



Construyendo Sostenibilidad: Un Enfoque experimental para analizar el Impacto del Pastoreo Mixto y Único en los Grupos funcionales del ecosistema Campos

Building Sustainability: An Experimental Approach to Analyze the Impact of Mixed and Single Grazing on Functional Groups of the Campos Ecosystem

Martínez, Marcos Javier^{1*}, Formoso, Daniel², Boggiano, Pablo³.

¹ Dirección General de Recursos Naturales. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Avda E. Garzón 456. Montevideo. Uruguay.

² Investigador privado – consultor. Yaguaron 1391/201, CP 11100 Montevideo, Uruguay.

³ Profesor agregado del Departamento de Producción Animal y Pasturas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 15-08-2024

Accepted 10-03-2025

Keywords:

Campos

Campo Natural

Sheep-cattle grazing

Review Article, Animal Science

*Corresponding author:

Martínez, Marcos Javier

E-mail address:

ing.agr.mjmt@gmail.com

ABSTRACT

The need to increase resources to support a growing global population disrupts the balance of ecosystems, especially those used for grazing. Among these is the *Campos* ecosystem, which includes the Campo Natural, occupying 57.23% of Uruguay's territory (30-35°S, 53-58°W). This ecosystem is composed of grasses, herbs, sedges, shrubs, and legumes, and is dedicated to the commercial exploitation of sheep and cattle. In the search for the best balance between these herbivores for sustainable grazing, an experiment was conducted from March 2008 to September 2011, consisting of mixed and single grazing, with three sheep-cattle ratios and both species separately. The effects of grazing on the Campo Natural were recorded in the *functional groups* that represent the *condition* of the vegetation, with the best response observed under mixed grazing. In contrast, single-species grazing produced a different imbalance depending on whether sheep or cattle were involved, resulting in a loss of *condition*. The implications of these results for the sustainability of the system are discussed.

RESUMEN

La necesidad de incrementar los recursos para sostener una población mundial en crecimiento altera el equilibrio de los ecosistemas, especialmente los de uso pastoril. Entre estos se encuentra el ecosistema Campos, que incluye al Campo Natural, ocupando un 57,23% del territorio de Uruguay (30-35°S, 53-58°W). Este ecosistema está compuesto por gramíneas, hierbas, ciperáceas, arbustos y leguminosas, y se dedica a la explotación comercial de ovinos y bovinos. En la búsqueda del mejor balance entre ambos herbívoros para un pastoreo sostenible, se estableció, desde marzo de 2008 hasta septiembre de 2011, un experimento de pastoreo mixto y único, compuesto por tres relaciones ovino-bovino y ambas especies por separado. Los efectos del pastoreo sobre el Campo Natural se registraron en los *grupos funcionales* que representan la *condición* de la vegetación, observándose la mejor respuesta con pastoreo mixto, mientras que el pastoreo único produjo un desbalance diferente según se tratara de ovinos o bovinos, lo que se tradujo en una pérdida de *condición*. Se discuten las implicancias de estos resultados sobre la sostenibilidad del sistema.

Palabras clave: Campos, Campo Natural, pastoreo ovinos-bovinos.

INTRODUCCION

El aumento de la población mundial (Monjeau *et al.*, 2015; Gomes da Silva *et al.*, 2020; Smith y Archer, 2020) supone una mayor demanda de recursos como alimentos, agua y energía, además de una expansión de áreas urbanas y agrícolas (Ramankutty *et al.*, 2002; Paruelo

et al., 2005; Pimentel y Pimentel, 2006; Cleland, 2013), causando deforestación, degradación del suelo y pérdida de biodiversidad (Scherr y Yadav, 1996; Oldeman, 1998; Reyes y Gandhi, 2003; Olson *et al.*, 2004; Giam, 2017; Castro Vélez, 2018; Franco *et al.*, 2019; Ferreira *et al.*, 2022; Cañete *et al.*, 2023), llevando a cambios que afectan a personas y ecosistemas.

La sostenibilidad de los ecosistemas (Shrivastava, 1995; Fenwick, 2007; Gliessman *et al.*, 2007; Yonglong *et al.*, 2015; Roche y Campagne, 2017), depende de los servicios ecosistémicos (Caride *et al.*, 2012; Constanza *et al.*, 1997; Espinosa Camacho, 2020; Opplert *et al.*, 2020; Sala y Paruelo, 1997; Viglizzo *et al.*, 2012; Zhao *et al.*, 2020) que son mantenidos por los herbívoros en pastoreo, como la transformación de la celulosa (Weimer, 1996; De Ramus, 2004; Weimer *et al.*, 2009), la mejora de la salud del suelo (Brown y Herrick, 2016), la regulación del ciclo de nutrientes (De Ramus, 2004) y el mantenimiento del equilibrio entre las especies que componen la vegetación (Pastor *et al.*, 2006; Marion *et al.*, 2010; Van Quang, 2023). Este equilibrio es esencial en los ecosistemas pastoriles (Silva, 2009; Brentano *et al.*, 2015; Achkar, 2017; Steigleder, 2020; Lanfranco *et al.*, 2022; Oliveira-Costa, 2023), al garantizar la preservación y el mantenimiento de la biodiversidad (Fidelis *et al.*, 2007; Da Silva Menezes *et al.*, 2018; Mokany *et al.*, 2020). Los ecosistemas pastoriles son los más grandes ecosistemas del mundo (40,5% del área terrestre sin considerar Groenlandia y Antártida) (Nabinger y Carvalho, 2009). El ecosistema campos (Berretta, 2001; Pallares *et al.*, 2005), definido como una cobertura vegetal integrada principalmente por gramíneas y hierbas con arbustos dispersos, donde los árboles son raros y ocasionalmente concentrados en las márgenes de los cursos de agua (Berretta y Do Nascimento, 1991; Allen *et al.*, 2011), es considerada una subregión de los pastizales templados subhúmedos de América del Sur (Soriano, 1992; Oyarzabal *et al.*, 2019), que se extienden desde los 28°-38°S a los 50°-66.5°W abarcando unos 760.000 km² (Paruelo *et al.*, 2007; Miñarro *et al.*, 2008).

