

EFFECTO DEL GANADO SOBRE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN LAS RIBERAS DE UN ARROYO PAMPEANO

P. GANTES, L. FALCO & A. SÁNCHEZ CARO

Laboratorio de Ecología, Departamento de Ciencias Básicas, INEDES, Universidad Nacional de Luján. CC 221. 6700. Luján, Buenos Aires
e-mail: gantespatricia@gmail.com

ABSTRACT. Livestock is a main perturbation for the riparian zones of streams in the Buenos Aires province. Our goal is to compare the vegetation's and soil's characteristics of two almost contiguous reaches of the Nutrias stream, an affluent to the Reconquista river. One reach has been closed to cattle for 2 years, and the other -500m downstream- has kept livestock along the whole period. For each stream margin, six 10m transects were sampled for species cover and 3 soil samples were drawn for organic matter, phosphorus, pH, conductivity and apparent density determination. The vegetation's canopy height, cover, and the amphibious macrophytes' abundance were higher in the closed reach; instead, species number was higher in the reach opened to cattle. *Eleocharis bonariensis* (19%), *Paspalum distichum* (17%) y *Cynodon dactylon* (15%) were dominant within the closure, while the exotic grass *C. dactylon* dominated (63%) in the grazed reach. Regarding the soil variables, a PCA distinguishes the two reaches in the first component (35% of the total variance), and the two margins of the closed reach are separated along the 2nd axis (25%). This separation of the reaches and the margins is consistent with the ordination analysis (NMDS) performed among the species. In this case study, the observed changes in the community structure after two years of closure may enhance the riparian zone's capability to regulate the exchanges between land and watercourse.

Key words: riparian zones; streams; macrophytes; livestock.

Palabras clave: riberas; arroyos; hidrófitas; ganado.

INTRODUCCIÓN

Las riberas de ríos y arroyos vinculan a los ecosistemas terrestre y acuático, su vegetación participa de esta regulación a través de diversas funciones como son, estabilización de los márgenes, protección frente a crecientes, retención de sedimentos, y control de los flujos de agua, materia orgánica, nutrientes y contaminantes hacia los arroyos (Cummins, 1974; Naiman *et al.*, 2005). Son ambientes altamente heterogéneos ligados a la dinámica fluvial, cuya estructura y funcionamiento puede modificarse por el uso que se haga del sistema.

Una de las principales perturbaciones que afectan a las riberas de los cursos de agua y a los humedales es su uso por parte

del ganado, pues la utilización de los arroyos como abrevaderos es una práctica habitual tanto en Argentina como en otras partes del mundo, práctica que se ha acentuado en Buenos Aires a raíz de la intensificación de la agricultura (Ranganath *et al.*, 2009; Strauch *et al.*, 2009; Di Bella *et al.*, 2014).

La presencia de ganado modifica apreciablemente la morfología de las riberas, a través del desmoronamiento de los márgenes, agrandamiento del cauce y modificación del perfil. Si bien el pastoreo, en general, afecta algunos atributos del ecosistema, como la cobertura y la diversidad de la vegetación (McNaughton y Wolf, 1984; Begon *et al.*, 2006; Altesor *et al.*, 2005); su efecto es mayor en las riberas que en las

zonas secas y compromete tanto a la vegetación como al suelo y a la estabilidad de las orillas (Jansen y Robertson, 2001). Además, el ganado puede afectar la dominancia de los grupos biológicos de vegetación, que difieren en su eficacia para limitar la erosión, de modo que la predominancia de uno u otro puede afectar la estabilidad de las riberas (Micheli y Kirchner, 2002; DeKeyser *et al.*, 2003). El pisoteo además del efecto directo sobre la vegetación, modifica propiedades físicas del suelo, a través del aumento de la densidad aparente y la pérdida de capacidad para la retención de agua, cambios que facilitan los procesos erosivos (Drewry y Paton, 2000; Di *et al.*, 2001; Villamil *et al.*, 2001; Taboada y Micucci, 2009). Los suelos de las riberas utilizadas como abrevaderos serán particularmente afectados por el ganado, aún cuando la carga sea baja o moderada.

