

PERFIL AMBIENTAL DEL URUGUAY / 2002

Coordinación:

Ana Domínguez y Ruben G. Prieto

Marcel Achkar	Javier Gorga
Alice Altesor	Carla Kruk
Mario Bidegain	Diego Larrea
Lucía Boccardi	César López
Mario Caffera	Alejandra Lozano Siri
Víctor Canton	Raúl Maneyro
Gustavo Castro Rosa	Néstor Mazzeo
Ricardo Cayssials	Mariana Meerhoff
Manuel Chabalgoity	Pedro Mondino
Esteban Charbonier	Gustavo Nagy
Juan Clemente	Fernando Pesce
Daniel Conde	Alvaro Ponce
Lizet De León	Federico Quintans
Ana Domínguez	Lorena Rodríguez-Gallego
Gabriela Eguren	Flavio Scasso
Gabriela Fernández Larrosa	Gustavo Sención
Felipe García-Rodríguez	Franco Teixeira de Mello
Álvaro González Gervasio	Silvana Vero

¿Cuánto y cómo modificamos nuestras praderas naturales? Una perspectiva ecológica

Alice Altesor

Introducción

Las praderas del Río de la Plata constituyen una de las áreas más extendidas de praderas naturales en el mundo, abarcan un área de 70 millones de ha, entre el este Argentino, Uruguay y Río Grande del Sur, en Brasil (Soriano, 1991). En Uruguay, las praderas naturales representan el bioma más importante del país ya que ocupan el 76 % de la superficie nacional según datos del último Censo Agropecuario (MGAP, DIEA, 2001).

Las primeras descripciones del aspecto de nuestras praderas fueron realizadas por viajeros y naturalistas como Saint-Hilaire y Darwin entre 1800 y 1830. Desgraciadamente estas descripciones son bastante vagas y en algunos casos contradictorias, aún así han coincidido en señalar un aspecto alto y cerrado de pastos y de pajonales. Si bien la introducción de ganado desde las vecinas llanuras de Buenos Aires comenzó en el siglo XVII (en los años 1611 y 1617), a principios del siglo XIX aún no se habían alambrado los campos y podemos suponer que el aspecto de las praderas conservaba las características originales. Luego de 400 años el pastoreo ha modificado la estructura de la pradera generando dos estratos: una matriz herbácea cuya altura en general no supera los 5 cm y un segundo grupo de especies intersticiales, menos abundantes, formado por maciegas de pastos más duros y pequeños arbustos o subarbustos leñosos. La matriz herbácea está formada fundamentalmente por pastos perennes cuya homogeneidad es sólo aparente ya que su composición florística es muy variada. La riqueza de especies se ha estimado en alrededor de 2000 (Del Puerto, 1967) y para el grupo de gramíneas aproximadamente 400. En un trabajo publicado en 1944, Rosengurtt realiza una descripción fisonómica de los tipos de vegetación más importantes del Uruguay, llamándole campos a las praderas naturales. Los campos no sólo son diversos en cuanto a la composición de especies, sino también en cuanto al hábito de crecimiento de las mismas. Coexisten, aún en áreas muy pequeñas, plantas prostradas, que exploran el espacio horizontalmente a través de largos rizomas o estolones, otras de crecimiento erecto, otras que forman rosetas pegadas al suelo. De acuerdo a su ciclo de vida, existen especies anuales, bienales y perennes. Estas últimas son las especies más abundantes mientras que las anuales son escasas y crecen en los intersticios de la matriz de especies perennes. Sin embargo, las anuales se vuelven abundantes en condiciones de alta degradación (Rosengurtt, 1944) o también en lugares donde el suelo es muy superficial o casi inexistente.

De acuerdo al tipo de metabolismo fotosintético las plantas se pueden clasificar en C_4 y C_3 . Las plantas con metabolismo C_4 (ejemplos de plantas de cultivo son el maíz, el sorgo, la caña de azúcar) tienen una capacidad de producción de materia orgánica

superior a las especies C_3 . Dada la mayor eficiencia en el uso del agua las plantas C_4 son competitivamente superiores en ambientes cálidos en comparación con las especies C_3 ; sin embargo, son excluidas en habitats sombreados o fríos. Bajo condiciones de pastoreo por ganado nuestras praderas muestran un claro predominio de gramíneas con metabolismo C_4 , cuyo período de mayor crecimiento vegetativo se concentra en verano. La dominancia de gramíneas C_4 y relativamente poca importancia de dicotiledóneas exóticas en los campos uruguayos contrasta con lo observado en los pastizales pampeanos (Facelli, 1988; Facelli *et al.*, 1988; Chaneton & Facelli, 1991).

1. ¿Qué beneficios obtenemos de nuestras praderas naturales?

Este bioma constituye la base fundamental de nuestra producción ganadera. Por lo tanto el mayor porcentaje de los bienes con valor de mercado como la carne, la leche, la lana y el cuero depende de la producción de biomasa de la vegetación natural.

