrante de Flechillares, la segunda de Espartillares a nivel regional.

El enriquecimiento florístico

Ambas especies seleccionadas son miembros de la familia Poaceae y se consideran buenas forrajeras por su preferencia animal. Pasto laguna [*Echinochloa helodes* (Hack.) Parodi] es una planta perenne, rizomatosa, con cañas de 0,30-1,30 m de

alto, decumbentes en la base, luego erguidas. En condiciones naturales, su estrategia regenerativa más importante es la vegetativa, a partir de rizomas y de cañas que arraigan por producción de raíces adventicias en los nudos basales apoyantes en el suelo (Cantero et al., 1991).

Se coleccionaron rizomas de 100 individuos en la localidad de Olmos (33°31'0.09"S, 63° 9'22.08"O) como material para el enriquecimiento del Espartillar seleccionado (Tabla 1). La experiencia se realizó en una parcela de 1 ha donde se procedió a la plantación de los rizomas en un esquema al tresbolillo (3m x 3m). Los fragmentos uniformes de rizomas de 1 cm x 1cm se enterraron a mano entre 0-5 cm de profundidad en los espacios entre matas del espartillar. Al cabo de tres (3) años de comenzada la experiencia, el 70% de la superficie plantada con pasto laguna tuvo individuos arraigados y fructificados de esta especie.

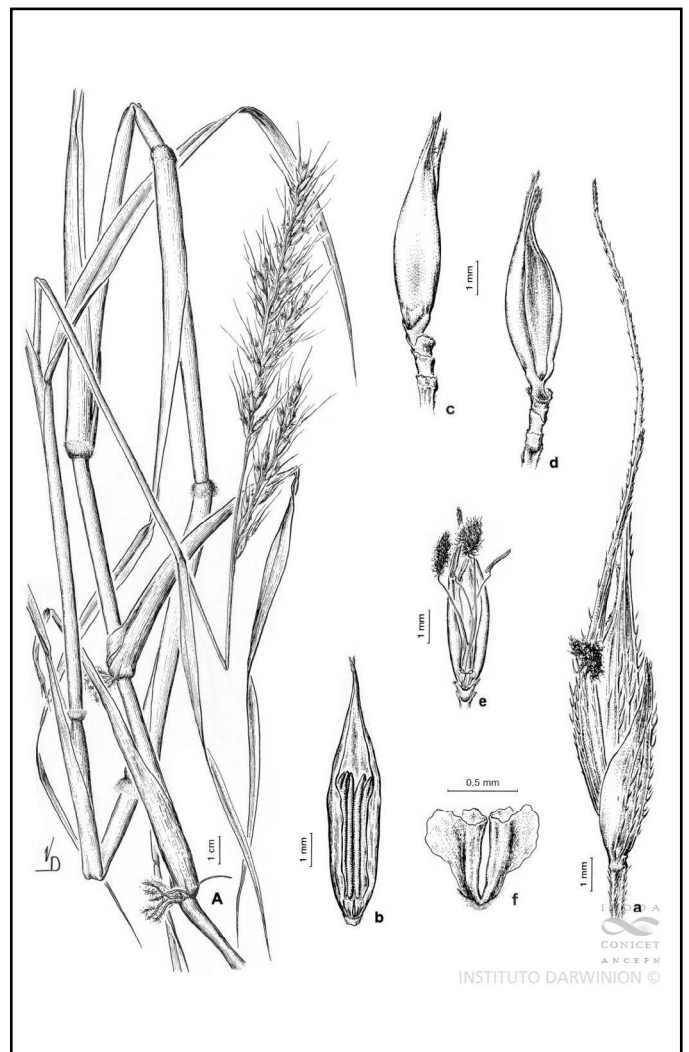
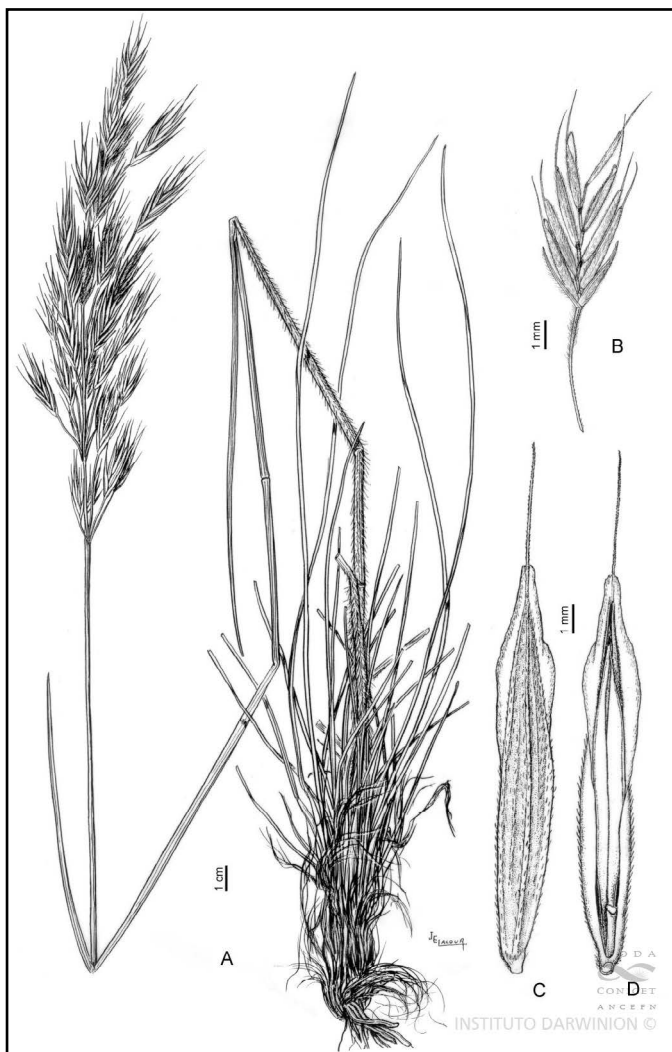


