

MONTÍCULOS FITOGÉNICOS EN EL MONTE RIONEGRINO: SU RELACIÓN CON INCENDIOS Y PASTOREO

Guadalupe Peter^{1,2} y Flavia A. Funk^{2,3}

¹ CURZA, Universidad Nacional del Comahue, Esandi y Ayacucho, 8500 Viedma, Argentina

² Universidad Nacional de Río Negro, Garrone 181, 8500 Viedma

³ CERZOS, Camino La Carrindanga Km 7, Edificio E-1, 8000, Bahía Blanca
guadalupe.peter@gmail.com

Resumen

En el noreste rionegrino la vegetación se distribuye en islas dispersas en una matriz de suelo desnudo. Las islas son dominadas por arbustos que forman montículos fitogénicos, debajo de los cuales crecen otros grupos funcionales (pastos perennes y anuales, hierbas, y micrófitas). Los incendios pueden desencadenar procesos erosivos a través del flujo de material desde los montículos hacia los peladales. El objetivo de este trabajo fue comparar el número, la proporción y el tamaño medio de los montículos fitogénicos en el Monte rionegrino en diferentes situaciones de historial de fuego y pastoreo. Fueron seleccionadas dos áreas excluidas al pastoreo, una sin quemar y otra quemada, y tres áreas pastoreadas, una sin quemar y dos quemadas en distintos momentos. En cada área se establecieron cinco transectas en las cuales se midió la cantidad y la longitud de los montículos interceptados. No se registraron diferencias significativas entre situaciones, aunque el tamaño medio de los montículos de las áreas quemadas tiende a disminuir en relación al pastoreo sin quema. En ambientes áridos, el fuego sería una herramienta útil para evitar la arbustificación de los sistemas al producir la homogenización de los recursos del suelo, favoreciendo así la colonización por pastos.

Palabras clave: desertificación, islas de vegetación, suelo desnudo, fuego.

Abstract

In the northeastern province of Rio Negro, vegetation is a shrubby-grassland steppe, where plants are interspersed in a bare soil matrix forming "phytogenic mounds" dominated by shrubs, with perennial grasses, annual grasses and herbs, and microphytic crusts underneath. Fire can trigger eolic erosion through material flow from mounds to bare soil. The objective of this study was to compare size, proportion and number of phytogenic mounds in the Monte rionegrino in situations with different histories of fire and grazing. We selected two areas excluded of grazing, one burned and the other unburned, and three grazed areas, one unburned and two burned at different moments. In each area we established five transections 20 m long, and quantity and size of mounds were registered. There are non-significant differences among situations, although the mean size of mounds in burned areas trends to be lower than grazed unburned one. In arid regions, fire would be a useful tool to avoid the shrub encroachment of the systems on having produced the redistribution of the resources of the soil, favoring grasses recruitment.

Key words: desertification, vegetation islands, bare soil, fire.

INTRODUCCIÓN

En el Monte rionegrino, al igual que en otras zonas áridas y semiáridas de distintas partes del mundo, el paisaje está compuesto por dos tipos de parches: islas de vegetación dominadas por arbustos que forman montículos fitogénicos de alta fertilidad, debajo de los cuales crecen otros grupos funcionales tales como gramíneas, hierbas y micrófitos; y áreas entre arbustos con suelo desnudo o escasa cobertura vegetal y baja fertilidad (e.g. Rostagno et al. 1991, Coronato y Bertiller 1997, Aguiar y Sala 1999, Bisigato y Bertiller 1999, Cecchi 2001, Maestre et al. 2001, Ravi y D'Odorico 2009, Ravi et al. 2007, 2009).