Las praderas, sin embargo, proveen otros servicios o beneficios, que si bien no es fácil asignarles un "valor de mercado" tienen enorme importancia para la población humana: los servicios ecosistémicos. Las praderas naturales contribuyen a mantener la composición atmosférica secuestrando carbono, absorbiendo metano y reduciendo las emisiones de óxido nitroso. También regulan el intercambio de energía entre la superficie y la atmósfera y mantienen la diversidad específica y genética. Su presencia disminuye las pérdidas de suelo por erosión, contribuye al ciclado de nutrientes y provee habitats a numerosas especies animales.

Las praderas secuestran en el suelo grandes cantidades de carbono en forma de materia orgánica. En un suelo de pradera pueden acumularse en los primeros 20 cm del perfil más de 50 toneladas de carbono orgánico por hectárea. Su transformación en tierras agrícolas provoca un aumento en las emisiones de dióxido de carbono. Este enriquecimiento de CO_2 atmosférico tiene importantes efectos sobre el clima ya que junto con otros gases trazas como el metano y el óxido nitroso generan el llamado "efecto invernadero". Estos gases si bien son transparentes a la radiación solar de onda corta, absorben la radiación de onda larga emitida por la tierra provocando en consecuencia un incremento de la temperatura atmosférica (Sala y Paruelo, 1997). Los acuerdos asociados al protocolo de Kioto están generando un mercado para las emisiones de Carbono. Recientes estimaciones asignan valores entre 7 y 130 U\$S a la tonelada de carbono (Costanza *et al.*, 1997).

La regulación del clima se señala como otro importante servicio ecosistémico de las praderas. Los efectos provocados por distintas intensidades de pastoreo, particularmente el sobrepastoreo o transformaciones más radicales como la agricultura provocan cambios en la estructura, composición y cobertura de las comunidades. Estos cambios en la cobertura del suelo modifican la dinámica estacional de la energía reflejada por la superficie (albedo) o de las pérdidas de agua provocando cambios en los balances de energía a nivel regional y global. La conservación de los suelos es otro importante servicio de este ecosistema. El cambio en la cobertura vegetal y el incremento del suelo desnudo tiene dramáticos efectos sobre el suelo, provocando su erosión.

2. ¿Cuánto y cómo modificamos a las praderas?

Un 76 % (12.346.791 ha) del territorio uruguayo es ocupado por praderas naturales en las cuales la ganadería es la actividad principal. Las pasturas implantadas abarcan el 7.3% (1.195.979 ha). Las tierras agrícolas representan sólo el 3.6% (597.533 ha) del país. La forestación con *Eucalyptus sp.* y *Pinus sp.*, dos especies exóticas, se ha

incrementado enormemente en los últimos años y a nivel nacional representa el 4% (660.869 ha) del territorio (MGAP, DIEA, 2001). Las modificaciones que el hombre realiza en la pradera cubren un amplio rango de alteraciones, desde la apropiación de una parte de la productividad de la comunidad nativa hasta un reemplazo total del bioma pradera por otro (por ejemplo: un bosque siempreverde). En la sección siguiente veremos cuál es el impacto de estos cambios sobre la pradera.

3. ¿Cuáles son los principales efectos del pastoreo, la agricultura y la forestación sobre la pradera natural?

Los cambios en el uso de la tierra (ya sea por intensificación del uso o por reemplazo de comunidades) tienen consecuencias sobre los ecosistemas. Éstas pueden dividirse en dos grandes aspectos: los estructurales y los funcionales.

3.1. Cambios estructurales

Estos cambios involucran distintos componentes del ecosistema: el suelo, la fauna y la vegetación. Aquí se describirán los cambios en la estructura de la vegetación: la composición específica o de grupos funcionales, la abundancia relativa de las distintas especies, su cobertura y su distribución vertical o estratificación.

Tanto la agricultura como la forestación provocan cambios drásticos sobre la vegetación ya que remueven completamente la cobertura original y la reemplazan por el cultivo. Los efectos en este caso son radicales, la riqueza cae abruptamente, y la heterogeneidad estructural también lo hace, el reemplazo en ambos casos promueve una nueva cobertura completamente homogénea. Los efectos de la ganadería, sin embargo, son variados en cuanto a intensidad y dependen de un conjunto de factores tanto del ambiente como de la historia de uso del sitio. Señalaremos de modo general que la herbivoría por ganado doméstico promueve cambios en la composición, abundancia, cobertura y estructura vertical de la vegetación cuyo impacto debe cuantificarse y es particular a cada situación de manejo (Figura 1) (Altesor *et al.*, 1998, Rodríguez *et al.*, 2002, Altesor *et al.*, 2002).

