

El impacto del pastoreo en pastizales higo-halófilos (Argentina central) creció con diferencias entre humedales asociadas a factores locales y del paisaje.

Mirta Menghi*, Cecilia Molina y Leonardo Aimar

Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables (CERNAR), Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, CONICET. *Autor de correspondencia: MMenghi: mmenghi@efn.uncor.edu

RESUMEN

El impacto del pastoreo en el pastizal nativo remanente en el SE de Córdoba (Argentina central) tendría relación con factores físicos propios y externos al humedal y con la intensificación del uso en el paisaje. Entre 2008 y 2009 se analizó la composición florística y fisonomía de la comunidad en relación al relieve de 20 humedales y épocas del año a partir de un muestreo sistemático al azar (N = 600 parcelas de 0,25 m²), y el patrón espacial de su área de cobertura en el paisaje en un área de 4500 km² (Im. Landsat). Mediante análisis descriptivos y multivariados se detectaron tendencias principales de variación y la correspondencia entre escalas de análisis. Con un 65% de consenso emerge el dominio de áreas con pastos perennes estivales de baja calidad, con abundancia de *Distichlis spicata* (L.) Greene y suelo expuesto. El área de pastizales con especies invernales preferidas como *Poa ligularis* Nees. y *Hordeum stenostachys* Godr., y/o con diversidad de comunidades, es menor. Ese patrón se relacionó (P < 0,05) con factores físicos del humedal y del paisaje en interacción compleja con el uso. El pastoreo emerge como un factor modelador secundario que al mismo tiempo sería clave para la sustentabilidad de estos pastizales. Con respecto a referencias previas creció su impacto negativo, y aparece acentuado en el pastizal de humedales aislados incluidos en zonas elevadas de la pampa con suelo más apto para agricultura para cosecha. El pastizal de humedales conectados por cursos permanentes incluidos en la pampa anegadiza está relativamente mejor conservado.

Palabras clave: humedal, vegetación higo-halófila, patrón espacial, diversidad, fisonomía, relieve, uso del suelo.

ABSTRACT

The livestock grazing impact on native grasslands at SE Córdoba (central Argentina) would be related to both intrinsic and extrinsic wetland factors as well as to recent land-use intensification in the landscape. Floristic and physiognomy variables were recorded through a systematic random sampling related to relief and the year seasons (2008 - 2009) (20 wetlands, N = 600 plots of 0, 25 m²). At the same time, the spatial pattern on a landscape scale (4500 km²) was described based on satellite imagery. Descriptive and multivariate analysis to detect the main variation trends and the correspondence between both the local and landscape patterns were performed. With 65% of consensus both analysis showed predominance of perennial grasslands mainly made of summer species of poor forage quality like *Distichlis spicata* (L.) Greene. On the contrary, winter and favorite native species, like *Poa ligularis* Nees. and *Hordeum stenostachys* Godr., as well as grassland areas with communities variety, both appeared reduced. These trends have shown significant relationship (P < 0, 05) with physical and land-use factors suggesting complex interaction. Grazing arises as a secondary modeling factor and at the same time a key one to preserve these grasslands. The grazing impact would have increased with respect to previous references in the area accentuated at isolated wetlands included in the elevated plain with fertile soil. Comparatively, the grasslands at connected wetlands included in the flooding plain would have been less disturbed.

Key words: inland wetland, halophilous vegetation, spatial pattern, diversity, physiognomy, relief, land-use.

INTRODUCCIÓN

La retracción de áreas naturales a causa de la expansión de la agricultura se intensificó en la última centuria promovida, entre otros aspectos, por avances tecnológicos que superan en forma creciente límites de la naturaleza y por el estímulo permanente de políticas de mercado. El bosque y pastizal nativo son los biomas más afectados a

nivel mundial (Hannah et al., 1995) siendo el último el más amenazado en gran parte de la región templada de América del Sur (Bilenca y Miñarro, 2004). En el proceso de sustitución de la vegetación nativa, a gran escala el clima es un regulador importante de cambios, mientras que a menor escala lo son el relieve, la textura y drenaje del suelo (Viglizzo et al., 1997, Viglizzo

et al., 2001, Paruelo et al. 2006, Baldi et al., 2006, Baldi y Paruelo, 2008).

En el escenario actual de la llanura pampeana argentina el pastizal nativo está reducido a islas con suelos no aptos para agricultura, incluido en una matriz cultivada más o menos uniforme. El remanente en el área estudiada (SE Córdoba, Argentina central) se restringe prácticamente a pastizales higróhalófilos ribereños transicionales entre sistemas acuáticos y bajo uso agrícola-ganadero con los que mantiene fronteras cada vez más abruptas por expansión del cultivo para cosecha (Reboratti 2006; Baldi y Paruelo, 2008; Ghida-Daza y Sánchez, 2009). En esa configuración espacial se espera que crezca la presión del uso sobre los humedales por aporte de sedimentos, contaminantes (Lenat y Crawford, 1994; Houlahan y Findlay, 2004; Lovett et al., 2004; Lee et al., 2009) y por desplazamiento de ganado desde partes altas, así como sobre la dinámica en la frontera y/o por interacción de procesos a distintas escalas espaciales (Wiens, 1989; Hansen y Di Castri, 1992; Wu, 1999; Wiens et al., 2002; Peters et al., 2006; Wiens 2009). No se conocen estudios en la zona que consideren, con ese enfoque y escala, cuál es el impacto de la intensificación reciente del uso en estos pastizales.

Primeros análisis puntuales e intensivos en el área de estudio (Menghi et al., 1998; 2000; Menghi, 2000; Menghi et al., 2000; Menghi et al., 2001; Menghi y Herrera 2001), constituyen referencias únicas de la respuesta del pastizal en estudio a la exclusión o al pastoreo del ganado cuando la ganadería se sustentaba en pasturas implantadas y uso ocasional del humedal. Esos resultados muestran dos estados deseables con fines de conservación de la diversidad florística y funcional el primer caso, o para optimizar la producción de forraje para el ganado el segundo. La continuidad del pastoreo bajo las condiciones de uso vigente, en cambio, tiene evidencias de alteración de la composición y funcionamiento de la comunidad vegetal (Molina, 2011) con variación espacial en el paisaje que estaría relacionada tanto a características locales del humedal como del relieve y fertilidad del suelo en la matriz que lo comprende (Aimar et al. 2010; Giovanola, 2012). Por su parte, la ausencia continuada de ganado en la Reserva Natural, situación sin réplica en la región, estaría poniendo

en riesgo la sustentabilidad del pastizal y de la biodiversidad nativa del humedal.