En la provincia de Buenos Aires son escasos los antecedentes de estudios sobre las riberas, Troitiño (2008) y Troitiño *et al.* (2008) trabajando en las cuencas del río Luján y Reconquista han propuesto un Índice de Calidad de Ribera para arroyos pampeanos basado en atributos morfométricos, en el uso del suelo y la cobertura vegetal. Para la misma área, Giorgi *et al.* (2004) han relacionado el efecto del ganado con la calidad del agua de los arroyos pampeanos y Faggi *et al.* (1999) han estudiado los cambios en la vegetación de ribera asociados a las modificaciones antrópicas.

Si bien el ganado es una perturbación frecuente, la comparación con sitios clausurados raramente se consigue. Desde 2011, a través de un acuerdo con el productor (ver más detalles en Giorgi *et al.* en este mismo número) se clausuró el ingreso de ganado a las riberas de un tramo del arroyo Nutrias. En este trabajo presentamos la comparación de las características de la vegetación y del suelo del tramo clausurado y de otro prácti-

camente contiguo observadas dos años después de excluido el ganado.

Suponemos que algunas variables como la altura y la cobertura vegetal, tendrán una respuesta rápida, pero otros atributos, como aquellos ligados a la estructura física del suelo, demandarán más tiempo para que puedan evidenciar cambios en el tramo clausurado.

Nuestro objetivo es la comparación de la altura, cobertura y diversidad de la vegetación y de las características físicas (densidad aparente) y químicas (pH, conductividad, fósforo) del suelo de los dos tramos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron en el verano de 2013, sobre las riberas del arroyo Nutrias, afluente del río Reconquista, y comprendieron dos tramos, uno clausurado al ganado desde 2011 y otro situado aguas abajo a una distancia aproximada de 500 metros, con uso ganadero por lo menos desde 2010 (Vilches, 2012).

El muestreo de vegetación comprendió seis transectas de 10 m perpendiculares al cauce, que cubrían 40 m de ribera en los dos tramos y en cada una de sus orillas. El número de transectas se basa en un trabajo anterior (Gantes *et al.*, 2008) en el que, sobre la base de un muestreo de 14 tramos, se determinó el esfuerzo necesario para representar adecuadamente la riqueza de la vegetación. En cada transecta se determinó la cobertura por especie a lo largo de 10 m, en cada metro se midió la altura de la vegetación y se tomaron 3 muestras de suelo para determinar, materia orgánica (Walkey-Black), fósforo extractable (Kurtz y Bray), pH, conductividad, humedad y densidad aparente (método del cilindro) (Luters, 2000).

Los ejemplares recolectados fueron identificados de acuerdo a Cabrera (1963, 1965a, 1965b, 1967, 1968, 1970) y Rúgolo de Agrasar *et al.* (2005). Las especies fue-

ron asignadas a los distintos grupos biológicos de acuerdo a Tur y Lavigne (1992), Zuloaga *et al.* (1994), y Zuloaga y Morrone (1996, 1999a, 1999b).

A partir de la cobertura estandarizada de las especies se hizo una descripción de la similitud entre los tramos: se compararon las muestras por el coeficiente de Bray Curtis y luego se realizó un análisis multidimensional NMDS, mediante el software Primer V.5. La diversidad se analizó considerando las márgenes por separado, se estimaron la riqueza y el índice de Shannon exponencial, para lo cual se utilizó el software EstimateS (Colwell, 2006). El comportamiento de las variables edáficas fue analizado por medio de un Análisis de Componentes Principales.

El trabajo comprende dos tramos, cada uno correspondiente a un tratamiento (con o sin ganado) y no permite hacer generalizaciones utilizando la inferencia estadística, de modo que las comparaciones de los tramos por el uso no se validan mediante pruebas estadísticas.

RESULTADOS

En el tramo clausurado, el porcentaje de suelo desnudo fue menor que en el tramo con presencia de ganado, con medianas de

3% y 12% respectivamente, y la altura de la vegetación fue mayor: 48 cm para la clausura y 9 cm para el tramo con ganado.

Sólo se encontraron especies herbáceas; en la clausura, en una de las orillas predominaron las hidrófitas palustres, con 83% de cobertura, y en la otra, la cobertura de palustres fue del 44% y el 50% correspondió a las gramíneas perennes; mientras que en el tramo con ganado, dominaron siempre las gramíneas perennes con el 93% y el 76% en las dos orillas (Fig. 1a).