Los principales disturbios que afectan la provincia del Monte son los incendios, el pastoreo y el desmonte (Rostagno et al. 2006, Villagra et al. 2009). Particularmente, la sobrexplotación ganadera trae asociados problemas de degradación de los recursos naturales, tales como la reducción de la cobertura vegetal y de la diversidad de especies, la erosión hídrica y eólica de los suelos, y el deterioro físico-químico de los mismos (compactación, encostramiento superficial, pérdida de materia orgánica, etc.). Una vez alcanzada dicha situación de compactación y encostramiento en los espacios interislas, y en condiciones de pastoreo continuo, éstos difícilmente vuelven a ser repoblados por vegetación. Estos serían los centros desde los cuales avanzaría el proceso de desertificación que se observa en muchos de estos sistemas (Fuls 1992). Según Rostagno et al. (1999) la erosión del suelo es uno de los principales procesos de degradación en el Monte Austral.

Otro de los efectos del sobrepastoreo sobre el ecosistema es el incremento en la dominancia de los arbustos y la conversión de los pastizales en arbustales (Milchunas y Lauenroth 1993). Esta dominancia de los arbustos en el sistema generalmente representa un estado estable, que no revierte al retirar el disturbio que lo generó, en este caso el sobrepastoreo (Laycock 1991).

En comunidades dominadas por arbustos, el fuego tiende a romper el patrón de montículos e intermontículos promoviendo la redistribución de los

recursos (Ravi et al. 2009). Esto se debe al incremento en la erosión del suelo con posterioridad al incendio, la cual afecta a los montículos expuestos (Rostagno 1999). Esta homogenización de los recursos por el viento post-fuego contribuiría a acelerar la recuperación de la vegetación en las áreas de suelo desnudo (Whicker et al. 2002, Ravi et al. 2009). Al favorecer el rebrote de las gramíneas y limitar el crecimiento de los arbustos, el fuego altera la composición de la comunidad, que retorna de una estepa dominada por arbustos a una estepa dominada por gramíneas (Hodgkinson y Harrington 1985, West y Hassan 1985, Wambolt y Payn 1986, Pfeiffer y Steuter 1994, Bóo et al. 1996, Rostagno et al. 2006, Ravi et al. 2007, Peláez et al. 2010). Sin embargo, varios autores mencionan la dificultad para predecir los cambios en la vegetación cuando se combinan el pastoreo y la variabilidad de las lluvias después del fuego (Laycock 1991, Giorgetti et al. 1997, Rostagno et al. 2006).

A pesar de la importancia de los incendios y la erosión eólica en los ecosistemas semiáridos, la relación entre estos disturbios en la región continúa siendo pobremente estudiada. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del fuego y del pastoreo sobre los montículos fitogénicos en el Monte rionegrino. Cabría esperar que el tamaño de los intermontículos (áreas con suelo desnudo) disminuyera desde los sitios pastoreados hacia los sitios quemados, con un efecto más marcado en los excluidos de pastoreo con posterioridad al fuego.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en campos ubicados en el departamento de Adolfo Alsina de la provincia de Río Negro (40° 40' S, 64° 10' W). El clima de la región es subtemplado seco de transición, con veranos cálidos e inviernos moderados, y sin ningún exceso estacional de agua. Las precipitaciones promedian los 230 a 270 mm anuales y presentan una alta variabilidad intra e interanual (Bran et al. 2000). La vegetación que caracteriza el área es una estepa arbustivo-graminosa baja, correspondiente a la Provincia Fitogeográfica del Monte, cuyo estrato herbáceo está formado por un pastizal de

crecimiento predominantemente invernal. Las especies dominantes del estrato arbustivo son *Chuquiraga erinacea*, *Larrea divaricata*, *L. cuneifolia*, *Condalia microphylla*, *Prosopis alpataco*, *Senna aphylla*, *Lycium chilense*, *L. tenuispinosum*, *Monttea aphylla*, *Schinus johnstonii* y

Ephedra ochreatea. En el estrato herbáceo están presentes *Nassella tenuis*, *Poa ligularis*, *Piptochaetium napostaense*, *Jarava plumosa*, *Pappostipa speciosa*, *Nassella clarazii*, y las anuales *Bromus mollis*, *Schismus barbatus* y *Erodium cicutarium* (Cabrera 1971, Soreng et al. 2003).