En parcelas que fueron clausuradas al ganado, las comunidades vegetales mostraron una disminución en la riqueza. El mismo patrón fue descrito para distintas praderas de la región (Facelli, 1988; Facelli *et al.*, 1988, Altesor *et al.*, 1998, Rodríguez *et al.*, 2002, Altesor *et al.*, 2002). El pastoreo puede incrementar la diversidad reduciendo la dominancia de las especies competidoras superiores. Las especies de crecimiento erecto que pueden excluir por sombreado a aquéllas de hábito postrado disminuyen su abundancia bajo pastoreo. Esto favorece en última instancia la coexistencia de un mayor número de especies. La magnitud de este efecto varía según la productividad del sitio (Milchunas *et al.*, 1988). Sitios más productivos, en ambientes con mayores precipitaciones o suelos más profundos, experimentan cambios de mayor magnitud que aquellos en los cuales las limitaciones hídricas son mayores. En la Pampa Argentina, Sala *et al.* (1986) encontraron que las especies nativas planófilas y la mayor parte de las especies exóticas desaparecían después de cuatro años de exclusión. En la misma región Facelli (1988) reportó que los pastos nativos con crecimiento postrado desaparecían rápidamente cuando se excluía el pastoreo. En un estudio realizado en una pradera de Cerro Largo se detectó que los cambios más importantes en las comunidades ocurrieron en las primeras etapas de la sucesión inducida por la exclusión del pastoreo, o sea en los dos o tres primeros años después de realizada la clausura

¿Cuáles son los efectos de la ganadería sobre la pradera natural?

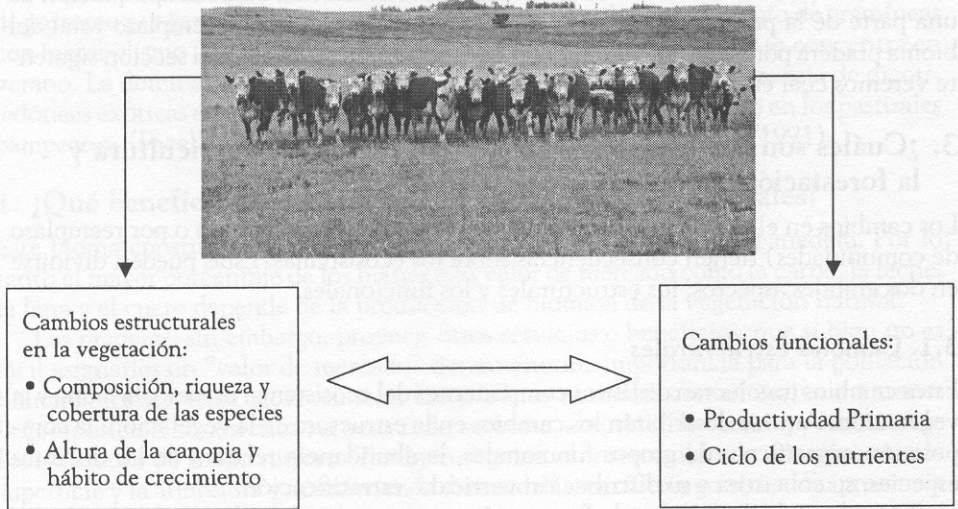


Figura 1. Esquema que muestra algunos efectos de la ganadería sobre la estructura de la vegetación y el funcionamiento ecosistémico.

(Rodríguez *et al.*, 2001, 2002). De acuerdo a su comportamiento sucesional las gramíneas se clasificaron en tres grupos:

1. *Gramíneas dominantes en condiciones de pastoreo.* Este grupo está formado por especies rastreras como *Paspalum notatum*, una gramínea de hábito de crecimiento postrado que se propaga a través de rizomas largos y que era dominante bajo el régimen de pastoreo en todas las comunidades estudiadas. Este grupo, que representaba alrededor del 80% de las gramíneas de la comunidad, desapareció completamente después de tres años de clausura.
2. *Gramíneas de situaciones intermedias.* Reemplazan a las anteriores, e incluyen especies como *Paspalum plicatulum* y *Briza subaristata*.
3. *Gramíneas dominantes en ausencia de pastoreo.* Este grupo comprendió a especies como *Coelorachis selloana*, *Stipa setigera* y *Piptochaetium stipoides*, todas ellas de hábito erecto. Estas especies demoran en general más de 5 años en hacerse dominantes una vez clausurada un área al pastoreo.

Las hierbas no mostraron, en general, tendencias sucesionales claras, ellas conforman un grupo de especies intersticiales menos abundante y también menos predecible en cuanto a su comportamiento sucesional. Sin embargo pueden ser buenas descriptoras de las diferencias espaciales relacionadas con factores ambientales, tales como profundidad, tipo de suelo, contenido de humedad, etc.

Una aproximación alternativa a la descripción florística tradicional y que está siendo muy utilizada en los últimos años en los estudios de impactos ante las perturbaciones provocadas por el hombre es la definición de grupos funcionales de plantas (Lavorel *et al.*, 1997; McIntyre y Lavorel, 2001). En las praderas templadas se han

definido cinco tipos de grupos funcionales: gramíneas C_3 , gramíneas C_4 , arbustos, hierbas y suculentas (Paruelo & Lauenroth, 1996). Los primeros tres grupos representan la mayor proporción de la biomasa y muestran claros patrones definidos por gradientes ambientales. En otros casos los grupos funcionales fueron descritos utilizando características morfológicas, regenerativas o de persistencia, tales como la altura, el hábito de crecimiento, la forma de vida (herbácea o leñosa), la proporción entre la hoja y el tallo, la presencia de espinas o pelos, la dureza de las hojas, la duración del ciclo de vida, la capacidad reproductiva o de crecimiento vegetativo, etc.