Las diferencias no fueron tan marcadas respecto del número de especies: en la clausura, en las dos orillas predominaron las hidrófitas palustres (38 y 37% de las especies); mientras que en el tramo con ganado, dominaron las gramíneas perennes (33%) y las dicotiledóneas perennes (35%) (Fig. 1b). En cuanto a la diversidad, al observar las distribuciones de abundancias se notan claramente dominancias más marcadas en ambas márgenes del sitio con ganado (Fig. 2), por otro lado, la riqueza de especies fue mayor en el tramo con ganado y el índice de diversidad, que tiene en cuenta el número de especies pero también la distribución de sus abundancias fue mayor en una de las márgenes de la clausura (Fig. 3).

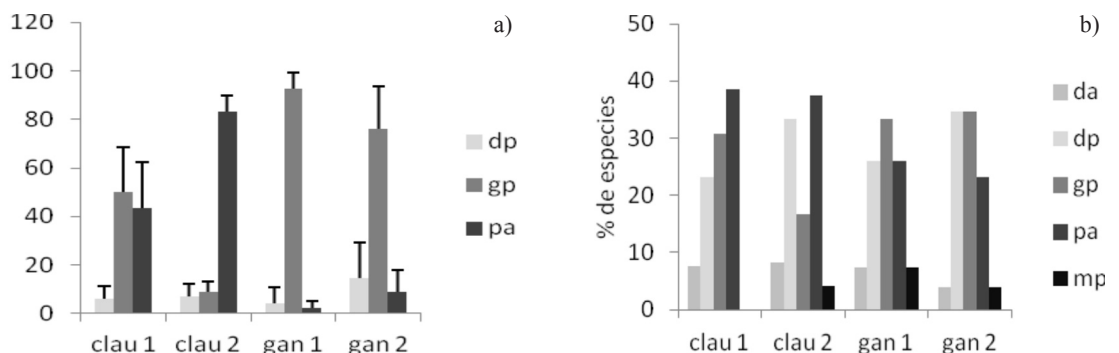


Figura 1a. Cobertura proporcional (%) y 1b. Proporción de especies (%) de los grupos biológicos en cada orilla de los dos tramos. clau: tramo clausurado; gan: tramo con ganado. dp: dicotiledóneas perennes; gp: gramíneas perennes; pa: hidrófitas palustres; da: dicotiledóneas anuales; mp: monocotiledóneas no gramíneas. Las dicotiledóneas anuales y las monocotiledóneas no gramíneas no se presentan en 1a porque su cobertura nunca estuvo por encima del 1%. Las palustres incluyen una especie anual y el resto (14 especies) son perennes. Las barras indican el promedio de seis transectas y las líneas el desvío estándar.

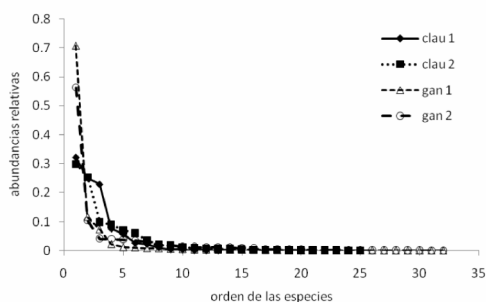


Figura 2. Distribuciones de abundancias de las especies en cada una de las orillas de los tramos: clau: tramo clausurado; gan: tramo con ganado.

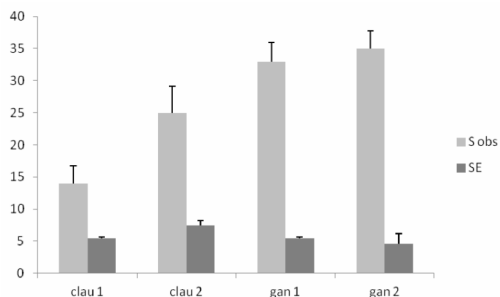


Figura 3. Número de especies (Sobs) e índice de Shannon exponencial (SE). clau: tramo clausurado; gan: tramo con ganado. Las barras indican el promedio, y las líneas el desvío estándar de la riqueza, obtenidos por la función Mao-Tau; y el promedio y desvío estándar del índice de Shannon exponencial, a partir de 50 aleatorizaciones de seis transectas para cada margen.

Se halló un total de 56 morfoespecies de las cuales se identificaron 46 a nivel de especies. En la clausura dominaron *Eleocharis bonariensis* (19%), *Paspalum distichum* (17%) y *Cynodon dactylon* (15%) mientras que en el tramo pastoreado dominó *C. dactylon* (gramínea introducida) (63%). En el análisis de ordenamiento de las especies (NMDS) se pueden distinguir tres ensambles: el tramo con ganado y las dos márgenes del tramo clausurado (Fig. 4).