En este trabajo se analiza el pastizal higróhalófilo bajo el pastoreo practicado en la región a partir de variables fisonómicas y florísticas siguiendo el gradiente hidro-topográfico a escala de humedal, y del patrón espacial de su área de cobertura en el paisaje. Se analiza el grado de consenso entre tendencias detectadas con cada enfoque y escala, se explora su relación con variables del medio físico y se discuten efectos del pastoreo. Con este último fin se consideran resultados del presente análisis y de estudios previos en la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizó un área aproximada de 4500 km² de Argentina central (Fig. 1 A) de relieve ondulado con disminución de la fertilidad y drenaje del suelo desde el NE hacia el SW en la pampa anegadiza (Gorgas y Tassile, 2003), en donde aumenta la presencia de humedales. Estos últimos difieren en su forma, área y conectividad hídrica superficial y tienen en común lagunas someras de hidro-período naturalmente regulado por el clima. El clima, apto para especies estivales e invernales e impredecible en la ocurrencia de heladas y de la precipitación pluvial, se caracterizó entre 2008 y 2009 por ser menos lluvioso (662 mm) y por una distribución atípica de las lluvias respecto al patrón más frecuente en los últimos 15 años (Aimar et al., 2010). La vegetación higróhalófila varía en composición y fisonomía con la salinidad y humedad del suelo desde zonas altas a intermedias por mayor frecuencia de *Poa* spp, *H. stenostachys*, *Cynodon dactylon* L., o de *Distichlis* spp., *Paspalum vaginatum* Sw, *Juncus acutus* L., respectivamente, y en aquellas con mayor influencia hídrica presenta una playa de barro y sal con escasa vegetación, o cobertura densa de hidrófitas emergentes (ej. *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz y R. Keller, *Typha latifolia* L., *S. californicus* (S.A. Meyer) Soják, *Eleocharis* spp.). La mayor parte de las especies es perenne y geófito, pero difiere en la época de producción, la calidad y palatabilidad, por lo que la oferta de forraje puede ser variada y prolongada en el año. El patrón espacial-temporal descrito fue particularmente evidente al excluir el ganado

durante los primeros años que siguieron a la creación de la Reserva Provincial de Fauna laguna La Felipa (Menghi et al., 1998; Menghi, 2000). El uso temporal y ocasional del humedal pasó en los últimos años a uno con mayor

número y permanencia de ganado, que suele incluir drenaje y derivación de agua de la laguna con fines de riego y para aumentar el área de pastoreo.

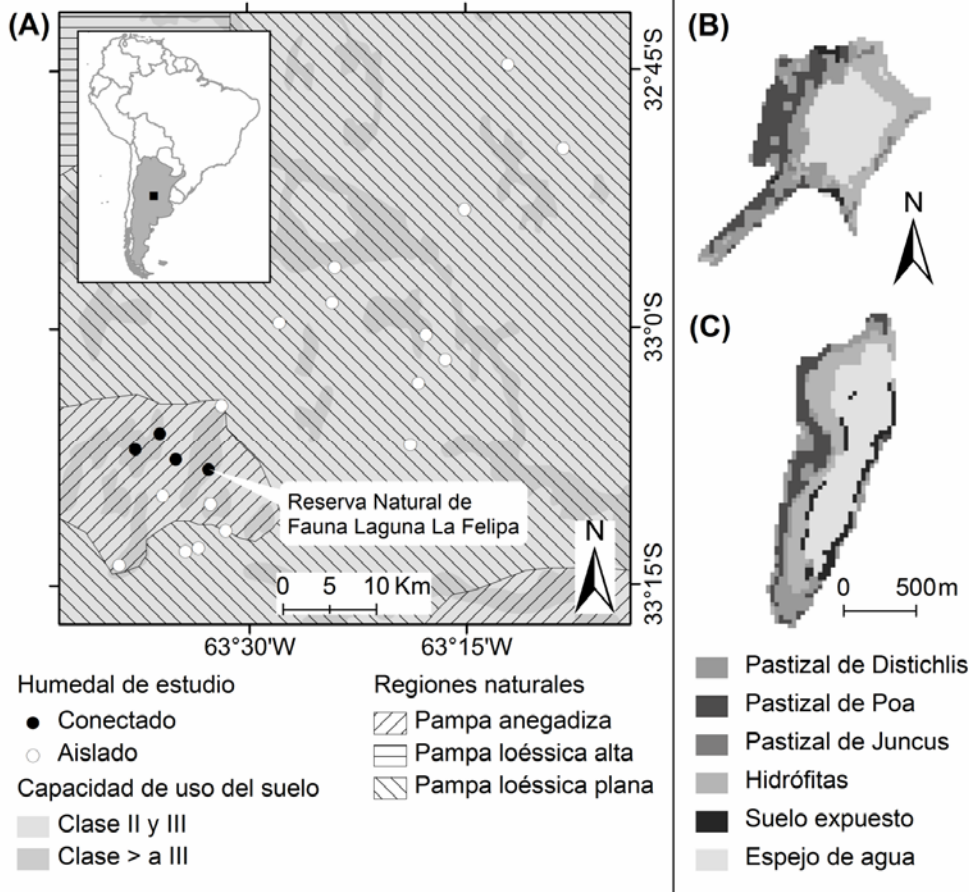


Fig. 1: Localización del área y humedales analizados. Se delimitan zonas según el relieve y capacidad de uso del suelo (A). Patrón espacial del pastizal frecuente en humedales aislados y de forma sub-circular (B) o en aquellos con forma alargada y conectados por un curso de agua (C).

Muestreo y procesamiento de datos: En 20 humedales (Fig. 1A) sin obras de regulación hídrica (drenaje, canalización), en los picos de producción invernal (agosto/2008) y estival (febrero/2009), se analizaron 15 parcelas de 0,25 m² distribuidas en zonas alta, media y baja del gradiente topográfico (N=600). Se estimó el porcentaje de la cobertura total y en pie de la comunidad, del mantillo y suelo descubierto. Para cada especie se midió la altura, se estimó su abundancia-cobertura total (sensu Braun-Blanquet, 1979) y la correspondiente al estado predominante de su biomasa en pie según la condición verde (Ve) o seco (Se); se registraron además especies presentes en el área fuera de las parcelas. A fin de estimar la presencia actual

de ganado en estos humedales, se contabilizó el número de heces bovinas dentro de cinco unidades de 100 m² distribuidas igualmente al azar; el extenso lapso con sequía y las escasas precipitaciones durante el estudio determinó la persistencia de las mismas y favoreció este registro.