Fueron seleccionadas cinco áreas, con diferentes situaciones de incendio y pastoreo:

- 1-Área sin quemar que se encuentra excluida al pastoreo del ganado doméstico desde hace 35 años, con ocasional entrada de ganado (CSQ).
- 2-Área quemada en 2002, clausurada posteriormente (CQ).
- 3-Área sin quemar con historia de pastoreo típica de la región (PSQ).
- 4-Área quemada en 2002, con pastoreo posterior típico de la región (PQ1).
- 5-Área quemada en 2007, con pastoreo posterior típico de la región (PQ2).

En cada área se establecieron cinco transectas de 20 m de largo en las cuales se midió la cantidad y longitud de los montículos e intermontículos interceptados. Se consideró como montículo fitogénico a aquellas áreas dominadas por arbustos y con acumulación de sedimentos visible respecto al área que la rodea. Se denominaron interislas (o intermontículos) aquellas zonas en las que no se observó acumulación de sedimentos.

Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) para comparar el tamaño medio de los montículos, el tamaño medio de los intermontículos, la proporción de transecta ocupada por montículos, y el número medio de montículos (transformados a su logaritmo natural para ajustarlos a una distribución normal) en cada situación. Para tamaño de intermontículos, número y proporción de montículos por transecta se realizaron ANOVA dobles con los factores fuego y pastoreo, agrupándose las transectas de las áreas PQ1 y PQ2. Para el caso de tamaño

de montículos se encontró interacción entre los factores fuego y pastoreo, por lo que se analizó mediante ANOVA simple. Las medias se compararon con un test de Tukey. Se utilizó el software InfoStat (Infostat 2008).

RESULTADOS

El tamaño medio de los montículos varió entre 2,99 m en el área quemada recientemente (PQ2) y 5,98 m en el área pastoreada sin quemar (PSQ), aunque no se encontraron diferencias significativas ($F_{4,20} = 2,26$, $p = 0,09$) (Figura 1).

En las restantes variables medidas (ln del número medio de montículos por transecta, tamaño medio de los intermontículos y proporción de transecta ocupada por montículos), tampoco se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ($p > 0,05$) (Tabla 1 ; Figuras 1 y 2).