En Uruguay (ROU) (30-35°S 53-58°W), la referencia al ecosistema campos se conoce como campo natural (Rosengurtt, 1943), ocupa 10.094.020 ha, un 57,23% del territorio (Pérez Rocha, 2020) y aporta más de las tres cuartas partes del forraje que utiliza el ganado en pastoreo (Asuaga y Berterreche, 2019), sobre una gran diversidad de suelos (Durán, 1985), agrupados en ambientes edáficos (Molfino, 2019). Entre sus atributos se destaca su biodiversidad (Boggiano y Berretta, 2006; Boggiano, 2015), caracterizada por la presencia de más de 550 especies de diferentes tribus de gramíneas, así como de dicotiledóneas, leguminosas y otros géneros (Bilenca y Miñarro, 2004; Boggiano y Berretta, 2006; Rodríguez *et al.*, 2008) que contribuyen a la resistencia y la resiliencia (Angeler y Allen, 2016; Hoss *et al.*, 2022) frente a eventos extremos, y que se encuentran bajo amenaza (Brazeiro *et al.*, 2008; Modernell *et al.*, 2016), al igual que ecosistemas similares (Overbeck *et al.*, 2007; Porto *et al.*, 2021).

La extensa composición florística del campo natural, al agruparse en grupos funcionales resultantes de la combinación de formas de vida, ciclo de crecimiento

y aceptabilidad por los animales (Rosengurtt, 1979), permite un mejor control de la intervención y sus efectos (de Patta Pillar, 1996; Baggio *et al.*, 2021; Silva, 2022; Silveira *et al.*, 2022).

La intervención principal que afecta la productividad primaria y secundaria (Bülow-Olsen, 1980) es el pastoreo de ganado bovino y ovino organizado según carga animal, relación ovino-bovino y método de pastoreo (Berretta *et al.*, 1990; Formoso y Gaggero, 1990; Berretta, 2005; Formoso, 2005; Formoso y Pereira, 2008). Esta modalidad de intervención es practicada en ambientes similares de la región (Boldrini, 1993; Moojen y Maraschin, 2002; Mezzalira *et al.*, 2012; Oliva, 2019) donde la ganadería ocupa un sitio importante en la economía (Williams y Anderson, 2020).

La influencia del pastoreo sobre los grupos funcionales en los ambientes edáficos (Klemmedson, 1956; Lopez *et al.*, 2006) determina la condición (Dyksterhuis, 1949; Smith, 1979; Wilson y Tupper, 1982; Friedel, 1991) del campo natural (Formoso, 2019). Sin embargo, la condición es dinámica y puede revertirse y mejorarse combinando adecuadamente el manejo de los animales, los recursos naturales (Basile *et al.*, 2021; Blumetto *et al.*, 2023) y un clima favorable (Panario y Bidegain, 1997; Bettolli *et al.*, 2010, Tiscornia *et al.*, 2016).

Las consideraciones precedentes suponen un equilibrio entre los pastoreadores (bovinos y ovinos, principalmente) con su ecosistema, lo que conferiría productividad y estabilidad según la revisión realizada. Sin embargo, desde fines del siglo pasado, la agricultura, liderada por la soja (*Glycine max* L. Merr) (Oyhantçabal *et al.*, 2012) y la forestación (Ferrer y Lirola, 2012), establecieron una relación contractual entre agricultores y ganaderos (Arbeletche y Carballo, 2009) para la aplicación de tecnologías de alto impacto productivo, pero de efecto ambiental negativo (Viglizzo *et al.*, 2006). En las últimas décadas se constató una reducción del área de campo natural por cambios en el uso del suelo e incremento de la agricultura y la forestación (Perez Rocha, 2020). Simultáneamente a la reducción en el área ganadera, se constató un cambio en la composición del rodeo nacional, con disminución de los ovinos de 25 a 6 millones y aumento de los bovinos de 8 a 11 millones, en un período de treinta años (Durán, 2023).

Esos cambios en el escenario agropecuario podrían repercutir en la condición del campo natural, donde los cambios en la composición botánica y en la estructura tendrían consecuencias en la estabilidad y adaptación al cambio climático (Alley *et al.*, 2007) y la provisión de servicios ecosistémicos (Altesor, 2011; Fernández *et al.*, 2017).