Se confeccionó una tabla del total de especies por observaciones realizadas durante las dos estaciones de muestreo (N=600), asignando el centro de clase del rango de abundancia-cobertura como valor de importancia (pi) de cada especie y de la cobertura del estado (Ve, Se) predominante de la biomasa en pie. Se calcularon índices de diversidad de Shannon & Wiener ($H' = -\sum (pi \ln pi)$) y de equitatividad de Pielou ($J' = H'$

(In S)-1) a partir de datos de las parcelas, y la riqueza (S) considerando todas las especies registradas (Magurran, 1988). Para cada variable específica y de la comunidad se calculó el promedio y desvío considerando la matriz total (N=600), sub-matrices de los 20 humedales analizados en cada estación (n=300) y del total de parcelas de cada gradiente topográfico (n=15). El análisis de las diferencias entre las situaciones de interés (sectores del gradiente topográfico, estaciones del año) se realizó con el test no paramétrico de Kruskal–Wallis del programa Infostat (Di Rienzo et al., 2011). La variación florística se determinó a partir de un índice de importancia relativa de cada especie (i), $IRi = ((Ci Ct-1) (Fi Ft-1))$ que considera su cobertura (Ci Ct-1) y frecuencia (Fi Ft-1) en relación al valor total (t), de análisis multivariado (Análisis de Componentes Principales). Se analizó además la cobertura y riqueza florística de 10 grupos funcionales organizados en cinco características: utilización por el ganado (consumida/ no consumida), lo que incluyó a las deseadas y de palatabilidad intermedia en el primer grupo e indeseadas en el segundo (Cantero et al., 1996); ciclo de vida (anual, perenne); actividad productiva (estival, invernal); tolerancia a la salinidad (halófito obligada, facultativa) y condición de nativa o exótica (Zuloaga et al., 1994).

A fin de captar efectos más específicos del pastoreo, el análisis del patrón del paisaje se enfocó en el área de cobertura del pastizal de la zona media y alta del gradiente topográfico que es la más visitada por el ganado y la menos expuesta a inundación. Se trabajó sobre una imagen Landsat 5 TM (path /row 228/083) del 25 de febrero de 2009 con ajuste geométrico a partir de 30 puntos, principalmente de cruces de caminos obtenidos con un sistema de posicionamiento global. Luego la imagen fue remuestreada por el método del vecino más próximo, con un polinomio de transformación de primer grado y error medio cuadrático inferior a 212 un pixel ($\leq 0,5$), y proyectada a UTM (zona 20 Sur) con datum WGS84 y resolución espacial de 30 m. Para la corrección radiométrica los valores de nivel digital de los pixeles se transformaron a los de reflectancia aparente o exoatmosférica (Chander y Markham, 2003).

Inicialmente se elaboraron mapas vectoriales de los humedales en base a imágenes de alta resolución espacial (CBERS-2B HRC - x 2.7 m) de 2008 y 2009 del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais de Brasil. Posteriormente, esos vectores se transformaron a formato raster y se utilizaron como máscara en la imagen Landsat para activar los pixeles del humedal y excluir el área circundante. Mediante clasificación supervisada con el algoritmo "maximum likelihood" se identificaron seis coberturas (pastizales de *Poa*, de *Distichlis*, de *Juncus*, espejo de agua, área peri-lacunar con hidrófitas o con suelo descubierto), y con otra máscara se excluyó a las tres últimas mencionadas, localizadas en el nivel inferior del gradiente topográfico. Este proceso se apoyó en un mínimo de 50 pixeles de cada clase de cobertura que tuvieron control de terreno y la precisión de la clasificación se analizó mediante el estadístico Kappa (Congalton, 1991). La clasificación, elaboración y edición de mapas se basó en el programa Envi 3.5 (Instituto Gulich/ CONAE-UNC).

A partir del mapa de cobertura de cada tipo de pastizal se calculó el área total y media, el número y densidad de parches utilizando el programa (Fragstats 3.3) (McGarigal et al., 2002), y los valores correspondientes se expresaron como porcentaje de cobertura y densidad de parches (DP) respectivamente, a fin de comparar humedales de superficie diferente. Se calcularon además el índice de parche mayor (IPM) y el índice de diversidad de Shannon (IDS) del mosaico. Con esas variables se describió el patrón espacial del paisaje y previa transformación ($\log_{10}(x+1)$) y estandarización de sus valores, se analizó con ACP si las mismas presentan alguna tendencia de variación dentro de la región.

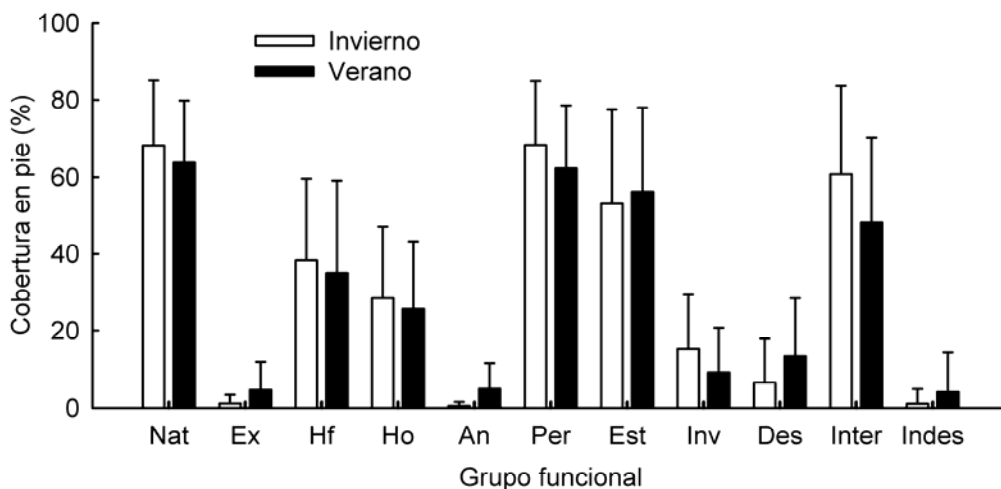
Por análisis de Procrustes Generalizado (APG) se cuantificó el consenso entre la configuración espacial de humedales obtenida de ACP a datos fisonómico-florísticos obtenidos en el terreno y la resultante de analizar variables del paisaje de las coberturas. Mediante pasos iterativos de rotación, traslación y escalamiento de los datos este método busca armonizar la configuración espacial de las unidades de observación (humedales) obtenida de las dos ordenaciones, manteniendo la distancia de las mismas y