En cuanto a las variables edáficas, las principales diferencias se observaron en la conductividad (con valores promedio

de 772,75 y 448,25 μS en la clausura y el tramo con ganado, respectivamente) y el fósforo (10,32 y 31,19 ppm, respectivamente) y, contrariamente a lo esperado, la densidad aparente fue similar en los dos tramos (0,77 y 0,78 g/ml, respectivamente). Los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales representaron un 56% del total de la variabilidad (Fig. 5), en este espacio, las variables con mayor porcentaje de contribución fueron el fósforo, la conductividad y la materia orgánica para el primer componente y, la humedad relativa y la densidad aparente para el segundo componente. Los dos tramos del arroyo se distinguen principalmente a lo largo del eje 1: el 83% de las muestras de la clausura se ubican en los cuadrantes 1 (+ +) y 4 (+ -) y el 86% de las muestras del sitio con ganado se encuentran en los cuadrantes 2 (- +) y 3 (- -). A lo largo del eje 2, se observa una cierta separación entre las dos márgenes del tramo clausurado (61% de las muestras en el cuadrante 1) pero no entre las del tramo con ganado.

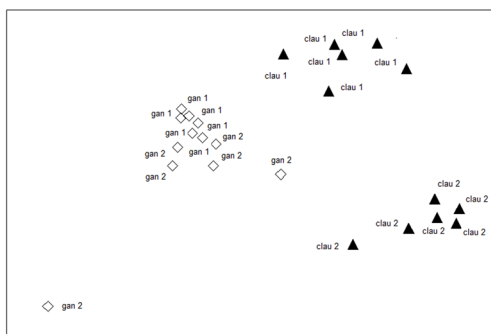
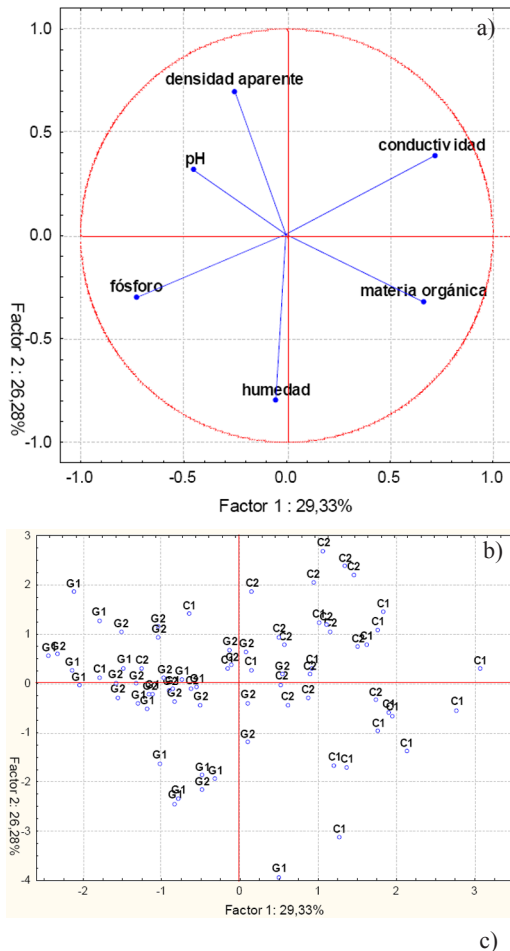


Figura 4. Análisis de ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS) a partir de las 24 transectas pertenecientes a las dos márgenes (1 y 2) de los dos tramos muestreados: clausura (clau) y con ganado (gan). Nivel de estrés: 0.08.



Variables	Factor 1	Factor 2
Humedad	-0,036	0,641
Densidad aparente	-0,189	0,554
pH	-0,339	0,249
Conductividad eléctrica	0,542	0,301
Fósforo	-0,546	-0,244
Materia orgánica	0,505	-0,261

Figura 5. Análisis de componentes principales para las variables edáficas. **a:** Gráfico de los factores 1 y 2; **b:** Ubicación de los casos en el espacio de los dos primeros ejes principales y **c:** Autovectores de los ejes 1 y 2. C1 y C2: representan las muestras correspondientes a las dos márgenes de la clausura y G1 y G2 corresponden a las dos márgenes del tramo con ganado.