Los cambios florísticos descriptos más arriba para praderas uruguayas fueron acompañados de cambios en ciertos atributos de las plantas. Tres características morfológicas: el hábito de crecimiento, la altura y la forma de la hoja mostraron claros cambios en respuesta a la exclusión. El pastoreo aumenta la importancia del hábito de crecimiento postrado. Nuestros resultados coinciden con estudios previos que señalaron que el pastoreo reduce la altura promedio de la canopia y el tamaño de las hojas en la comunidad, así como concentra la biomasa cerca del suelo (Noy-Meir *et al.*, 1989; Díaz *et al.*, 1992; Lavorel *et al.*, 1999; Landsberg *et al.*, 1999). El período de crecimiento vegetativo mostró un cambio muy claro entre situaciones contrastantes de pastoreo. Muchas gramíneas estivales con metabolismo C_4 evitan la herbivoría gracias a su hábito de vida postrado. Estas especies son dominantes en condiciones de pastoreo y desaparecen después de la exclusión del ganado, mientras que las especies invernales con metabolismo C_3 que presentan rizomas cortos y crecimiento erecto, no son exitosas en los sitios pastoreados.

En la Pampa Argentina, el pastoreo ha promovido la invasión de las praderas por especies exóticas con crecimiento invernal (Facelli, 1988; Facelli *et al.*, 1988; Chaneton & Facelli, 1991). En nuestras praderas, por el contrario, no se registran dichos niveles de invasión. Un estudio de los efectos del pastoreo a largo plazo se realizó comparando los relevamientos realizados por Rosengurtt en 1936 y los realizados por la Dirección de Suelos del MGAP en 1989-1990. En este trabajo, si bien se detectó un abrupto descenso en la calidad forrajera de las especies luego de 55 años de pastoreo tradicional, la presencia de especies exóticas invasoras fue muy escasa. No obstante, aumentan significativamente especies de hierbas nativas con hábitos de crecimiento postrados, conocidas como malezas enanas y disminuye la frecuencia de gramíneas de hábito de crecimiento erecto y particularmente con metabolismo C_3 (Gallinal *et al.*, 1938, Altessor *et al.*, 1998).

3.2. Cambios funcionales

El funcionamiento se refiere a la manera según la cual el ecosistema intercambia materia y energía con el ambiente. Analizaremos el impacto del uso de la tierra sobre tres aspectos del funcionamiento ecosistémico: la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA), la evapotranspiración y el ciclo del nitrógeno. La PPNA es la tasa de generación de biomasa de un pastizal y se expresa en unidades de materia seca, carbono o energía por unidad de área y de tiempo (generalmente Kg/ha/año). La PPNA es, por otra parte, la determinante fundamental de la disponibilidad de forraje y en consecuencia de la carga animal de una pradera (Oesterheld *et al.*, 1998).

Diversos estudios han analizado los patrones de variación y los controles de la PPNA. La precipitación media anual es la determinante principal de la PPNA promedio (Sala *et al.*, 1988, McNaughton *et al.*, 1993, Paruelo *et al.*, 1999). Sin embargo los factores que controlan las variaciones estacionales e interanuales de la PPNA

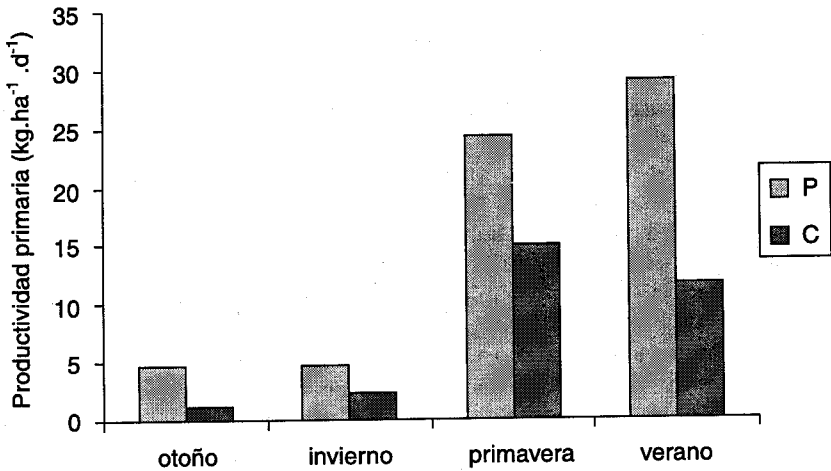


Figura 2. Productividad Primaria Neta Aérea estimada estacionalmente en un área pastoreada y en otra clausurada a la herbivoría durante 8 años (Establecimiento El Relincho, Dpto. de San José).