minimizando la suma de cuadrados entre puntos análogos y su centroide, y calcula el porcentaje de coincidencia, el cual no implica, necesariamente, relación causa-efecto (Balzarini et al., 2008; Matteucci y Pla, 2010). Este análisis se basó en la altura; cobertura en pie (Cp), del mantillo (Cm); del suelo expuesto (SE); la riqueza (S) e índice de Shannon (H') de cada comunidad vegetal medidos en los sectores medio y alto del gradiente. Las variables a la escala de paisaje fueron el índice de Shannon (H') del mosaico basado en la variedad de coberturas del pastizal (IDH), el % de cobertura (% cob), el índice de parche mayor (IPM) y la densidad de parches m⁻² (DP) de cada clase. Todas las variables fueron log- transformadas (log₁₀(x+1)) y estandarizadas previo al análisis multivariado, y el análisis de PG se aplicó a los tres primeros componentes principales de cada ACP. Para interpretar las tendencias se realizaron análisis de correlación (Pearson) entre valores de las variables y de los ejes del PG, y de la varianza no paramétrico (Kruskal-Wallis) en relación al área y conectividad hídrica del humedal, al relieve y capacidad de uso del suelo de su entorno local-regional (Fig. 1A).

RESULTADOS

Caracterización fisonómico-florística: Más del 80% de la cobertura del suelo está representada por pastizales de plantas graminiformes con

dominio de especies nativas, perennes, estivales, tolerantes a la salinidad y de palatabilidad intermedia a baja; las hierbas exóticas representan una cobertura menor (Fig. 2). Respecto a esas variables la condición general de la comunidad del pastizal en la región es similar a la detectada en un diagnóstico previo (Menghi et al., 1998; 2000; (Menghi y Herrera, 2001) aunque comparativamente ahora está acompañada de menor diversidad florística (H') (de 1,12 bits a 0,59±0,12 bits), mayor importancia relativa (IR) (Tabla 1) de *D. spicata*, especie estival de bajo consumo y calidad (de 151 a 299) y disminución de la correspondiente a especies invernales preferidas por el ganado, como *P. ligularis* (de 49 a 7,57) y *H. stenostachys* (de 199,1 a 0,40), las cuales pasaron de ser componente secundario común y abundante a otro raro y muy escaso respectivamente. El análisis actual aporta, además, información sobre diferencias estacionales en el SE (de 12,47%±15,26 a 6,57%±8,94), biomasa seca (de 59,60%±21,83 a 1,97%±5,06) y número de heces m⁻² (de 1,60±1,77 a 0,90±0,99) mayores (P < 0,05) en el invierno con respecto al verano, y una tendencia inversa en parámetros de diversidad (S 70 a 37 spp ; H' de 0,64±0,11 a 0,53±0,16; J' de 0,68±0,11 a 0,6±0,10), que podrían tener relación con el estrés climático y con la presión de pastoreo, ambos mayores en dicha estación.



Nat: nativa, Ex: exótica, Hf: halófito facultativa, Ho: halófito obligada, An: anual, Per: perenne, Est: estival, Inv: invernal, Des: deseada, Inter: palatabilidad intermedia, Indes: indeseada. Barras representan la desviación estándar (n = 20).

Fig. 2: Cobertura actual de grupos funcionales de especies en zonas medias y altas del gradiente topográfico del humedal relativa al período invernal y estival (Argentina central).

Tabla 1. Lista de las especies más abundantes en el área analizada (Argentina central) de acuerdo al índice de importancia relativa (IR).

Especie	IR	Ciclo	Halofilia	Nativa
<i>Distichlis spicata</i> (L.) Greene	258.5	Per	Ho	si
<i>Cynodon dactylon</i> L.	236.12	Per	Hf	no
<i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R.Keller	111.56	Per	Ho	si
<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	67.21	Per	Ho	si
<i>Typha latifolia</i> L.	22.81	Per	Hf	si
<i>Chenopodium macrospernum</i> Hook.	8.13	An	Hf	si
<i>Poa ligularis</i> Nees ex Steud.	7.57	Per	Hf	si
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A.Meyer) Soják	5.78	Per	Ho	si
<i>Muhlenbergia asperifolia</i> (Nees & Meyen ex Trin.) Parodi	5.77	Per	Ho	si
<i>Nitrophila australis</i> Chodat & Wilczek	4.4	Per	Ho	si
<i>Sarcocornia ambigua</i> (Michx.) M.A. Alonso & M.B. Crespo	3.84	Per	Ho	si
<i>Halerpestes cymbalaria</i> (Pursh) Greene	3.46	Per	Hf	si
<i>Eleocharis macrostachya</i> Britton	2.9	Per	Hf	si
<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L.	2.67	Per	Ho	no
<i>Symphyotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L.Nesom	2.12	An	Ho	si
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	1.88	Per	Hf	si
<i>Heliotropium curasavicum</i> L.	1.51	Per	Ho	si
<i>Baccharis juncea</i> (Lehm.) Desf.	1.16	Per	Ho	si
<i>Distichlis scoparia</i> (Kunth) Arechav.	1.14	Per	Ho	si
<i>Spergula ramosa</i> (Cambress.) D.Dietr.	1.12	Per	Ho	si
<i>Chloris halophila</i> Parodi	0.94	Per	Ho	si
<i>Lolium perenne</i> L.	0.91	Per	Hf	no
<i>Polygonum aviculare</i> L.	0.56	An	Ho	no
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	0.53	An	Hf	si
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	0.46	An	Hf	-

IR: índice de importancia relativa, Per: perenne, An: anual, Hf: Halófito facultativa, Ho: Halófito obligada. La nomenclatura sigue a Zuloaga et al. (1994).