DISCUSIÓN

El ganado provoca importantes cambios en las características morfológicas de las riberas a las que pueden asociarse cambios

en la vegetación, que, a su vez, modifican el funcionamiento de la ribera como regulador de los flujos entre el ambiente terrestre y los cursos de agua. A pesar de no contar con otros sitios que permitan una generalización de los resultados, en este caso particular efectivamente se observaron algunos de los cambios esperados al clausurar la entrada de ganado en el tramo.

Las variables observadas tienen distintos tiempos de respuesta a la suspensión de un disturbio, algunas, como la altura y cobertura de la vegetación podrán observarse en la siguiente estación de crecimiento a que se quita el ganado; pero ¿qué mecanismos podemos suponer para los cambios que observamos en la composición de la comunidad a dos años de la clausura? Al no contar con una descripción previa a la exclusión del ganado, no podemos afirmar que las diferencias en las comunidades entre los dos tramos sean efecto de la exclusión y no anteriores a ella. Sin embargo, un proceso sucesional consistente con los cambios observados en la dominancia de las hidrófitas podría ser el siguiente: el ganado rompe las márgenes en aquellos lugares por donde entra al arroyo, mientras está presente, el pisoteo impide que se desarrolle la vegetación, pero cuando se retira, subsiste un cambio en el perfil de la ribera, que se hizo menos abrupto e inundable, ante estas condiciones ambientales la ribera es colonizada por hidrófitas (obs. pers.), cuyos propágulos pueden dispersarse fácilmente a lo largo del curso de agua (Lacoul y Freedman, 2006) o bien encontrarse en el banco de semillas del sitio.

En lo que respecta a las variables edáficas, la conductividad, el fósforo y la materia orgánica permitieron separar las muestras de los dos tramos (clausura y con ganado); por el contrario, la densidad aparente no contribuyó a esta diferenciación, y dado que es una variable que se relaciona positi-

vamente con el pisoteo (Taboada y Micucci, 2009), podemos suponer que en este caso la carga ganadera haya sido insuficiente para cambiar la densidad del suelo.

En los arroyos, las orillas pueden diferir en las características morfométricas debido a su origen hidrológico, lo que conlleva diferencias en las características edáficas y de vegetación. El ganado puede uniformizar estas características, en base a una preponderancia de la perturbación del ganado por sobre la dinámica fluvial. Para la vegetación, mediante el análisis de ordenamiento encontramos una separación entre las márgenes de la clausura que no se observaron en el tramo pastoreado; para las variables edáficas, también se encontró una separación entre las orillas de la clausura, ligada principalmente a las diferencias en humedad y densidad aparente del suelo. Sin embargo, las diferencias entre las márgenes fueron más evidentes para la vegetación, por lo que puede suponerse que otros factores edáficos no medidos como la granulometría u otros factores ambientales no considerados en este trabajo, como la frecuencia de inundación, o morfométricos, como la pendiente, contribuirían a explicar las diferencias entre los ensambles de vegetación.

El pastoreo, en general, se ha interpretado como una perturbación que relaja la competencia y permite una mayor diversidad, y en este sentido varios autores han señalado en humedales, el aumento de la diversidad con un pastoreo moderado, por ejemplo Paine y Ribick (2002), Buttolph y Coppock (2004), Jackson y Allen-Diaz (2006), Burnside *et al.* (2007), Di Bella *et al.* (2014). Sin embargo, desde una perspectiva más amplia se ha discutido acerca de la gran variabilidad que existe en la relación entre diversidad y disturbio (Hughes *et al.*, 2007) y en particular para las riberas, Bowers y Boutin (2008) han seña-

lado que la proporción de especies exóticas es un mejor indicador del gradiente de disturbio que la riqueza de especies. Nuestros resultados muestran un menor número de especies en el tramo clausurado, en coincidencia con lo que hallamos en otros arroyos de la región (no publicado); y además, dominancias muy marcadas en el sitio ganadero, a pesar de la mayor riqueza (Fig. 3), lo que puede indicar una situación favorable para algunas especies, en particular, y coincidentemente con lo que también hemos hallado en otros arroyos, *Cynodon dactylon*, una especie introducida y tolerante al pastoreo (Begon *et al.*, 2006), que tuvo una cobertura de más del 60% en el tramo con ganado.