Si bien existen referencias sobre relación de pastoreo (Nolan y Connolly, 1989; Nolan, 1996; Kitessa y Nicol, 2001; D'Alexis *et al.*, 2013; Hilario *et al.*, 2017), los objetivos de la mayoría de los trabajos han sido enfocados a la existencia de competencia o comple-

mentariedad entre los herbívoros, medido a través de la productividad primaria o secundaria (Nicol, 2015; Carvalho *et al.*, 2005). Sin embargo, una postura más analítica y explicativa buscaría no solo cuantificar el potencial productivo del pasto, sino también entender los mecanismos de funcionamiento y los procesos que determinan si este potencial se alcanza o no (Nabinger y Carvalho, 2009).

Los trabajos nacionales como el de Formoso (2005) mostraron incrementos en la contribución de las gramináceas al aumentar la relación ovino-bovino, pero sin considerar efectos del pastoreo mono-específico.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la respuesta de la vegetación a nivel de grupos funcionales, al pastoreo único de bovinos y ovinos en contraste con el pastoreo mixto de ambas especies en diferentes relaciones.

Se espera que los resultados proporcionen insumos para el manejo sostenible del campo natural.

MATERIALES Y METODOS

El experimento se localizó en un área de Campo Natural de la Institución Secretariado Uruguayo de la Lana (33°52'30" S 55°35'54" W), (SUL, <https://www.sul.org.uy>). Los suelos dominantes corresponden a Aquic Páchic Argiudolls y Páchic Argiudolls (Soil Taxonomy), desarrollados sobre la formación geológica de Basamento Cristalino y sedimentos cuaternarios (Boschi, 1991). Se establecieron seis tratamientos: tres de pastoreo mixto en tres relaciones ovino/bovino de 5/1, 3/1 y 1/1 (en adelante OB 5a1, OB 3a1 y OB 1a1) siendo la carga 0,85 Unidades Ganaderas ha⁻¹ (en adelante UG ha⁻¹ para todos los tratamientos); dos tratamientos de pastoreo solo ovino en dos cargas, 0,85 UG ha⁻¹ y 1,1 UG ha⁻¹ (en adelante O085 y O11) y un tratamiento de pastoreo solo bovino con carga 0,85 UG ha⁻¹ (en adelante B085), con un área total del experimento de 94,52 ha (Figura 1).

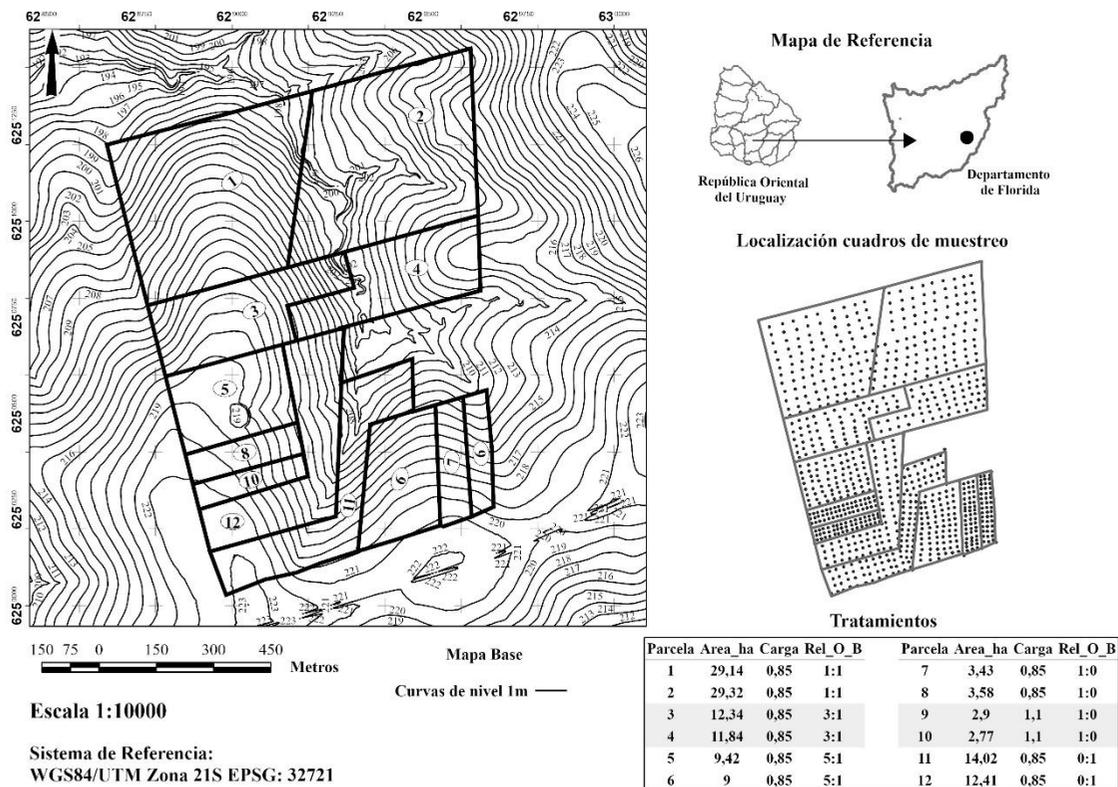


Figura 1. Mapa parcelario del área experimental (33°52'30" S 55°35'54" W) situada en el Departamento de Florida de Uruguay (ROU), con distribución de las 12 parcelas de los tratamientos y repeticiones. El mapa está superpuesto sobre un MDE de curvas de nivel a 1m de distancia (rango 192-223msnm). Lado derecho: mapa de distribución de los 884 cuadros de muestreo de 1 m² y tabla con la superficie de las parcelas.