De 72 especies registradas el 48% presenta frecuencia menor al 3% explicada en parte por su presencia exclusiva en humedales con lagunas aisladas (29 spp) o en aquellos conectados por cursos permanentes (9 spp). El resto de las especies representó el 48,36% de la cobertura del pastizal, y su frecuencia oscila entre 21% y 92%. El análisis multivariado (Fig. 3) destaca una diferencia florística principal (CP 1, 30,5%) entre un grupo compacto de comunidades dominadas por pocas especies hidrófitas (*T. latifolia* y *S. californicus*) y otro opuesto más disperso con mayor variedad de especies y dominio de unas pocas que, de acuerdo a la matriz de datos, comprende mezcla de

observaciones de zonas intermedias y altas. El segundo componente (CP 2, 25,70%) recoge la variabilidad del último grupo que tiene en común a especies de amplia distribución como *C. dactylon* y *D. spicata* (Tabla 1) pero con diferente abundancia entre sectores y/o humedales, y la presencia y abundancia más generalizada de *S. americanus*, cuyos individuos estuvieron en estado seco o muerto en pie en el 85% de los casos. El gradiente hidro-topográfico explicaría la tendencia principal de variación entre zonas bajas (con inundación permanente y profunda) y las intermedias y altas (con inundación somera y ocasional), y el pastoreo regularía la composición y variabilidad espacial en las últimas.

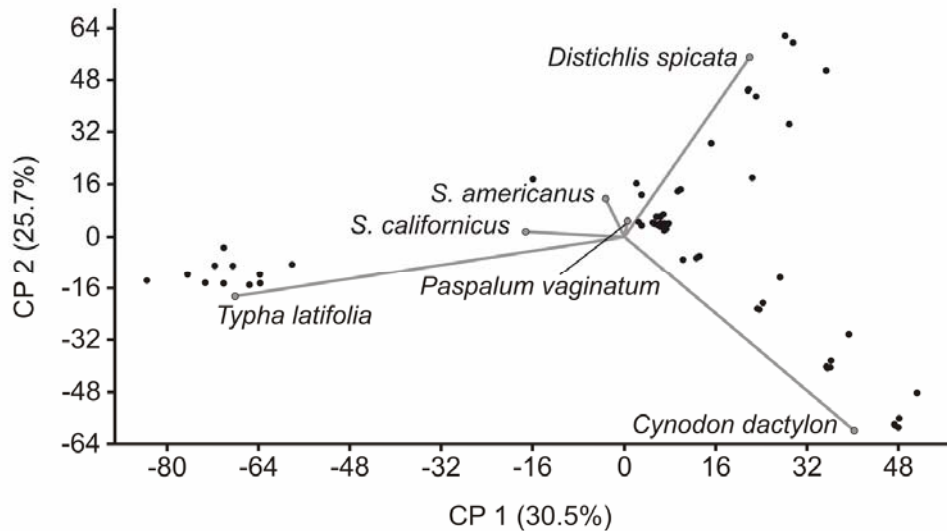


Fig. 3: Principales tendencias de variación florística de pastizales higro-halófilos en relación a los sectores alto, medio y bajo del gradiente hidrotopográfico del humedal (Argentina central).

Tabla 2. Patrón espacial de comunidades de pastizales higro-halófilos predominantes en zonas medias y altas del gradiente topográfico del humedal (Argentina central)

Clase		Cobertura (% del mosaico)	Parches (N° 100 ha ⁻¹)	Índice de parche mayor (% del mosaico)
Pastizal de <i>Distichlis</i>	media	67.95	36.13	38.67
	mín. - máx.	52.45 - 85.6	12.06 - 90.09	18.28 - 77.03
	CV	14.01	61.74	42.30
Pastizal de <i>Poa</i>	media	25.41	20.58	13.66
	mín. - máx.	10.13 - 46.4	11.04 - 60.06	1.72 - 40.47
	CV	41.43	54.90	85.45
Pastizal de <i>Juncus</i>	media	6.64	9.53	3.75
	mín. - máx.	0 - 36.11	0 - 31.75	0 - 24.6
	CV	129.12	78.47	166.90

CV: coeficiente de variación

Patrón espacial del pastizal a escala de paisaje: El área del pastizal está repartida en numerosos fragmentos concéntricos a la laguna, es de mayor superficie en humedales conectados y distribución más simétrica en aquellos aislados (Fig. 1B, C). Los pastizales de *D. spicata* y los de *Poa* son elementos comunes de zonas intermedias y altas del gradiente topográfico de todos los humedales con dominio generalizado del área relativa al primer tipo, y menor número, densidad de parches y mayor variabilidad entre humedales del segundo. El pastizal de *Juncus* tuvo la menor área y la presencia más errática (Tabla 2). En relación a estas variables del pastizal los humedales se distinguieron prioritariamente (ACP 1, 38,1%) por el mayor % de cobertura de pastizal de *Poa* ($r = -0.796$; $P < 0.001$) o de pastizal de *Juncus* ($\%jun r = 0.947$,

$IPMjun r = 0.887$; $P < 0.001$), lo cual se asocia a un gradiente de humedad edáfica creciente donde abunda el último. En forma secundaria (ACP 2, 27,8%) se separaron humedales con mayor diversidad de comunidades en el mosaico ($IDS r = -0.872$; $P < 0.001$) de los que presentan dominio de cobertura del pastizal de *Distichlis* ($\%dis r = 0.938$; $P < 0.001$), destacando diferencias en la heterogeneidad del mosaico que se atribuyen en mayor medida al pastoreo. El ACP de variables fisonómico-florísticas de las mismas comunidades distinguió a los humedales (CP 1, 37,8%) por el % de mantillo ($Cm, r = 0.862$; $P < 0.001$) y estatura del pastizal ($h, r = 0.822$; $P < 0.001$), y en forma secundaria (CP 2, 26,9%) por la riqueza ($S, r = 0.729$; $P < 0.001$) y la diversidad de especies ($H', r = 0.835$; $P < 0.001$).

Análisis de consenso: El consenso (PG) en la configuración espacial de las ordenaciones de variables fisonómico-florísticas y del paisaje fue en promedio de 65,1%. En forma combinada el PG1 y PG2 (69,5%) destacan una tendencia principal opuesta entre humedales conectados o aislados que se relaciona ($P < 0,05$) con mayores valores de cobertura de mantillo (Cm), riqueza de especies (S), estatura de la vegetación, cobertura de *J. acutus* y diversidad (H') del mosaico (IDS) en los humedales conectados, opuestos a valores altos en el porcentaje (%) de suelo expuesto (SE), de cobertura del pastizal de

Distichlis, y del número de fragmentos de *Poa*, que son mayores en los aislados (Tabla 3). Esas diferencias no mostraron relación significativa con el área del humedal, pero si con características físicas de su entorno. El % de SE del pastizal es mayor ($H = 13.766$; $P < 0.001$) en humedales aislados en zonas con aptitud agrícola, mientras que el valor de la riqueza de especies ($H = 4.709$; $P = 0,03$) y del % de la cobertura *Juncus* ($H = 5.676$; $P = 0,02$) fue mayor en los conectados por un curso permanente que están inmersos en una planicie más baja y anegadiza.