De manera que, luego de dos años de clausura encontramos riberas con vegetación de mayor altura que en presencia de ganado, mayor cobertura, mayor proporción de hidrófitas, menor riqueza y una mayor cobertura de las especies nativas. Estos cambios representan una mejora en la calidad de las riberas y hacen suponer un cambio en el funcionamiento del sistema, pues al menos con el aumento en la cobertura y la dominancia de hidrófitas puede limitarse la erosión y consecuentemente disminuir las partículas en suspensión y la entrada de nutrientes a los cursos de agua.

La inclusión de otras clausuras y sus correspondientes parcelas control permitirían dar un mayor grado de generalización a los resultados encontrados.

AGRADECIMIENTOS

A Adonis Giorgi por su iniciativa para establecer la clausura; al Ing. Casey por su voluntad para facilitar la investigación; a Alejandro Escobar por su colaboración en la determinación de ejemplares de ciperáceas; a Nadia Godoy, Leo Sánchez Caro y Loreta Giménez por su colaboración en el trabajo de campo y laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- Altesor, A., M. Oesterheld, E. Leoni, F. Lezama y C. Rodríguez. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179: 83-91.
- Begon, M., J.L. Harper y C.R. Townsend. 2006. *Ecology. From individuals to ecosystems*. Blackwell Science, 4° Ed. Oxford, UK, 738 pp.
- Bowers, K. y C. Boutin. 2008. Evaluating the relationship between floristic quality and measures of plant biodiversity along stream bank habitats. *Ecological indicators*, 8: 466-475.
- Burnside, N.G., C.B. Joyce, E. Puurmann y D.M. Scott. 2007. Use of vegetation classification and plant indicators to assess grazing abandonment in Estonian Coastal Wetlands. *Journal of Vegetation Science*, 18(5): 645-654.
- Buttolph, L.P. y D.L. Coppock. 2004. Influence of deferred grazing on vegetation dynamics and livestock productivity in an Andean pastoral system. *Journal of Applied Ecology*, 41: 664-674.
- Cabrera, A.L. 1963. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 6, Compositae. INTA. Buenos Aires, 443 pp.
- Cabrera, A.L. 1965a. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 4, Oxalidáceas a Umbelliferae. INTA. Buenos Aires, 379 pp.
- Cabrera, A.L. 1965b. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 5, Ericáceas a Cliceráceas. INTA. Buenos Aires, 250 pp.
- Cabrera, A.L. 1967. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 3, Piperáceas a Leguminosas. INTA. Buenos Aires, 393 pp.
- Cabrera, A.L. 1968. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 1, Pteridófitas, Gimnospermas y Monocotiledóneas. INTA. Buenos Aires, 519 pp.
- Cabrera, A.L. 1970. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 2, Gramíneas. INTA. Buenos Aires, 624 pp.
- Colwell, R.K. 2006. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples Version 8.2.0. URL <purl.oclc.org/estimates>
- Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24: 631-641.
- DeKeyser E., D.R. Kirby y M.J. Ell. 2003. An index of plant community integrity: development of the methodology for assessing prairie wetland plant communities. *Ecological Indicators*, 3: 119-133.
- Di Bella, C.E., E. Jacobo, R.A. Golluscio, A.M. Rodríguez. 2014. Effect of cattle grazing on soil salinity and vegetation composition along an elevation gradient in a temperate coastal salt marsh of Samborombón Bay (Argentina). *Wetlands, Ecology and Management*, 22:1-13.
- Di, H., K. Cameron, J. Milne, J. Drewry, N. Smith, T. Hendry, S. Moore y B. Reijnen. 2001. A mechanical hoof for simulating animal treading under controlled conditions. *Journal of Agricultural Research*, 44(1): 111-116.
- Drewry, J. y R. Paton. 2000. Effects of cattle treading and natural amelioration on soil physical properties and pasture under dairy farming in Southland, New Zealand. *Journal of Agricultural Research*, 43(3): 377-386.
- Faggi, A.M., M.O. Arriaga y S.S. Aliscioni. 1999. Composición florística del río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 1(1): 1-6.
- Gantes, P., B. Lartigau, M.C. Ranieri y A. Sánchez Caro. 2008. Curvas de acumulación de especies para macrófitas en arroyos del noreste de la provincia de Buenos Aires. IV Congreso Argentino de Limnología. Bariloche.