Figure 1. Paddock map of the experimental area (33°52'30" S 55°35'54" W) located in the Florida Department of Uruguay (ROU), showing the distribution of the 12 treatment and replication plots. The map is overlaid on a DEM with contour lines spaced 1 meter apart (range 192-223 meters above sea level). Right side: map showing the distribution of the 884 sampling squares of 1 m² and a table with the area of the plots.

La UG es definida como los requerimientos anuales en kg MS ha⁻¹ año⁻¹ de una vaca de 380 Kg de peso vivo que cría y desteta un ternero por año (Saravia et al, 2011). Por tanto 0,85 UG ha⁻¹ es equivalente a 323 kg de peso vivo ha⁻¹ y 1,1 UG ha⁻¹ es equivalente a 418 Kg de peso vivo ha⁻¹. Las categorías animales utilizadas fueron 30 corderos por tratamiento de 25.3 ± 8.0 kg de peso vivo promedio, siendo 22 de la raza Corriedale y 8 de la raza Texel; y 60 vacas de 379,3 ± 91.0 kg de peso vivo promedio, de la raza Hereford y cruza Hereford x Aberdeen Angus, distribuidas en 6, 10, 14 y 30 animales para ajustar la carga en UG y la relación ovino/bovino. Se estableció en 1,0 y 0,11 la equivalencia ganadera de una vaca y de un cordero de acuerdo con el peso y categoría (Saravia et al, 2011).

El diseño experimental fue en parcelas al azar con dos repeticiones. El método de pastoreo fue de carga continúa caracterizado por el acceso irrestricto de los animales al agua de bebida y las especies campestres durante todo el periodo de crecimiento de las plantas (Heady, 1970; Allen et al., 2011).

El experimento comenzó en marzo de 2008 y los muestreos de la pastura se realizaron entre agosto y setiembre del 2011.

Para la descripción de la composición botánica se utilizó el método fitosociológico o de Zúrich - Montpellier desarrollado por Braun-Blanquet (1950). El protocolo de muestreo fue sistemático, sobre puntos geográficamente determinados y equidistantes aproximadamente a 30 metros entre sí en un GPS manual sobre una imagen de Google Earth (Figura 1).

La cobertura-abundancia de las especies se registraron en cuadros de 1 m², siendo la menor superficie relevada de 90 m² en el tratamiento O11, lo que contempla el área mínima fitosociológica, establecida en 16 m² (Cadenazzi, 1992; Olmos, 1990) y el rango recomendado de 50 a 100 m² para este tipo de vegetación, según Mueller-Dombois y Ellenberg (1974) (Cuadro 1).

El término *tipo funcional* se refiere a un conjunto de organismos que comparten atributos similares en su respuesta a diferentes factores o en sus efectos (Pillar, 2007). De acuerdo con esta definición, las gramíneas se separaron según su ciclo anual en estivales e invernales y estas últimas en anuales y perennes: Gramíneas Perennes Estivales (GE) [*Aristida uruguayensis* Henrard *Axonopus affinis* Chase, *Bothriochloa laguroides* (DC) Herter, *Panicum hians* EII, *Paspalum notatum* Flüegge, *Schizachyrium spicatum* Spreng., *Sporobolus platensis* L.]; Gramíneas Invernales Perennes (GIP) [*Chascolytrum subaristatum* (Lam.) Desv., *Danthonia montevidensis* Hackel et Arech, *Danthonia rhizomata* Swallen, *Piptochaetium montevidense* (Spreng) Parodi., *Piptochaetium stipoides* Trin et Rupr.], Gramíneas Invernales Anuales (GIA) [*Briza minor* L., *Gaudinia fragilis* L., *Vulpia australis* Nees ex Steud.]; se excluyeron dos gramíneas de los grupos anteriores: *Nassella*

Cuadro 1. Cantidad de puntos de 1m² de superficie, relevados por tratamiento aplicando el método fitosociológico de Braun-Blanquet.

Table 1. The number of points of 1m² of surface surveyed by treatment applying the Braun-Blanquet phytosociological method.

Carga	Relación		area muestra	
	UG ha ⁻¹	Ovinos	Bovinos	Puntos
0,85			1	217
0,85	1		1	222
0,85	3		1	125
0,85	5		1	134
0,85	1			96
1,1	1			90
				884

charruana (Arechav.) Barkworth y *Paspalum quadrifarium* Lam. para conformar un nuevo grupo (STIPAJ), ya que ambas especies son consideradas por Rosengurtt (1945, 1979), como especies de tipo productivo duro y de alto porte, comúnmente denominadas *espartillos* y *maciegas* respectivamente, y su presencia dominante representa un *endurecimiento* del campo que afecta su *condición* (Formoso, 2019). Los restantes componentes fueron las familias de ciperáceas [*Carex bonariensis* Desf., *Cyperus reflexus* Vahl] y juncáceas (CIP) [*Juncus bufonis* L., *Juncus capillaceus* Lam.]; las hierbas enanas (HE) [*Oxalis* sp., *Evolvulus sericeus* Swallen, *Richardia humistrata* (Cham et Schlecht) Steud., *Chaptalia piloselloides* Vahl., *Chevreulia sarmentosa* Pers.] siendo dicotiledóneas de bajo porte que, al incrementar su presencia, también afecta la *condición* del campo (Formoso, 2019). El último grupo lo constituyeron las subarbutivas (SUBARB), [*Acanthostyles buniifolius* (Hook. y Arn.) R.M. King y H. Rob., *Baccharis coridifolia* DC., *Baccharis trimera* (Less.) DC. y *Eryngium horridum* Malme].