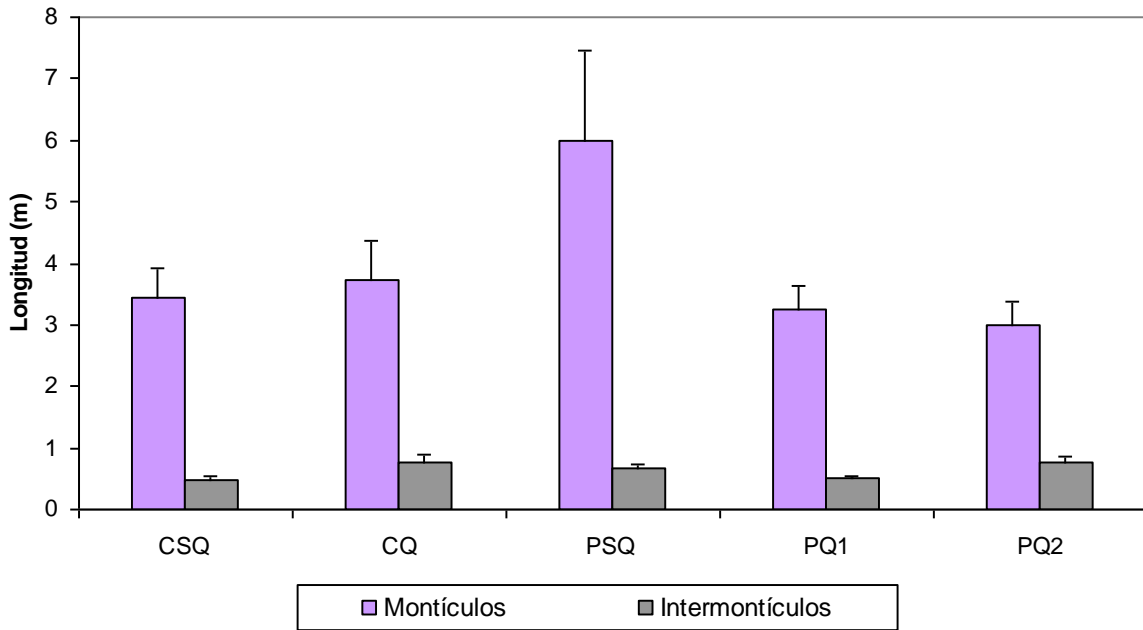


Figura 1. Valores medios y error estándar del tamaño de montículos e intermontículos en cada situación.

Referencias: CSQ: Área sin quemar excluida al pastoreo; CQ: Área quemada en 2002, clausurada posteriormente; PSQ: Área sin quemar con pastoreo típico de la región; PQ1: Área quemada en 2002, con pastoreo posterior típico de la región; PQ2: Área quemada en 2007, con pastoreo posterior típico de la región.

Tabla 1. Valores medios y de probabilidad del tamaño de los intermontículos, de la proporción de montículos por transecta, y del ln del número de montículos por transecta en cada situación. Asimismo se muestra el valor de la probabilidad de la interacción entre los factores fuego y pastoreo para cada uno de los análisis.

	Intermontículos		Proporción montículos		Número de montículos (ln)	
	Tamaño medio (m)	p	Media	p	Media	p
Pastoreo	0,65	0,74	0,85	0,67	1,45	0,24
Clausura	0,61		0,87		1,62	
Quemada	0,70	0,17	0,84	0,27	1,63	0,22
Sin quemar	0,56		0,88		1,44	
Pastoreo x Fuego	p = 0,10		p = 0,94		p = 0,06	