Figura 5. A, *Bromus auleticus*. B, *Echinochloa helodes*. (Tomadas de: <http://www.floraargentina.edu.ar/>).

Cebadilla chaqueña (*Bromus auleticus* Trin. ex Nees) es una planta perenne, cespitosa, con rizomas brevemente viajeros; cañas erguidas, de 40-120 cm de alto, sus innovaciones son numerosas y están cubiertas por abundantes fibras de vainas foliares secas. Su regeneración sexual es predominante en las condiciones naturales donde crece.

Se coleccionaron frutos (cariopses vestidos por glumelas) de 100 individuos en albardones aislados (islas) del mismo establecimiento Dos Hermanas (33°41'48.99"S, 62°33'40.45"O) como material para el enriquecimiento del Flechillar seleccionado (Tabla 1).

La experiencia del enriquecimiento del Flechillar se realizó en una parcela de 5 ha (figura 6). Con el material coleccionado se procedió a realizar una intersembría en otoño con una densidad de 40 kg x ha. La parcela fue posteriormente cercada y clausurada al pastoreo. Al tercer año del comienzo de la experiencia se contaron un promedio de 4 matas florecidas (cebadilla chaqueña) x m² de superficie sembrada (figuras 7 y 8).

La experiencia del enriquecimiento del Espartillar se realizó también en una parcela de 5 ha (figura 9). Con el material coleccionado (trozos de rizomas, de una longitud de 3-4 cm) se procedió a realizar una intersembría en otoño con una densidad de 100 kg x ha. La parcela fue posteriormente cercada y clausurada al pastoreo. Al tercer año del comienzo de la experiencia se contaron un promedio de 4 matas florecidas (pasto laguna) x m² de superficie sembrada (figuras 9 y 10).



Figura 7. Pastizal de *Nasella* spp. enriquecido con cebadilla chaqueña (*Bromus auleticus*) al tercer año posterior a la intersembría (Estancia Dos Hermanas, Arias, Córdoba).



Figura 8. Cebadilla chaqueña (*Bromus auleticus*): detalle (Estancia Dos Hermanas, Arias, Córdoba).



Figura 6. Pastizal de *Nasella trichotoma* spp. degradado por sobrepastoreo (Estancia Dos Hermanas, Arias, Córdoba).



Figura 9. Espartillar de *Sporobolus densiflorus* (Estancia Dos Hermanas, Arias, Córdoba).



Figura 10. Espartillar de *Sporobolus densiflorus* enriquecido con pasto laguna *Echinochloa helodes* (Estancia Dos Hermanas, Arias, Córdoba).



Figura 10. Pasto laguna (*Echinochloa helodes*): detalle (Estancia Dos Hermanas, Arias, Córdoba).