La combinación de los diferentes tipos funcionales determina la *condición* de la vegetación, entendiendo por *condición* el estado de salud o productividad tanto del suelo como del forraje de una zona determinada, en términos de lo que podría o debería ser bajo condiciones climáticas normales y el mejor manejo posible (Dyksterhuis, 1949).

En cada cuadro de muestreo se midió la altura de la vegetación (ALT), colocando una regla verticalmente sobre el nivel del suelo, evitando depresiones y mirando horizontalmente a través del estrato superior más denso, sin considerar puntas o curvaturas de hojas aisladas. (Cangiano, 1996). La matriz de datos de coberturas obtenidos de la escala de Braun y Blanquet se trans-

formó a valores numéricos, de acuerdo con Perelman *et al.* (2008), (Cuadro 2).

A los efectos de ordenar los tratamientos, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con las variables transformadas. El PCA estima combinaciones lineales independientes de las variables originales de tal manera que el primer componente (Dim1) resume la mayor variación posible en los datos, y cada componente subsiguiente representa proporciones decrecientes (Camargo, 2022). Se seleccionaron aquellos componentes con valores propios o autovalores superiores a uno de acuerdo con el criterio de Kaiser (Kaiser, 1960; Cattell, 1966). Se utilizó el coseno cuadrado (Cos^2) como la contribución de cada variable, que indica la calidad de su representatividad en el espacio de los componentes principales (Abdi y Williams, 2010). En el PCA, se agruparon los registros de los tratamientos O085 y O11 con el objetivo de incrementar el número de puntos y así mejorar la precisión y exactitud del análisis de los datos, ya que subjetivamente las diferencias en la estructura y los componentes de la vegetación no eran lo suficientemente contrastantes como para mantener los tratamientos separados. Además, se analizó la significancia de los componentes seleccionados (Dim) a un nivel de confianza del 95% aplicando el paquete de R FactoMineR (Lê *et al.*, 2008).

Se analizó la matriz de correlaciones de Pearson entre las variables para evaluar las relaciones mutuas y su significancia al nivel de 95%. Posteriormente, se aplicó el método de Ward.D2 (R Core Team, 2021), como algoritmo de agrupamiento jerárquico. Este método minimiza la varianza dentro de cada grupo, favoreciendo la formación de grupos compactos y homogéneos.

En la determinación del número óptimo de agrupamientos que mejor representa la estructura de los da-

tos, se utilizaron, el método del *codo* (Elbow method) (R Core Team, 2021) que identifica el punto de inflexión donde la inercia intragrupo se estabiliza; el método de la *silueta* (Silhouette method) (Rousseeuw, 1987) evalúa la cohesión interna de los grupos y la separación entre ellos para cuantificar la calidad del conglomerado; el método *gap-statistic* (Tibshirani *et al.*, 2001) del paquete *Cluster* en R, compara la variación intragrupo observada con la esperada en una referencia aleatoria y el paquete *NbClust*, también de R, que proporciona una evaluación exhaustiva de múltiples criterios, incluyendo el coeficiente de Calinski-Harabasz (1974), donde valores altos indican grupos más compactos y bien separados.

Se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para evaluar diferencias en las variables compuestas por los *tipos funcionales* y los grupos definidos por los tratamientos, cuando los datos no cumplen con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas.

Los resultados de la prueba se presentaron de manera gráfica mediante diagramas de cajas y bigotes (*boxplot*). Las diferencias significativas entre grupos fueron indicadas con letras sobre los *boxplots*, donde grupos con letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Las precipitaciones anuales y las temperaturas promedio durante el ensayo fueron de 1104 mm y 17.2°C, respectivamente. Estos registros se consideran no relevantes en comparación con la serie histórica del sitio del experimento (1986-2011), que presenta valores de 1245 mm y 16.2°C.

RESULTADOS Y DISCUSION

Ordenamiento de las variables y tratamientos

En el PCA, se retuvieron los componentes (Dim) 1 y 2, que explicaron conjuntamente el 86.4% de la variabilidad total (57.4% y 29.0%, respectivamente). Aunque sólo Dim1 fue significativo ($p < 0.05$), el mantenimiento de Dim2 permitió una interpretación más completa de la estructura de los datos y las relaciones entre las observaciones (Cuadro 3).