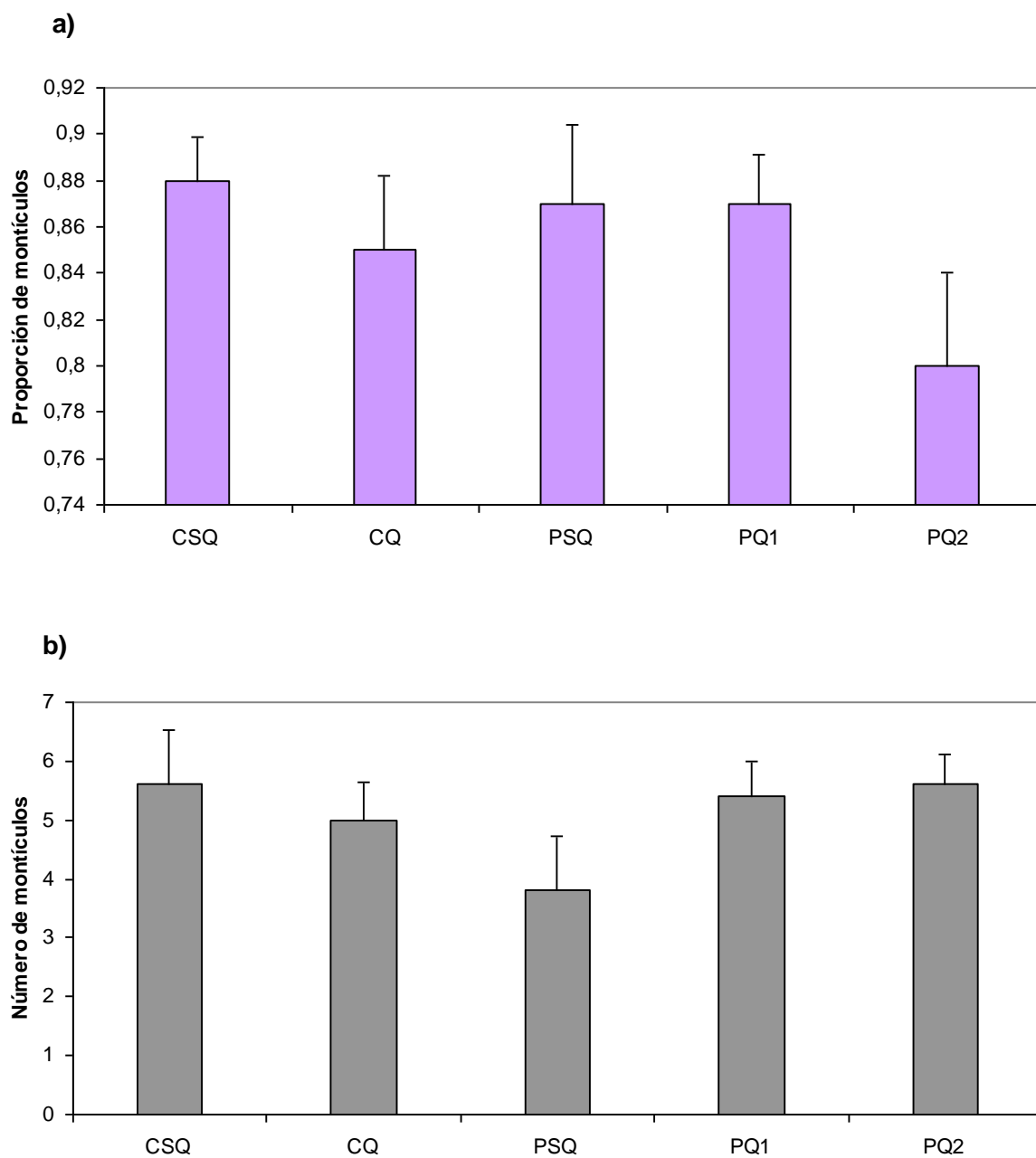


Figura 2. (a) Valores medios y error estándar de la proporción de montículos por transecta en cada situación. (b) Valores medios y error estándar del número de montículos por transecta en cada situación.

Referencias: CSQ: Área sin quemar excluida al pastoreo; CQ: Área quemada en 2002, clausurada posteriormente; PSQ: Área sin quemar con pastoreo típico de la región; PQ1: Área quemada en 2002, con pastoreo posterior típico de la región; PQ2: Área quemada en 2007, con pastoreo posterior típico de la región.

DISCUSIÓN

Aunque el tamaño medio de los montículos de las áreas quemadas tiende a disminuir en relación al pastoreo sin quema, no se encontró una diferencia estadísticamente significativa de las medias, posiblemente por la heterogeneidad de los sitios seleccionados.

Estudios anteriores en la región (Kröpfl et al. 2007) indican una mayor influencia del fuego sobre el estrato arbustivo y del pastoreo sobre las gramíneas forrajeras, donde el pastoreo homogeneiza las respuestas del estrato herbáceo frente a otros disturbios. En trabajos previos se demostró que en los ambientes áridos, el fuego sería una herramienta útil para evitar la arbustificación de los sistemas (Rostagno et al. 2006, Villagra et al. 2009, Peláez et al. 2010) al producir la homogenización de los recursos del suelo (Whicker et al. 2002, Ravi et al. 2009), favoreciendo así la colonización por pastos (Beeskow et al. 1995, Ravi et al. 2007, Ravi et al. 2009). Esto podría deberse al más rápido aprovechamiento inicial por parte de los pastos de los recursos liberados después de un incendio (Cook et al. 1994, Peláez et al. 2001 en Kröpfl et al. 2007). Guevara et al. (1999) mostraron diferencias en la sucesión post-fuego si la comunidad es sometida a pastoreo, con efectos positivos, como la disminución de gramíneas no palatables, y negativos como el incremento de parches de suelo desnudo.