tienen una naturaleza compleja y no lineal (Paruelo y Lauenroth, 1998, Paruelo *et al.*, 1999). Los datos de productividad primaria en la región son escasos y esto se debe fundamentalmente a las dificultades que implica su medición a través de cortes periódicos de biomasa, una metodología que insume mucho tiempo. En nuestro país los estudios de productividad han sido enfocados fundamentalmente con objetivos aplicados (Berreta, 1994; Formoso, 2001). En un estudio realizado en San José con el objetivo de evaluar los efectos del pastoreo sobre la productividad primaria se observó un aumento de un 108% en la PPNA en la pradera pastoreada ($565 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) en comparación con la productividad de una pradera clausurada a la herbivoría de ganado doméstico durante 8 años ($270,8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$) (Figura 2). Estos resultados apoyan la hipótesis clásica que postula un incremento en la productividad como resultado de un incremento en el número de especies. Dos aspectos están determinando este resultado, por un lado las diferencias en estructura y composición florística entre las comunidades, y por otro lado el efecto de la remoción de biomasa realizada por el ganado antes de la medición que impidió la acumulación de material senescente (Figura 3).

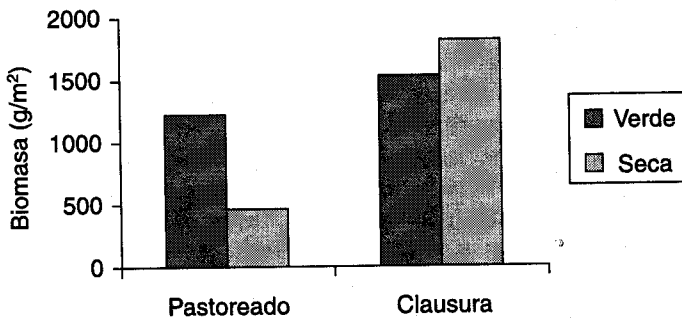


Figura 3. Comparación de la biomasa verde y seca cosechada en un área pastoreada y otra clausurada a la herbivoría durante 8 años (Establecimiento El Relincho, Dpto. de San José).

Al analizar ambos efectos por separado encontramos que la comunidad de la clausura podría ser potencialmente más productiva que aquella bajo pastoreo, pero dicha productividad estaría limitada por la gran acumulación de biomasa seca que disminuye la radiación interceptada por la superficie fotosintética (Altesor *et al.*, 2002).

Los sensores remotos han comenzado a ser usados tanto para estimar la productividad primaria estacional a distintas resoluciones, (Paruelo y Lauenroth, 1998, 2000; Piñeiro *et al.*, 2001) como para caracterizar la heterogeneidad espacial de los distintos tipos de recursos forrajeros (Paruelo y Golluscio, 1994). Los sensores montados en satélites de observación terrestre como el LANDSAT o el NOAA/AVHRR permiten medir la reflectancia de la superficie de la tierra en diferentes longitudes de onda. Un canopeo con una elevada área foliar absorbe la mayor parte de la energía incidente en la banda de longitudes de onda correspondiente al rojo, en consecuencia la cantidad reflejada en esta banda es pequeña. La estructura de los tejidos foliares (la presencia de mesófilo en empalizada) determina a su vez una alta reflectancia en la banda correspondiente al infrarrojo cercano. Los tejidos fotosintetizantes son el único tipo de superficie que muestra este comportamiento, la mayor absorción en el rojo y reflexión en el infrarrojo. La reflectancia en esas bandas registrada por los satélites puede integrarse en un índice que muestra una estrecha asociación con la vegetación: el índice verde normalizado (IVN). Estudios detallados sobre la transferencia de la radiación dentro de un canopeo establecieron que el IVN es un estimador de la capacidad fotosintética de aquél y por lo tanto de la Productividad Primaria.

La transformación de la cobertura vegetal más estudiada a nivel mundial ha sido el impacto provocado por la tala de bosques y el reemplazo por praderas artificiales o pasturas. Sin embargo el tipo de transformación que se está dando en nuestro país ocurre en la dirección opuesta, las plantaciones de eucaliptus y pinos reemplazan a las praderas naturales, sitios que originalmente no poseían vegetación arbórea. Los efectos de este tipo de transformación han sido muy poco analizados. Los sensores remotos y los índices presentados más arriba permitieron estudiar el impacto de este tipo de cambios en la cobertura del suelo a nivel regional. Nos referiremos aquí a los resultados de un estudio del impacto de plantaciones forestales sobre las praderas del Río de la Plata (Argentina y Uruguay) que abarca un gradiente de precipitación de 550 a 1200 mm/año y 14.5 a 19° C de temperatura, sobre una variedad de tipos de suelo. Cuando se comparan áreas contiguas de pastizal y montes implantados se observa que la forestación incrementó el promedio anual del IVN entre 4 y 41% para un período de 7 años (Figura 4); generó una reducción promedio de la temperatura superficial de 0.85° C y un aumento de la evapotranspiración entre 20 y 110 mm/año. Este último resultado muestra que la forestación utiliza más agua que la pradera y puede tener un fuerte impacto sobre el ciclo del agua superficial y subterránea (Garbulsky *et al.*, 2002).