El Dim1 se correlacionó positivamente con las variables GIA, HE, CIP, STPAJ, SUBARB y ALT, y negativamente con GE y GIP. Este eje distingue un estrato gramíneo perenne de una vegetación con tendencia al *endurecimiento* (STPAJ), degradación (GIA, CIP y HE), incremento de la arbustización (SUBARB) y mayor altura (ALT). El Dim2 mostró una baja correlación positiva con GIP y una baja correlación negativa con GE, diferenciando el estrato gramíneo según su ciclo anual. Además, Dim2 presentó una correlación media a alta positiva con GIA, HE y CIP, y una correlación media a alta negativa con STPAJ, SUBARB y ALT. De este modo,

Cuadro 2. Transformación a valores numéricos, de la escala de Braun-Blanquet, de acuerdo con el valor promedio de cobertura en porcentaje.

Table 2. Transformation to numerical values of the Braun-Blanquet scale, according to the average coverage value in percentage.

Escala de Braun-Blanquet	Cobertura promedio (%)
R	0
+	0,1
1	5
2	17,5
3	37,3
4	62,5
5	87,5

Cuadro 3. Correlación entre las variables estudiadas y los primeros dos ejes del análisis de componentes principales, conteniendo el 86,4% de la varianza total, Dim1 57,4% y Dim2 29% respectivamente. Gramíneas estivales (GE), gramíneas invernales anuales (GIA), pajas y maciegas (STPAJ), arbustivas (SUBARB) y gramíneas invernales perennes (GIP) mostraron altas correlaciones para el eje 1; mientras que hierbas enanas (HE) y Ciperáceas (CIP) altas correlaciones para el eje 2.

Table 3. Correlation between the variables studied and the first two axes of the principal components analysis, containing 86.4% of the total variance, 57.4% and 29%, respectively. Summer grasses (GE), annual winter grasses (GIA), maciegas and straws (STPAJ), shrubs (SUBARB) and perennial winter grasses (GIP) showed high correlations for axis 1; while dwarf herbs (HE) and Cyperaceae (CIP) have high correlations for axis 2.

	Dim 1	Dim 2
GE	-0.84	-0.14
GIA	+0.92	+0.38
HE	+0.55	+0.83
CIP	+0.33	+0.87
STPAJ	+0.83	-0.54
SUBARB	+0.84	-0.33
GIP	-0.91	+0.14
ALT	+0.64	-0.5

se separan las variables asociadas a una *condición* que indica degradación (GIA, HE y CIP) (Millot *et al.*, 1987), de una *condición* hacia el *endurecimiento* (STPAJ), arbustización (SUBARB) y mayor altura (ALT).

Al ordenar los tratamientos en el ámbito de las variables (Figura 2), se destacan por su contribución (Cos^2) y representatividad, el tratamiento de pastoreo mixto OB 1a1, asociado con GE y GIP; B085, asociado con CIP, HE y GIA; y O085, asociado con SUBARB, STPAJ y ALT. Los tratamientos OB 3a1 y 5a1 mostraron baja representatividad y contribución para ambos componentes. Sin embargo, estos tratamientos se ubicaron en posiciones intermedias entre O085 y OB 1a1, lo cual denota los cambios florísticos a medida que la proporción de ovinos se incrementa hasta ser la única especie en pastoreo.

De acuerdo con estos resultados, los tratamientos de pastoreo mixto mantienen la estabilidad de la vegetación (GE y GIP), especialmente en una relación de 1a1. En contraste, el tratamiento B085 tiende a un tapiz vegetal en degradación, incrementando la cobertura-abundancia de GIA, HE y CIP. Por otro lado, el tratamiento O085 tiende a una condición de endurecimiento (STPAJ) y arbustización (SUBARB). Estas conclusiones coinciden con lo observado por otros autores (Cook, 1954; Van Dyne y Heady, 1965), dado

que el ovino prefiere hojas nuevas, ya sea de gramíneas como de dicotiledóneas, rechazando las hojas maduras envejecidas (Formoso, 2005; Formoso y Pereira, 2008; Bulla, 2014).

Las contribuciones en ambos componentes y los valores de Cos^2 de la variable ALT indican una representatividad media a baja, posiblemente influenciada por el periodo estacional en que se realizó el estudio, cuando la disponibilidad de forraje es generalmente escasa, y en particular con mayor presencia de ovinos, que por su hábito de consumo y tamaño mandibular pueden explorar estratos más bajos (Montossi *et al.*, 2000).

Correlación entre Grupos Funcionales

La matriz de correlación entre grupos funcionales (Figura 3), mostró que el estrato graminoso de perennes (GE y GIP) se correlacionó positivamente ($r = 0,89$, $p < 0,001$). Por otro lado, ambas variables presentaron altas correlaciones negativas ($p < 0,001$ y $p < 0,01$) con SUBARB, GIA y STPAJ ($r = -0,95$ y $-0,96$; $-0,98$ y $-0,91$; $-0,81$ y $-0,96$, respectivamente). Asimismo, el grupo compuesto por SUBARB, GIA y STPAJ tuvo altas correlaciones positivas entre sí ($r = 0,93$ a $r = 0,81$, $p < 0,001$, $p < 0,01$). Las HE mostraron una correlación positiva con GIA ($r = 0,80$, $p < 0,01$) y negativa con GE ($r = -0,72$, $p < 0,05$). Esto indicó que la pérdida del entramado graminoso generó más espacio para que GIA y HE, previamente menos visibles, ocuparan los espacios intersticiales y presentaran mayor cobertura-abundancia (Rosenfurt, 1946). Las CIP no presentaron correlaciones relevantes con el resto de las variables, excepto con HE, con la que mostraron una correlación media ($r = 0,66$, $p < 0,05$). Según Formoso (1998), este tipo funcional fue más abundante en estaciones con mayor humedad en el suelo, como el invierno, y tendieron a ser más frecuentes en tapices abiertos, aunque sin gran cobertura debido al tamaño de las plantas. Esto explicó su asociación con el tratamiento B085 y su baja correlación con el resto de las variables.