Ravi et al. (2007) y Ravi y D'Odorico (2009) mencionan que son más susceptibles a la erosión post-fuego los sitios dominados por arbustos que los sitios dominados por pastos, y corroboran la importancia de estas diferencias en el uso del fuego como herramienta para frenar la formación de montículos y el consecuente avance de la desertificación. Asimismo, Laycock (1991), Ravi y D'Odorico (2009) y Ravi et al. (2009) demuestran que para revertir el proceso de desertificación y arbustificación no es suficiente el sólo hecho de suprimir y/o manejar el pastoreo, sino que además es necesaria la interacción entre el fuego y la erosión eólica posterior (Ravi y D'Odorico 2009, Ravi et al. 2009). Incluso un único evento de fuego tampoco comenzaría con la secuencia de reemplazo (Peláez et al.

2010). En conclusión, la quema sería una condición necesaria, pero no suficiente; la misma debería ir acompañada por un control del pastoreo que posibilite el establecimiento de plántulas de gramíneas perennes, así como la posterior persistencia y productividad de las mismas.

El seguimiento de las mediciones en el tiempo, y el análisis de los efectos de otros factores como la sequía, la cobertura de pastos, de arbustos y de costra biológica, podría arrojar nuevos resultados y conclusiones a fin de avanzar en el conocimiento sobre la dinámica de los montículos en el Monte Rionegrino.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al personal de los establecimientos donde se realizaron los muestreos, a Alicia Kröpfl, Mariana Villablanca y Rodrigo Núñez por colaborar en la toma de datos. Este trabajo fue subsidiado con un proyecto de CONICET (PIP 112-200801-01046).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Aguiar, M.R. y Sala, O.E. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Tree* 14 (7): 273-277.
- Beeskow, A.M., Elissalde, N. y Rostagno, C.M. 1995. Ecosystem changes associated with grazing intensity the Punta Ninfas rangelands of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management* 48:517-522.
- Bisigato, A.J. y Bertiller, M.B. 1999. Seedling emergence and survival in contrasting soil microsites in Patagonian Monte shrubland. *Journal of Vegetation Science* 10: 335-342.
- Bóo, R.M., Peláez, D.M., Bunting, S.C., Elía, O.R. y Mayor, M.D. 1996. Effect of fire on grasses in central semi-arid Argentina. *Journal of Arid Environments* 32: 259-269.
- Bran D., Ayesa J. y López C. 2000. *Regiones Ecológicas de Río Negro*. Comunicación Técnica N° 59, Área de Investigación de Recursos Naturales, INTA EEA S. C. De Bariloche.