Tabla 3. Relación entre los componentes principales del análisis de Procrustes Generalizado (PG 1 y 2) y variables fisonómicas y de paisaje medidas en sectores medios y altos del gradiente del humedal (Argentina central).

Consenso	Escala	PG1	PG2
65%	Local	Cm (0.57 **) SE (-0.53 *) S (0.48 *) h (0.6 **)	Cm (0.49 *) S (-0.59 **) H' (-0.62 **)
	Paisaje	%dis (-0.51 *) DPpoa (-0.67 **) %jun (0.54 *) IDS (0.65 **)	%poa (0.68 **) IPMpoa (0.66 **) %jun (-0.61 **) DPjun (-0.45 *) IPMjun (-0.63 **)

(coeficiente de Pearson); *: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$; Cm: cobertura del mantillo; SE: cobertura del suelo expuesto; h: altura de la vegetación; S: riqueza de especies; H' : índice de Shannon; %: porcentaje de cobertura; DP: densidad de parches; IPM: índice del parche mayor; IDS: índice de diversidad de Shannon del mosaico; pastizal: de *Distichlis*: dis; de *Poa*: poa; de *Juncus*: jun.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Discriminar el papel estructurador del disturbio humano del de factores ambientales puede ser particularmente difícil en humedales debido a las complejas interacciones bióticas-abióticas, variabilidad espacio-temporal y dinámica que los caracteriza (entre otros, Bakker, 1985; Dwayne et al., 1989; Belsky, 1992; Garcia et al., 1993; Gough et al., 1994; Menghi y Herrera, 1995, 1998; Grace et al., 2000; Aimar et al., 2010), las cuales pueden enmascarar efectos del uso, o su importancia. De acuerdo con predicciones de modelos generales para ambientes con estrés ambiental (Milchunas et al., 1988; Milchunas y

Lawenroth, 1993), y de estudios en otros humedales a escalas de detalle y paisaje (Landsberg et al., 2003; Tousignant et al., 2010), emerge que las variables físicas son reguladores principales del patrón vegetal, que el disturbio humano no es uniforme en el sistema analizado y que su valor modelador del pastizal varía con causas inherentes al uso y/o condiciones naturales sitio-específicas. Los resultados sugieren que la interacción con el uso crecería en complejidad con la escala de paisaje (Wu, 1999).

A escala detallada, la modificación del follaje por pastoreo, o por su suspensión, altera en este tipo

de ambientes una compleja interacción entre la luz, humedad y salinidad del horizonte superficial del suelo (Bakker y Ruyter, 1981) que en el pastizal estudiado polariza la competencia entre dos grupos principales de especies nativas opuestas en atributos funcionales (halófito obligada/resistente, consumida/no consumida, estival/invernal). Según el tipo de disturbio se desplazan sus abundancias relativas y condiciones del hábitat asociado (Menghi et al., 2004) dentro de un rango más o menos estresante, con consecuencias que bajo el manejo vigente podrían ser severas para sostener a este pastizal y a la biodiversidad nativa. Si bien los resultados muestran que la invasión de exóticas (herbáceas o leñosas) no representa un riesgo en el pastizal pastoreado, la composición florística actual dista de la comunidad mixta y diversa de especies invernales y estivales que caracterizó a esta zona de la pampa (Soriano, 1992) y también de la organización espacial-temporal que presentó en el área al comenzar esta investigación (Menghi et al., 1998; Menghi, 2000; Menghi et al., 2000). El efecto acumulado del pastoreo selectivo bajo la mayor presión de los últimos años, en interacción recíproca con factores físicos, estaría borrando la zonación espacial controlada por factores topográficos (entre otros Bakker y Ruyter, 1981; Altesor et al., 1998; Chaneton et al., 2002; Rodríguez et al., 2003; Lezama et al., 2006; Cisneros et al., 2007), promovió mayor cobertura de especies estivales típicas de suelos salinos y menos productivos con predominio de *Distichlis spicata* en todos los sectores del gradiente analizado, a la par que disminuyeron especies invernales de valor forrajero. La abundancia generalizada de individuos de *S. americanus*, en cambio, tendría relación con fases alternativas reguladas por el clima, típicas de los humedales (Scheffer y van Nes, 2007; Scheffer y Jeppeson, 2007), que se explicaría por la mayor cantidad de lluvias en el año que precedió al censado (Aimar et al., 2010).

La situación opuesta por ausencia permanente de herbívoros grandes, en el área protegida, promovió la recuperación de especies consumidas, la acumulación de biomasa aérea, una menor diversidad florística del pastizal y, supuestamente, condiciones microclimáticas que

explicarían la germinación y el desarrollo de numerosos ejemplares de especies leñosas foráneas (ej. *Gleditsia triacanthos*, *Ulmus* sp, *Melia azedarach*) que alcanzaron edad reproductiva (Aimar et al., 2006). La falta de control de la biomasa y el aumento de la fuente de propágulos, en pocos años, podrían llevar a este pastizal hacia un nuevo estado de equilibrio debido al dominio de formas de vida distintas (Friedel 1991, Laycock 1991; Risser 1995). Aunque el disturbio en si mismo se menciona como un factor poco relevante para explicar el proceso de invasión (Moles et al., 2012), lo observado en el área hace pensar que la interacción entre el tipo de disturbio (exceso o ausencia de pastoreo) y condiciones del hábitat promoverían dinámicas locales en el medio físico e interacciones bióticas de estos humedales que, según el caso, pueden favorecer a dicho proceso.

Por su parte, el análisis regional contribuyó a destacar que la variación espacial en el estado de conservación del pastizal tiene relación con variables del paisaje externas al humedal. Entre ellas la heterogeneidad local-regional del relieve y suelo condiciona el tipo de uso y a iniciativas actuales por lo que debe ser tenida en cuenta con fines de optimizar y armonizar actividades de conservación y producción. La coincidencia espacial encontrada entre pastizales degradados y mosaicos poco variados en clases de cobertura con alto porcentaje de SE, particularmente en humedales aislados de la planicie con suelo fértil, podría explicarse en parte por el mayor impacto del pastoreo durante la recurrencia de años secos aunque no varíe la carga animal. Sin embargo el estado eutrófico de esas lagunas (Giovanola 2012) y el incremento del área con cultivo para cosecha en la zona alta circundante (datos en procesamiento) allí detectados, hacen suponer que, además del control reducido de la vegetación pastoreada, hubo mayor aporte de materia orgánica en el humedal mismo y de flujos contaminantes desde zonas agrícolas.