El efecto de los tratamientos sobre las variables permitió clasificar la composición de la vegetación en tres condiciones. Una *condición alta* caracterizada por la cobertura-abundancia de GE y GIP; una *condición media* definida por SUBARB y STPAJ; y una *condición baja* identificada por HE y GIA. Las GIA mostraron una presencia creciente en las *condiciones media* y *baja*, siendo más notorias en esta última, lo cual coincide con las observaciones de Formoso (2019).

Agrupamiento y análisis de tratamientos

Los resultados obtenidos mediante el PCA fueron validados utilizando técnicas de agrupamiento, confirmando la formación de dos grupos: uno compuesto por los tratamientos de pastoreo mixto (BO 1a1, 3a1 y 5a1)

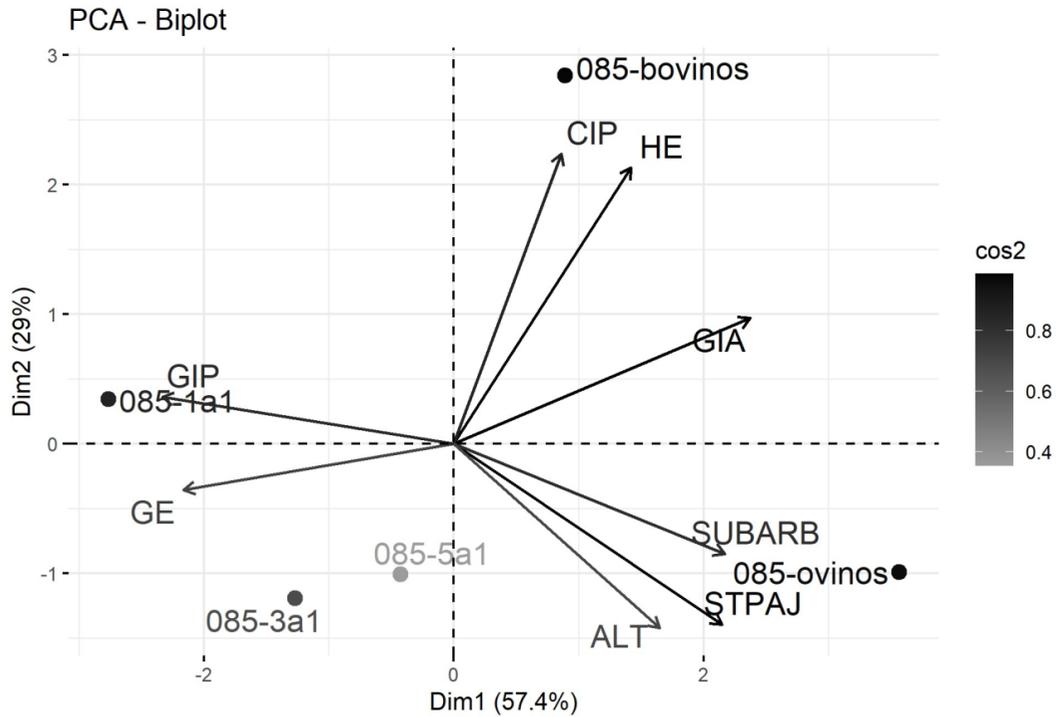


Figura 2. Ordenamiento de los tratamientos respecto a los componentes principales (Dim1 y Dim2) y su contribución a la explicación de la varianza (57.4% y 29.0%, respectivamente). El coseno cuadrado (Cos2) de la contribución de una variable indica la calidad de su representatividad en el espacio de los componentes principales (1: alta representatividad, 0: escasa o nula representatividad).

Figure 2. Arrangement of treatments with respect to the principal components (Dim1 and Dim2) and their contribution to the explanation of variance (57.4% and 29.0%, respectively). The squared cosine (cos2) of a variable's contribution indicates the quality of its representativeness in the principal component space (1: high representativeness, 0: little to no representativeness).