Para los departamentos de Río Negro y de Paysandú se registró un incremento en el IVN y consecuentemente en la PPNA durante los últimos 20 años asociado al aumento del área forestada. En la Figura 5 se muestra la variación estacional del índice verde como indicador de la productividad para los 3 usos del suelo: forestación, agricultura y ganadería. Los resultados señalan que la forestación incrementó la productividad en un 9% con respecto a la PPNA de la pradera natural (Sarli *et al.*, 2002). El cambio en el uso del suelo no sólo modificaría la cantidad total de carbono fijado sino también su dinámica a lo largo del año. Por ejemplo, el uso agrícola adelanta a la primavera el momento de máxima productividad del sistema. Si bien el uso agrícola no modificaría la cantidad de energía interceptada por la canopia en el año, cambia su distribución.

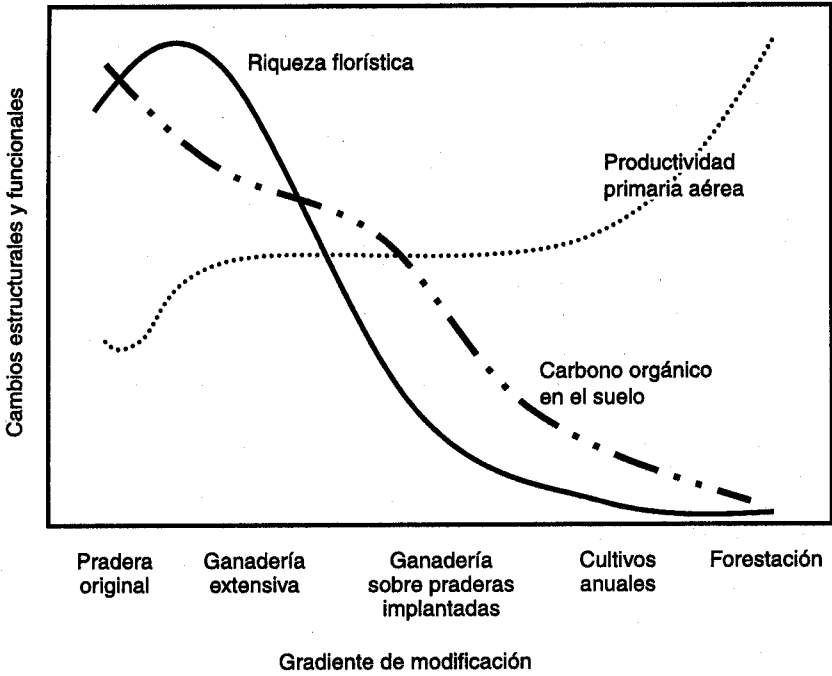


Figura 4. Cambios en la riqueza florística, Productividad Primaria y Carbono orgánico del suelo en función de un gradiente de usos a partir de la pradera natural original.

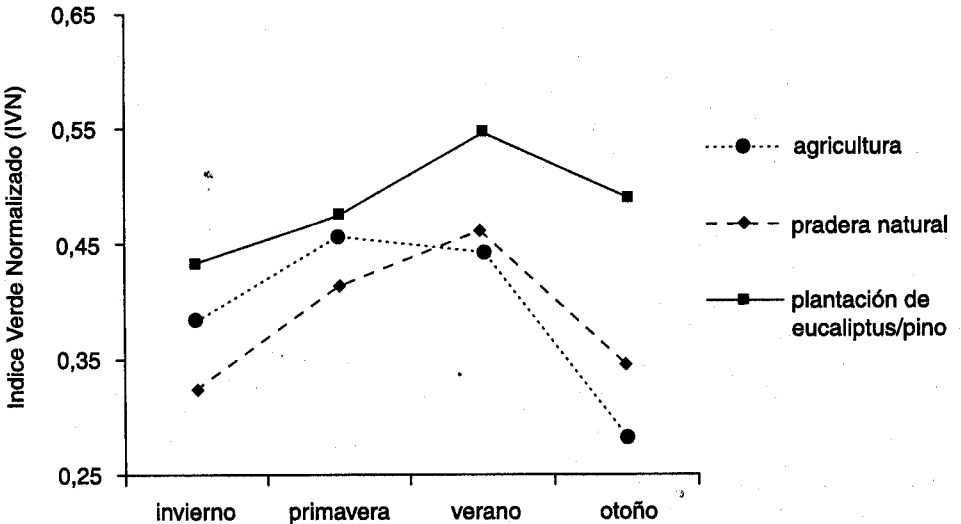


Figura 5. Variación estacional del Índice Verde para los tres usos del suelo: ganadería, forestación y agricultura. Los datos corresponden al período 1996-1997 en los Departamentos de Río Negro y Paysandú.

Otra herramienta que permite analizar los efectos del pastoreo a largo plazo es el uso de modelos de simulación de los ciclos biogeoquímicos. El modelo Century (Parton *et al.*, 1987) ha sido utilizado para estudiar el impacto del pastoreo sobre los ciclos del carbono y el nitrógeno desde la introducción del ganado por los europeos en las praderas del Río de la Plata (Piñeiro *et al.*, 2002). Los resultados de las simulaciones señalan una pérdida de Nitrógeno del suelo y una reducción del 22% en el carbono orgánico después de 400 años de pastoreo (Figura 4).