- Cabrera A.L. 1971. Fitogeografía de la Republica Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 16: 1-42
- Cecchi, G.A., Distel, R.A. y Kröpfl, A.I. 2001. Islas de vegetación en el monte austral: formaciones naturales o consecuencia del pastoreo?. XX^a Reunión Argentina de Ecología, Bariloche.
- Cook, J.G., Hershey, T.J. y Irwin, L.L. 1994. Vegetative response to burning on Wyoming mountain-shrub big game ranges. *Journal of Range Management* 47: 296-302.
- Coronato, F.R. y Bertiller, M.B. 1997. Climatic controls of soil moisture in an arid steppe of northern Patagonia (Argentina). *Arid Soil Research and Rehabilitation* 11: 277-288.
- Fuls E.R. 1992. Semi-arid and arid rangelands: a resource under siege due to patch-selective grazing. *Journal of Arid Environment* 22: 191-193.
- Giorgetti, H.D., Montenegro, O.A., Rodríguez, G.D., Busso, C.A., Montani, T., Burgos, M.A. 1997. The comparative influence of past management and rainfall on range herbaceous standing crop in east-central Argentina: 14 years of observations. *Journal of Arid Environment* 36: 623-637.
- Hodgkinson, K.C. y Harrington, G.N. 1985. The case for prescribed burning to control shrubs in eastern semi-arid woodlands. *The Australian Rangeland Journal* 7:64-74.
- InfoStat 2008. *InfoStat versión 2008*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Kröpfl, A.I., Deregibus V.A. y Cecchi G.A. 2007. Disturbios en una estepa arbustiva del Monte: cambios en la vegetación. *Ecología Austral* 17: 257-268.
- Laycock, W.A. 1991. Stable States and Thresholds of Range Condition on North American Rangelands: A Viewpoint. *Journal of Range Management* 44: 427-433.
- Maestre, F.T., Bautista, S., Cortina, J. y Bellot, J. 2001. Potential for using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* 11(6): 1641-1655.
- Milchunas, D.G. y Lauenroth, W.K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63:327-66.
- Peláez, D.V., Boó, R.M., Mayor, M.D. y Elía, O.R. 2001. Effect of fire on perennial grasses in central semiarid Argentina. *Journal of Range Management* 54: 617-621.
- Peláez, D.V., Giorgetti, H.D., Montenegro, O.A., Elía, O.R., Rodríguez, G.D., Bóo, R.M., Mayor, M.D. y Busso C.B. 2010. Vegetation response to a controlled fire in the Phytogeographical Province of the Monte, Argentina. *Phyton* 79, 169-176.
- Pfeiffer, K.E. y Steuter, A.A. 1994. Preliminary response of sand-hills prairie to fire and bison grazing. *Journal of Range Management* 47: 395-397.
- Ravi, S. y D'Odorico, P. 2009. Post-fire resource redistribution and fertility island dynamics in shrub encroached desert grasslands: a modeling approach. *Landscape Ecology* 24: 325-335.
- Ravi, S., D'Odorico, P., Zobeck, T.M., Over, T.M., y Collins, S.L. 2007. Feedbacks between fires and wind erosion in heterogeneous arid lands. *Journal of Geophysical Research* 112: 1-7.
- Ravi, S., D'Odorico, P., Wang, L., White, C. S., Okin, G. S., Macko, S. A. y Collins, S. L. 2009. Post-Fire Resource Redistribution in Desert Grasslands: A Possible Negative Feedback on Land Degradation. *Ecosystems* 12: 434-444.
- Rostagno, C. M. 1999. La erosión eólica en un área quemada del NE de Chubut. Tucumán, Argentina. *Actas XIX Reunión Argentina de Ecología*: 49.
- Rostagno, C.M., Defossé, G.E. y del Valle, H.F. 2006. Postfire Vegetation Dynamics in Three Rangelands of Northeastern Patagonia, Argentina. *Rangeland Ecology Management* 59:163-170.
- Rostagno, C.M., del Valle, H.F. y Videla, L. 1991. The influence of shrubs on some chemical and physical properties of an

- aridic soil in north-eastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments* 20: 179–188.
- Soreng R.J., Peterson P.M., Davidse G., Judziewicz E.J., Zuloaga F.O., Filgueiras T.S. y Morrone O. 2003. Catalogue of New World Grasses (Poaceae): IV. Subfamily Pooideae. *Contributions from the United States National Herbarium* 48: 1-730.
- Villagra, P.E., Defosse, G.E., Valle, H.F., Tabeni, S., Rostagno, M., Cesca, E. y Abraham, E. 2009. Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert : Implications for their management. *Journal of Arid Environments* 73: 202-211.
- Wambolt, C.L. y Payne, G.F. 1986. An 18-year comparison of control methods for Wyoming big sagebrush in southwestern Montana. *Journal of Range Management* 39:314–319.
- West, N.E. y Hassan, J. 1985. Recovery of sagebrush-grass vegetation following wildfire. *Journal of Range Management* 38:131–134
- Whicker, J.J., Breshears, D.D., Wasiolek, P.T., Kirchner, T.B., Tavani, R.A., Schoep, D.A. y Rodgers, J.C. 2002. Temporal and spatial variation of episodic wind erosion in unburned and burned semiarid shrubland. *Journal of environmental quality* 31: 599-612.