Consideraciones finales

La demostración empírica que en condiciones de campo se puede lograr un enriquecimiento florístico de un sitio específico con herbáceas perennes que se regeneran tanto en forma vegetativa (rizomas) como reproductiva (semillas), mediante la técnica de la intersiembra, abre un importante abanico de posibilidades para intentar cambiar la composición de la vegetación actual y orientarla hacia estados más deseables. Además provee a los ingenieros agrónomos y productores de una tecnología sencilla y de bajo costo que les permitirá no solo aumentar y mejorar la calidad de la oferta forrajera de los pastizales, sino también conservar al mismo tiempo el recurso florístico predominantemente nativo. Es a partir de aquí que la restauración de estos pastizales se transforma en un hecho concreto y alcanzable

convirtiéndose en una herramienta fundamental para lograr la conservación de la biodiversidad, la mejora de los servicios ambientales, y la promoción del desarrollo socioeconómico sostenible.

REFERENCIAS

- Amuchástegui, A., Cantero, J.J., Petryna, L. y C.O. Núñez. (2003). Plantas parásitas del centro de Argentina. *Acta Botanica Malacitana*. 28: 37-46.
- Bradshaw, A. D. (1997). What do we mean by restoration? In: K. M. Urbanska, N. R. Webb y P. J. Edwards (eds.), *Restoration Ecology and Sustainable Development*, pp, 8-16. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cam, E., Nichols, J.D., Sauer, J.R., Hines, J.E. y C. H. Flather. (2000). Relative species richness and community completeness: bird and urbanization in the Mid-Atlantic States. *Ecological Application* 10: 1196-1210.
- Cantero, J. J. y C.A. Bianco. (1985). Las plantas vasculares del suroeste de la Provincia de Córdoba. Parte III. Catálogo preliminar de las especies. *Revista Universidad Río Cuarto* 6 (1): 5-52.
- Cantero, J.J. y R.J.C. León. (1999). The vegetation of salt marshes in central Argentina. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 71-2: 1-40.
- Cantero, J.J., Núñez, C.O., Gaich, G. y J.M. Cisneros. (1991). *Echinochloa helodes* (Paniceae. Gramineae): Biología y regeneración vegetativa. *Revista Universidad Río Cuarto* (11) 2: 79-103.
- Cantero, J. J., Liira, J., Cisneros, J.M., González, J.G., Núñez, C.O., Petryna, L., Cholaky, C. y M. Zobel. (2003). Species richness, alien species and plant traits in central Argentine mountain grasslands. *Journal of Vegetation Science* 14: 129-136.
- Cantero, J.J., Cisneros, J.M., Zobel, M. y A. Cantero. (1998). Environmental relationships of vegetation patterns in salt marshes of central Argentina. *Folia Geobotanica y Phytotaxonomica* 33: 133-145.
- Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Díaz, S., Quétier, F., Chuvina, J. y L. Poorter. (2016). Land-use intensification effects on functional

properties in tropical plant communities. *Ecological Application* 26(1): 174-189.

Cisneros, J.M., Cantero, J.J. y A. Cantero. (1997). Relaciones entre la fluctuación del nivel freático, su salinidad y el balance hídrico en suelos salino-sódicos del centro de Argentina. *Revista Universidad Río Cuarto* 17 (1): 23-35.

Cisneros, J.M., Cantero, J.J. y A. Cantero. (1999). Vegetation, soil hydrophysical properties and grazing relationships in saline-sodic soils of central Argentina. *Canadian Journal of Soil Science* 79:399-409.

Clavel, J., Julliard, R. y V. Devictor. (2011). Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 222-228.

Cornell, H.V. y S. P. Harrison. (2014). What Are Species Pools and When Are They Important? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45:45-67.

Dalmaso, A. (2010). Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. *Boletín Sociedad Argentina de Botánica* 45 (1-2): 149-171.

Davis, M.A., Grime, J.P. y K. Thompson. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88:528-534.

Devictor, V., Julliard, R. y F. Jiguet. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117:507-514.

Dupré, C., Stevens, C.J., Ranke, T., Bleeker, A., Peppler Lis-bach, C., Gowing, D.J.G., Dise, N.B., Dorland, E., Bobbink, R. y M. Diekmann. (2010). Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology* 16:344-357.

Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D. y N. Ramankutty. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography* 19:589-606.

Helm, A., Zobel, M., Moles, A., Szava-Kovats, R. y M. Pärtel. (2014). Characteristic and derived diversity: implementing the species pool concept to quantify

conservation condition of habitats. *Diversity and Distribution* 21(6): 711-721.

Hobbs, R.J., Higgs, E., y J. A. Harris. (2009) Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24(11):599-605.

Jacobo, E. y A. M. Rodríguez. (2012). Manejo de pastizales naturales para una ganadería sustentable en la pampa deprimida: buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal: kit de extensión para las pampas y campos/coordinado por Fernando O. Miñarro y Pablo Preliasco. - 1a ed. - Buenos Aires: Fund. Vida Silvestre Argentina; Aves Argentinas.