Por el contrario los humedales con lagunas conectadas serían local y regionalmente más estables tanto por la menor fluctuación hídrica (Aimar et al., 2010) y de condiciones locales de salinidad y humedad que regulan la composición y cobertura vegetal, y el acceso del ganado,

como por estar inmersos en una planicie baja y anegadiza menos susceptible a la sustitución de pasturas para forraje por cultivos para cosecha.

Finalmente, cabe destacar el valor del pastizal higro-halófilo y de los humedales de la pampa Argentina en general, como refugio de vida silvestre, como reservorio de biodiversidad nativa y para sostener la calidad del agua, la fertilidad y la productividad del ecosistema regional. Estos ambientes azonales aportan, además, singularidad, variedad de formas, de hábitats, proveen sombra, abrigo y sitio de esparcimiento, enriqueciendo al paisaje pampeano cada vez más

BIBLIOGRAFÍA

- Aimar, L., Massuh, Y, Ruiz de los Llanos, E., Ferreiro, G., del Sueldo, R y M. Menghi. 2006. La Reserva Natural de Fauna Laguna La Felipa (SE Córdoba, Argentina) no sería sustentable bajo el manejo actual. XXII Reunión Argentina de Ecología. agosto 2006. Córdoba, Argentina: p 99.
- Aimar, L., A. Bustamante, C. Molina, C. Giovanola y M. Menghi. 2010. Relación entre la limnología de las lagunas pampeanas (SE Córdoba) y la cobertura y uso del suelo. En: Menghi, M y S. Matteucci (eds). Cambios de uso de la tierra. Causas, consecuencias y mitigación. RASADEP 1- Número especial. Asociación Argentina de Ecología del Paisaje. Argentina: 3-14 (en línea) URL: <http://www.asadep.org.ar/Libroljaep/Aimar.pdf>.
- Altesor, A., E. Dilandro, H. May y E. Ezcurra. 1998. Long-term species changes in an Uruguayan grassland. *Journal of Vegetation Science* 9: 173-180.
- Bakker, J.P. 1985. The impact of grazing on plant communities, plant populations and soil conditions on salt marshes. *Vegetatio* 62: 391-398.
- Bakker, J.P. y J. C. Ruyter. 1981. Effects of five years of grazing on salt-marsh vegetation. *Vegetatio* 44: 81-100.
- Baldi, G. y J.M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American Temperate Grassland. *Ecology and Society* 13(2): 6. (online) URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/issue2/art6/>.
- Baldi, G., J.P. Guerschman y J. M. Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116: 197-208.
- Balzarini, M.G., L. Gonzalez, M. Tablada, F. Casanoves, J.A. Di Rienzo y C.W. Robledo. 2008. Infostat. Manual del Usuario. Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.
- Belsky, A.J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science* 3: 187-200.
- Bilenca, D.N. y F.O. Miñarro. 2004. Identificación de áreas valiosas del pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre. Buenos Aires, Argentina. Pp 323.
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Blume Ediciones, Madrid, España.
- Cantero, J.J., A. Cantero y J. Cisneros. 1996. La vegetación de los paisajes hidrohalmórficos del Centro de Argentina. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina. Pp 300.
- Chander, G. y B. Markham. 2003. Revised Landsat 5 TM radiometric calibration procedures and post-calibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing* 41: 2674-2677.

- Chaneton, E.J., S.B. Perelman, M. Omacini y R.J.C. León. 2002. Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. *Biological Invasions* 4: 7-24.
- Cisneros, J.M., A. Degionanni, J.M. Cantero y A. Cantero. 2007. Caracterización y manejo de suelos salinos en el área pampeana central. En: Taleisnik E, K Grunberg y G. Santa María (eds). *La salinización de los suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria*. Capítulo 2. 17-46. Primera edición. Editorial de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Congalton, R.G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of the Environment* 37: 35-46.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C.W. Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. (en línea) URL <http://www.infostat.com.ar>
- Dwayne, R., J. Moore y P. Keddy. 1989. The relationship between species richness and standing crop in wetlands: the importance of scale. *Vegetatio* 79:99-106.
- Friedel, M.H. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds. A viewpoint. *Journal of Range Management* 44: 422-426.
- García, L.V., T. Marañón, A. Moreno y L. Clemente. 1993. above-ground biomass and species richness in a mediterranean salt marsh. *Journal of Vegetation Science* 4:417-424.
- Ghida-Daza, C. y C. Sánchez. 2009. Zonas agroeconómicas homogéneas de Córdoba. *Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales* N° 10. Buenos Aires, Argentina.
- Giovanola, C. 2012. Caracterización limnológica y variabilidad espacio-temporal de lagunas pampeanas (SE Córdoba). Relación con la cobertura y uso del suelo adyacente. Tesis de grado de Biología. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Gorgas, J. y J. Tassile. 2003. Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba: Los Suelos, nivel de reconocimiento 1:50.000. Agencia Córdoba Ambiente S.E., Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA Manfredi. Córdoba, Argentina.
- Gough, L., J. Grace y K. Taylor. 1994. The relationship between species richness and community biomass: the importance of environmental variables. *Oikos* 70:271-279.
- Grace, J.B., L. Allain y C. Allen. 2000. Factors associated with plant species richness in a coastal tall-grass prairie. *Journal of Vegetation Science* 11:443-452.
- Hannah, L., J.L. Carr y A. Lankerani. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation* 4: 128-155.
- Hansen, A. J. y F. Di Castri (eds).1992. *Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows*. Springer-Verlag, New York, Inc.Pp 452.
- Houlahan, J. E. y C.S. Findlay. 2004. Estimating the 'critical' distance at which adjacent landuse degrades wetland water and sediment quality. *Landscape Ecology* 19: 677-690.
- Landsberg, J. C.D. James, S.R. Morton, W. J. Muller y J. Stol. 2003. Abundance and composition of plant species along grazing gradients in Australian rangelands. *Journal of Applied Ecology* 40: 1008-1024.
- Lantieri, M. J., F. M. Butino, R. Fernández, M.I. Stimolo, M. Blanco y M.P. Diaz. 2011. Work practices, exposure assessment and geographical analysis of pesticide applicators in Argentina. En: Stoytcheva M (Ed) *Pesticides in the modern world - Effects of pesticides exposure*. InTech. (on line) URL: <http://www.intechopen.com/articles/show/title/work-practices-exposure-assessment-and-geographical-analysis-of-pesticide-applicators-in-argentina>
- Laycock, W.A. 1991. Stable states and thresholds of range condition on North American rangelands: a viewpoint. *Journal of Range Management* 44: 427-433.