4. ¿Qué sabemos y qué nos falta conocer?

Las evidencias disponibles muestran que el uso de las praderas naturales o su reemplazo por cultivos o bosques implantados modifican profundamente distintos aspectos de su estructura y funcionamiento. Esto evidentemente afecta la capacidad del ecosistema más abundante del país de proveer servicios ecosistémicos básicos. ¿En qué medida está disminuyendo a nivel nacional la capacidad de secuestrar carbono de los suelos de pradera? ¿Cuánto está disminuyendo la diversidad biológica por extinciones locales o pérdida de habitats? ¿Cuáles son las consecuencias sobre la dinámica del sistema climático local o regional de modificar el momento en el cual el flujo de agua desde el suelo a la atmósfera es máximo? ¿Cómo afecta la dinámica regional del agua superficial o subterránea el aumento de la evapotranspiración asociada a las plantaciones forestales? Estas son cuestiones que requieren una urgente respuesta si queremos anticipar las consecuencias del reemplazo de las praderas naturales.

Los estudios ecológicos proveen elementos para contestar algunas de estas preguntas, sin embargo la cuantificación del impacto de las actividades antrópicas requiere de mecanismos de extrapolación de los estudios a escala de parcela, al paisaje o la región. La caracterización del impacto necesita no sólo de una definición de los cambios promedio sino de su variación en el espacio y el tiempo. La generación de situaciones de referencia (por ejemplo el rango de la variación interanual de la productividad primaria o de la abundancia de una especie dada) es clave para poder evaluar en qué medida un patrón de cambio responde a una tendencia o resulta de la variabilidad natural del sistema. En tal sentido sería necesario:

1. Caracterizar regionalmente la heterogeneidad estructural de los pastizales del área. La heterogeneidad estructural incluye la evaluación de la composición florística y la proporción de formas de vida.
2. Evaluar los patrones espaciales de funcionamiento del ecosistema, particularmente la dinámica estacional de la productividad primaria neta y de la evapotranspiración.
3. Cuantificar los efectos de la ganadería sobre distintos aspectos estructurales y funcionales de las praderas: la biodiversidad, la productividad primaria, la proporción de tipos funcionales de plantas, el contenido de materia orgánica del suelo y la dinámica del nitrógeno.
4. Generar áreas protegidas de suficiente extensión y representatividad de la heterogeneidad de las praderas uruguayas con fines de conservación, investigación y docencia. Estas áreas deberían constituir las situaciones de referencia contra las cuales evaluar las consecuencias del uso de este ecosistema.
5. Integrar regionalmente los estudios de manera de incluir áreas correspondientes a los campos del sur de Brasil y las pampas de Argentina. Esta integración permitirá expandir el número de sitios y el tipo de modificaciones que se realizan en este bioma.

Bibliografía

- Altesor, A.; Di Landro, E.; May, H. & Ezcurra, E. (1998). Long-term species change in a Uruguayan grassland. *Journal of Vegetation Science* 9: 173-180.
- Altesor, A.; Oosterheld, M.; Lezama, F.; Leoni, E. & Rodríguez, C. (2002). Effect of grazing enclosure on community structure and productivity of an Uruguayan grassland. 45th International Association of Vegetation Science Symposium, Porto Alegre, Brasil
- Berreta, E.J. (1994). Producciones de pasturas naturales en el Basalto. Serie Técnica INIA 13, 12-18.
- Costanza, R.; d' Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R.; Paruelo, J.M.; Raskin, R.; Sutton, P. & van der Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 357: 253-260.
- Chaneton, E.J. & Facelli, J.M. (1991). Disturbance effects on plant community diversity: spatial scales and dominance hierarchies. *Vegetatio* 93: 143-155.
- Del Puerto, O. (1967). Hierbas del Uruguay. *Nuestra Tierra* N° 19 68 pp. Montevideo.
- Díaz, S.; Acosta, A. & Cabido, M. (1992). Morphological analysis of herbaceous communities under different grazing regimes. *Journal of Vegetation Science* 3: 689-696.
- Facelli, J.M. (1988). Response to grazing after nine years of cattle exclusion in a Flooding Pampa grassland, Argentina. *Vegetatio* 78: 21-25.
- Facelli, J.M.; León, R.J.C. & Deregibus, V.A. (1988). Community structure in grazed and ungrazed grassland sites in the Flooding Pampa, Argentina. *Am. Midl. Nat.* 121: 125-133.
- Formoso, D.; Oficialdegui, R. & Norbis, R. (2001). Producción y valor nutritivo del campo natural y mejoramientos extensivos. En: *Utilización y Manejo de mejoramientos extensivos con ovinos*, Secretariado Uruguayo de la Lana, pp. 7-24, Montevideo.
- Gallinal, J.; Bergalli, L.; Campal, E.; Aragone, L. & Rosengurt, B. (1938). *Estudios sobre praderas naturales del Uruguay*. Primera Contribución. Imprenta Germano Uruguay, Montevideo.
- Garbulsky, M.; Jobbágy, E.; Paruelo, J.M.; Sarli, V. & Jackson, R. (2002). The impact of afforestation on ecosystem functioning on grassland areas of temperate South America. 29th International Symposium on Remote Sensing of Environment. Buenos Aires.
- Landsberg, J.; Lavorel, S. & Stol, J. (1999). Grazing response groups among understorey plants in arid rangelands. *Journal of Vegetation Science* 10: 683-696.
- Lavorel, S.; McIntyre, S.; Landsberg, J. & Forbes, T.D.A. (1997). Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 474-478.
- Lavorel, S.; McIntyre, S. & Grigulis, K. (1999). Plant response to disturbance in a Mediterranean grassland: How many functional groups? *Journal of Vegetation Science* 10: 661-672.
- McIntyre, S. & Lavorel, S. (2001). Livestock grazing in subtropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. *Journal of Ecology* 89: 209-226.
- McNaughton, S.; Sala, O. & Oosterheld, M. (1993). Comparative ecology of African and South American arid to subhumid ecosystems. En: Goldblatt, P. (ed.) *Biological Relationships between Africa and South America*, pp. 548-567, Yale Univ. Press, New Haven.
- MGAP-DIEA. (2001). Censo General Agropecuario. Montevideo.
- Milchunas, D.G.; Sala, O.E. & Lauenroth, W.K. (1988). A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *American Naturalist* 132: 87-106.
- Noy-Meir, I.; Gutman, M. & Kaplan, Y. (1989). Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology* 77: 290-310.
- Oosterheld, M.; Di Bella, C. & Herdiles, K. (1998). Relation between NOAA-AVHRR satellite data and stocking rate of rangelands. *Ecological Applications* 8, 207-212.
- Parton, W.; Schimel, D.; Cole, C. & Ojima, D. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 51, 1173-1179.