Krauss, J., Klein, A.M., Steffan-Dewenter, I. y T. Tscharntke. (2004). Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation* 13:1427-1439.

Lenoir, J., G'égout, J.C., Dupouey, J.L., Bert, D. y J.C. Svenning. (2010). Forest plant community changes during 1989-2007 in response to climate warming in the Jura Mountains (France and Switzerland). *Journal of Vegetation Science* 21:949-964.

Looman, J. (1965). Theoretical considerations of the plant association. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 13:120-128.

Mahood, K. (2003). Strip mining rehabilitation by translocation in arid coastal Namaqualand, South Africa. M.Sc. Tesis University of Stellenbosch, Stellenbosch.

Marino, G.D. (2008). Buenas prácticas ganaderas para conservar la vida silvestre de las pampas: una guía para optimizar la producción y conservar la biodiversidad de los pastizales de la Bahía Samborombón y la Cuenca del Río Salado. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires. Coeditado con la Fundación Vida Silvestre Argentina y BirdLife International.

Moles, A.T., Flores-Moreno, H. y S.P. Bonser. (2012). Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of Ecology* 100:116-127.

Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. y D.R. Bellwood. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28:167-177.

- Núñez, C.O., Cantero, J.J. y L. Petryna. (1998). Los hidrófitos del sur de la provincia de Córdoba. *Revista Universidad Río Cuarto* 18 (1): 37-82.
- Pärtel, M., Szava-Kovats, R. y M. Zobel. (2011). Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology & Evolution* 26:124-128.
- Pärtel, M., Szava-Kovats, R. y M. Zobel. (2013). Community completeness: linking local and dark diversity within the species pool concept. *Folia Geobotanica* 48: 307-317.
- Patrick, R. (1967). Effect of invasion rate, species pool and size of area on structure of diatom community. *Proceedings of the National Academy of Sciences United States of America* 58:1335-1342.
- Pensiero, J. y J.M. Zabala. (2017). Recursos fitogenéticos forrajeros Nativos y naturalizados para los Bajos Submeridionales: prospección y priorización de especies para planes de introducción a cultivo. *Revista Facultad de Agronomía y Veterinaria, Ciencias Agrarias* 16 (1):1666-7719.
- Ray, G.C. (1988). Ecological diversity in coastal zones and oceans. Pp. 36-50. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC.
- Ricklefs, R. (1987). Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167-171.
- SER, Society for ecological restoration. (2019). <https://www.ser.org/page/MissionandVision>, accedido 05/06/2019.
- Simberloff, D. (2009). The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 81-102.
- Stevens, J.T. y B. Beckage. (2009). Fire feedbacks facilitate invasion of pine savannas by Brazilian pepper (*Schinus terebinthifolius*). *New Phytologist* 184:365-375.
- Sukopp, H. (2006). Apophytes in the flora of Central Europe. *Polish Botanical Studies* 22, 473-485.
- Taylor, D.R., Aarssen, L.W. y C. Loehle. (1990). On the relationship between r/K selection and environmental carrying capacity: a new habitat templet for plant life history strategies. *Oikos* 58: 239-250.
- Vilá, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., JaroVsík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. y V. Pysek. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecological Letters* 14:702-708.
- Williams, J.W. y S.T. Jackson. (2007). Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 475-482.
- Wiser, S.K. y R.P. Buxton. (2009). Montane outcrop vegetation of Banks Peninsula, South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 33 (2): 164-176.
- Wittig, R. (2004). The origin and development of the urban flora of Central Europe. *Urban Ecosystems* 7: 323-329.
- Zavaleta, E.S., Pasari, J.R., Hulvey, K.B. y G. D. Tilman. (2010). Sustaining multiple ecosystem functions in grassland communities requires higher biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences United States of America* 107: 1443-1446.
- Zobel, M. (1992). Plant species coexistence – the role of historical, evolutionary and ecological factors. *Oikos* 65: 314-320.
- Zobel, M. (1997). The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution* 12: 266-269.
- Zobel M. (2016). The species pool concept as a framework for studying patterns of plant diversity. *Journal of Vegetation Science* 27: 8-18.
- Zobel, M., Van Der Maarel, E. y C. Dupré. (1998). Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science* 1: 55-66.
- Zobel, M., Otto, R., Laanisto, L., Naranjo-Cigala, A., Pärtel, M. y J.M. Fernandez-Palacios. (2011). The formation of species pools: historical habitat abundance affects current local diversity. *Global Ecological Biogeography* 20: 251-259.