- Lee, S.W., S.J. Hwang, S.B. Lee, H.S. Hwang y H.C. Sung. 2009. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning* 92: 80-89.
- Lenat, D.R. y J.K. Crawford. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiology* 294: 185-200.
- Lezama, F., A. Altesor, R.J.C. León, y J. Paruelo. 2006. Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica del Uruguay. *Ecología Austral* 16: 167-182.
- Lovett, S., P. Price y S. Cork. 2004. Riparian ecosystem services. Fact Sheet 12. Land & Water Australia, Canberra, Australia.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, EE.UU. Pp 179.
- Matteucci, S.D. y L. Pla. 2010. Procrustes analysis as a tool for land management. *Ecological Indicators* 10: 516-526.
- McGarigal, K., S.A. Cushman, M.C. Neel y E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, EE.UU. (online) URL: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Menghi, M. 2000. Reserva Natural de Fauna Laguna La Felipa. Un encuentro con el paisaje autóctono, sus ecosistemas y comunidades vegetales. Edit. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina. Pp 81.
- Menghi, M. y M. Herrera. 1995. Major vegetational trends related to relief and hydrology in Mar Chiquita wetlands. *Coenosis* 10: 1-10.
- Menghi, M. y M. Herrera. 1998. Un modelo de estados y transiciones para pastizales del valle de inundación del Río Dulce (Cba). *Ecotrópicos* 11(2): 131-140.
- Menghi, M., N. Montani, N. Mónaco, M. Herrera y M.J. Rosa. 1998. Diversidad y Producción primaria en un pastizal inundable no pastoreado en la Estepa Pampeana (Argentina Central). *Pastos* XXVIII(2): 183- 200.
- Menghi, M., R. Seiler, N. Montani y M.J. Rosa. 2000. Variación anual e interanual de la producción de un pastizal inundable en la Estepa Pampeana (Argentina Central). Relación con la precipitación y la temperatura. *Pastos* XXX (2): 227-240.
- Menghi, M. y M. Herrera. 2001. Cambios en la diversidad y producción de un pastizal inundable bajo pastoreo (Córdoba, Argentina). A022 V Congreso Latinoamericano de Ecología. Octubre 2001. San Salvador de Jujuy, Argentina.
- Menghi, M., R. del Sueldo y H. Carelli. 2001. Relación entre la diversidad y biomasa de comunidades herbáceas del valle de inundación del Río Dulce (Argentina central). Importancia para su manejo". *Pastos* XXXI (2): 217-232.
- Menghi, M., del Sueldo, R. y E. Buffa. 2004. Diversidad de un pastizal de *Distichlis* y *Poa* en relación al suelo y al uso (SE Córdoba). II Reunión binacional de Ecología. octubre 2004, Mendoza, Argentina
- Milchunas, D.G., O.E. Sala y W.K. Lauenroth. 1988. A generalized model of the effect of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132: 87-106.
- Milchunas, D.G. y W.K. Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: 327-365.
- Moles, A.T. , H. Flores-Moreno; S. P. Bonser, D.I. Warton, Helm, L. Warman, D.J. Eldridge, E. Jurado, F.A. Hemmings, P.B. Reich, J. Cavender-Bares, E.W. Seabloom, M.M. Mayfield, D. Sheil, J.C. Djietror, P.L. Peri, L. Enrico, M. R. Cabido, S.A. Setterfield, C.E. R. Lehmann y F.J. Thomson. 2012. Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of Ecology* 100:116–127
- Molina, C. 2011. Variabilidad espacio temporal de pastizales higrohalófilos en humedales pampeanos (SE Córdoba). Relación con el uso. Tesis de grado de Biología.

- Universidad Nacional de Córdoba.
Córdoba, Argentina.
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman, G. Piñeiro, E.G., Jobbagy, S.R. Verón, G. Baldi y S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10: 47-64
- Peters, D., J.R. Gosz, W.T. Pockman, E.E. Small, R.R. Parmenter, S.L. Collins y E. Muldain. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology* 21:19-33.
- Reboratti, C. 2006. La Argentina rural entre la modernización y la exclusión. En: Geraiges de Lemos A.I., M. Arroyo, M.L. Silveira (eds) *América Latina: cidade, campo e turismo*. Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales, San Pablo. Brasil.
- Risser, P. 1995. Indicators of grassland sustainability. A first approximation. En: Munasinghe M & W Shearer (eds) *Defining and measuring sustainability. The biogeophysical foundations*. 309-319. UNU Press and the World Bank. New York, EE.UU.
- Rodriguez, C. E. Leoni, F. Lezama y A. Altesor. 2003. Temporal trends in species composition and plant traits in natural grasslands of Uruguay. *Journal of Vegetation Science* 14: 433-440.
- Scheffer, M. y E. Jeppeson. 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems* 10: 1-2.
- Scheffer, M. y E.H. van Nes. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 196: 455-466.
- Soriano, A. 1992. Río de La Plata Grasslands. En: Coupland R (ed) *Ecosystems of the world. Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere*: 367-407. Elsevier. New York, EE.UU.
- Tousignant, M.E., S. Pellerin y J. Brisson. 2010. Relative impact of human disturbances on the vegetation of a large wetland complex. *Wetlands* 30: 333-344
- Viglizzo, E.F., Z.E. Roberto, F. Lértora, E. Lopez Gay y J. Bernardo. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture Ecosystems and Environment* 66: 61-70.
- Viglizzo, E.F., F. Lértora, A.J. Pordomingo, J.N. Bernardo, Z.E. Roberto y H. del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the Pampas of Argentina. *Agriculture Ecosystems and Environment* 83: 65-81.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wiens, J.A. 2009. Landscape ecology as foundation for a sustainable conservation. *Landscape Ecology* 24 (8): 1053-1065.
- Wiens, J.A. B. Van Horne y B.R. Noon. 2002. Integrating landscape ecology and scale into natural resource management. En: Liu JG & WW Taylor (eds) *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Zuloaga, F.O. E.G. Nicora, O. Morrone, Z.E. Rúlogo de Agrasar, J. F. Pensiero y A.M. Cialdella. 1994. Catálogo de la familia Poaceae en la República Argentina. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*. St. Louis, EE.UU.
- Wu, J. 1999. Hierarchy and Scaling: Extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25 (4): 367- 380.