- Paruelo, J.M. & Lauenroth, W.K. (1996). Relative abundance of plant functional types in grasslands and shrublands of North America. *Ecological Applications* 6: 1212-1224.
- Paruelo, J. M. & Golluscio, R. A. (1994). Range assesment using remote sensing in Northwest Patagonia (Argentina). *Journal of Range Management* 47:498-502.
- Paruelo, J. M. & Lauenroth, W. K. (1998). Interannual variability of the NDVI curves and their climatic controls in North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography* 25: 721-733.
- Paruelo, J.M.; Garbulsky, M.F.; Guerschman, J.P. & Oesterheld, M. (1999). Caracterización regional de los recursos forrajeros de las zonas templadas de Argentina mediante imágenes satelitarias. *Revista Argentina de Producción Animal* 19: 125-131.
- Paruelo, J.M.; Oesterheld, M.; Di bella, C.M.; Arzadum, M.; Lafontaine, J.; Cahuepe, M. & Rebella, C.M. (2000). A calibration to estimate primary production of subhumid rangelands from remotely sensed data. *Applied Vegetation Science* 3:189-195.
- Piñeiro, G.; Paruelo, J.M & Oesterheld, M. (2002). Long-term grazing impacts on carbon and nitrogen cycling in South American grasslands. 45 th Symposium of the International Association for Vegetation Science.
- Piñeiro, G.; Oesterheld, M. & Paruelo, J.M. (2001). Estimación de la productividad y la biomasa aérea de pasturas templadas de Sud América mediante imágenes satelitales. *Revista Argentina de Producción Animal*, vol 21: 129-130.
- Rodríguez, C.; Leoni, E.; Lezama, F. & Altesor, A. (2001). Efecto de la exclusión del ganado sobre la frecuencia de especies de pradera natural. 1ª Reunión Binacional de Ecología (Argentina, Chile), Bariloche, Argentina.
- Rodríguez, C.; Leoni, E.; Lezama, F. & Altesor, A. (2002). Effects of grazing exclosure on species composition and plant traits in a Uruguayan grassland. 45th International Association of Vegetation Science Symposium, Porto Alegre, Brasil.
- Rosengurtt, B. (1944). Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. 4ta Contribución. Las Formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. *Agros* N° 134, Montevideo.
- Sala, O.E.; Oesterheld, M.; León, R.J.C. & Soriano, A. (1986). Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67: 27-32.
- Sala, O.E.; Parton, W.; Joyce, L. & Lauenroth, W. (1988). Primary production of the central grassland region of the United States. *Ecology* 69:40-45.
- Sala, O.E. & Paruelo, J.M. (1997). Ecosystem services in grasslands. En: Daily, G. (ed.) *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, pp. 237-252, Island Press, Washington, DC.
- Sarli, V.; Piñeiro, G. & Paruelo, J.M. (2002). Land-use changes modified ecosystem functioning in northwest Uruguay. 45 th Symposium of the International Association for Vegetation Science. Porto Alegre, Brasil.
- Soriano, A. (1991). Río de la Plata grasslands. pp. 367-407. En R.T. Coupland, (ed) *Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, Amsterdam.