- Giorgi, A., D. Acosta, A. Alasia, C. Martínez, L. Miranda, N. Mufato y J.I. Pamio. 2004. Material transportado por arroyos pampeanos en relación a características hidrológicas y de uso de la tierra. II Reunión Binacional de Ecología.
- Hughes, A.R., J.E. Byrnes, D.L. Kimbro y J.J. Stachowicz. 2007. Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance Ecology Letters, 10: 849-864.
- Jackson, R.D. y B. Allen-Diaz. 2006. Spring-fed wetland and riparian plant communities respond differently to altered grazing intensity. Journal of Applied Ecology, 43: 485-498.
- Jansen, A. y A.I. Robertson. 2001. Relationships between livestock management and the ecological condition of riparian habitats along an Australian floodplain river. Journal of Applied Ecology, 38: 63-75.
- Lacoul, P. y B. Freedman. 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. Environmental Reviews, 14: 89-136.
- Luters, A. 2000. Soil quality test kid guide. Instituto de Suelos del INTA, Argentina, 85 pp.
- McNaughton, S.J. y L.L. Wolf. 1984. Ecología general. Ediciones Omega, 713 pp.
- Micheli, E.R. y J.W. Kirchner. 2002. Effects of wet meadow riparian vegetation on streambank erosion. 1. Remote sensing measurements of streambank migration and erodibility. Earth Surface Processes and Landforms, 27: 627-639.
- Naiman, R.J., H. Décamps, M.E. McClain y G.E. Likens. 2005. Riparia. Ecology, conservation and management of streamside communities. Elsevier, 430 pp.
- Paine, L.K. y C.A. Ribick. 2002. Comparison of riparian plant communities under four land management systems in southwestern Wisconsin. Agriculture, Ecosystems and Environment, 92: 93-105.
- Ranganath, S.C., W.C. Hession y T.M. Wynn. 2009. Livestock exclusion influences on riparian vegetation, channel morphology, and benthic macroinvertebrate assemblages. Journal of soil and water conservation, 64(1): 33-42.
- Rúgolo de Agrasar Z., P. Steibel y H. Troiani. 2005. Manual ilustrado de las gramíneas de la provincia de La Pampa. U.N. La Pampa y U.N. Río Cuarto: Río Cuarto, 359 pp.
- Strauch, A.M., A.R. Kapust y C.C. Jost. 2009. Impact of livestock management on water quality and streambank structure in a semi-arid, African ecosystem. Journal of Arid Environments, 73(9): 795-803.
- Taboada, M.A. y S.N. Micucci. 2009. Respuesta de las propiedades físicas de tres suelos de la Pampa Deprimida al pastoreo rotativo. Ciencias del Suelo, 27(2): 147-157.
- Troitiño, E. 2008. Evaluación de la conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. Trabajo final de aplicación, Ing. Agronómica, UNLu, 71 pp.
- Troitiño, E., A. Giorgi y M.C. Costa. 2008. Impacto del uso de la ribera en la conservación de la calidad del agua. IV Congreso Argentino de Limnología.
- Tur, M.N. y A. Lavigne. 1992. Plantas acuáticas de la provincia de Buenos Aires. *En: Situación Ambiental de la provincia de Buenos Aires. A. Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental Comisión de Investigaciones Científicas y Técnicas de la provincia de Buenos Aires* 18, La Plata, Argentina.
- Vilches, 2012. Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos. Tesis doctoral, Fac. Cs. Naturales y Museo, UN La Plata, 154 pp.

- Villamil, M., N. Amiotti y N. Peinemann. 2001. Soil degradation related to overgrazing in the semi-arid southern caldenal area or Argentina. *Soil Science*, 166(7): 441-452.
- Zuloaga, F.O. y O. Morrone. 1996. Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina. I. Pteridophyta, Gymnospermae y Angiospermae (Monocotyledoneae). *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 60, 323 pp.
- Zuloaga, F.O. y O. Morrone. 1999a. Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina. II. Acanthaceae–Euphorbiaceae (Dicotyledoneae). *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 74, 621 pp.
- Zuloaga, F.O. y O. Morrone. 1999b. Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina. II. Fabaceae–Zygophyllaceae (Dicotyledoneae). *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 74, 1269 pp.
- Zuloaga, F.O., E.G. Nicora, Z. Rúgolo de Agrasar, O. Morrone, J. Pensiero, A.M. Cialdella. 1994. Catálogo de la familia Poaceae en la República Argentina. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 47, 178 pp.