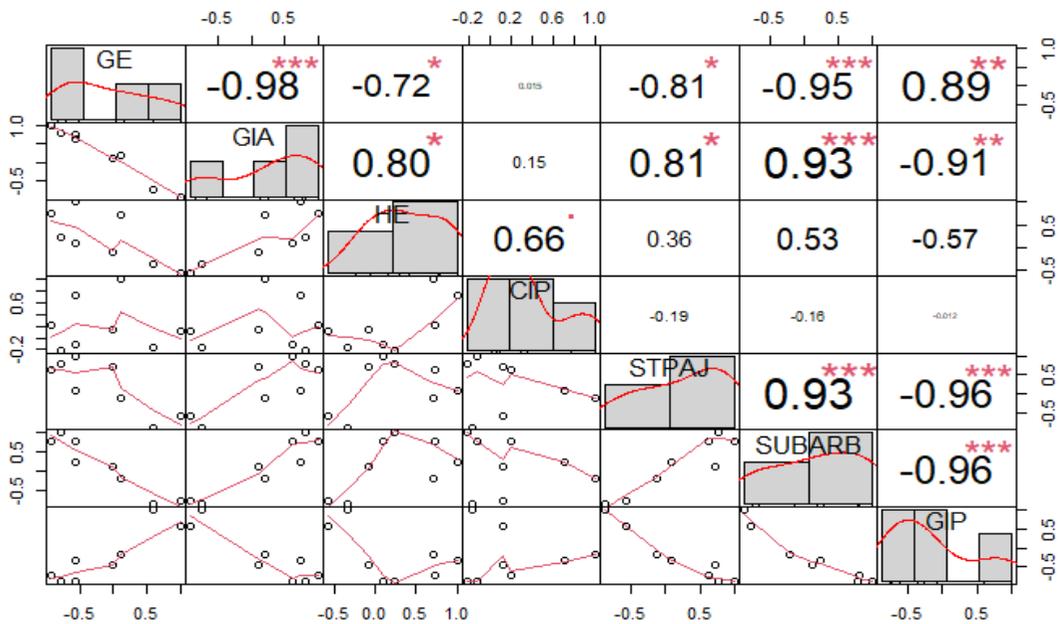
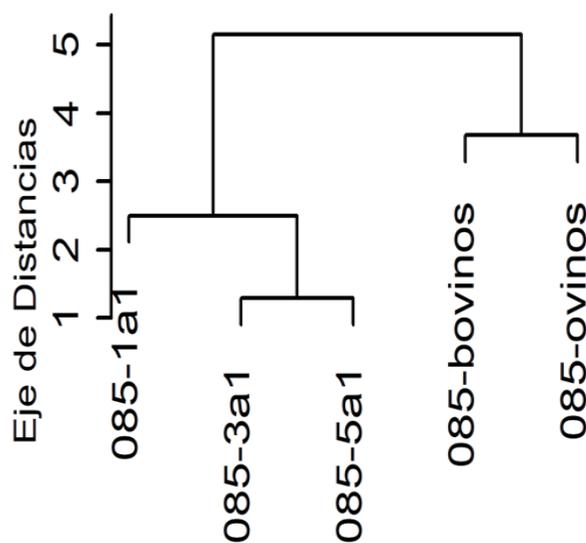


Figura 3. Matriz de correlación de Pearson entre registros transformados de cobertura-abundancia de grupos funcionales correspondientes a los tratamientos de pastoreo. Significancia: $p < 0.001$ (***) ; $p < 0.01$ (**); $p < 0.05$ (*).

Figure 3. Pearson correlation matrix between transformed records of coverage-abundance of functional groups corresponding to grazing treatments. Significance: $p < 0.001$ (***) ; $p < 0.01$ (**); $p < 0.05$ (*).

y otro por los tratamientos de pastoreo único (O085 y B085). La consistencia en la formación de estos grupos fue verificada por los métodos del *codo*, el índice de *Silhouette*, la *brecha estadística* y el índice de *Calinski-Harabasz* (Figura 3). A pesar de que el tratamiento BO 1a1 muestra cierta disimilitud con los tratamientos BO 3a1 y BO 5a1, no se formó como un tercer grupo independiente porque las diferencias con los otros tratamientos de pastoreo mixto no fueron suficientemente significativas en comparación con la variabilidad interna dentro de los grupos. Es decir, aunque BO 1a1 presenta una mayor distancia euclídea en relación con BO 3a1 y BO 5a1, esta distancia no es lo suficientemente grande como para justificar la creación de un nuevo grupo. Los métodos de determinación del número óptimo de agrupamiento indicaron que la inclusión de BO 1a1 en el grupo de pastoreo mixto maximiza la cohesión interna del grupo y la separación entre grupos, manteniendo así la mejor estructura del conglomerado.

El segundo grupo, compuesto por B085 y O085, se formó a una distancia euclídea de 3.7. Esta distancia es mayor que la del grupo de pastoreo mixto, lo que indica que las diferencias entre los grupos son más pronunciadas. Esto no implica necesariamente que los componentes internos de cada grupo sean más diferentes entre sí, sino que los grupos están más alejados uno del otro (Figura 4).



Al comparar tratamientos mediante la prueba de Kruskal-Wallis para cada variable (Figura 5), se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$), en GE solo para OB 1a1; en GIP, solo O085 registró diferencias; para GIA, O085, B085 y OB 5a1 fueron superiores a OB 3a1 y OB 1a1; B085 fue superior HE; para STIPAJ, O085 presentó la mayor cobertura, OB 5a1 y B085 cobertura intermedia y OB 1a1 y 3a1 la menor; para SUBARB, O085 difirió de OB 1a1 y 5a1; en CIP, B085 difirió del resto y O085 no difirió de los pastoreos mixtos y en ALT, OB 5a1 y O085 difirieron de los demás.

El resultado de GIA subraya que el pastoreo mixto con relaciones de 1a1 y 3a1 presenta la mejor *condición*, coincidiendo con Formoso y Pereira (2008) y Formoso (2005). A su vez, los resultados en HE, muestran que la presencia de ovinos, independientemente de la relación, reduce la cobertura-abundancia de este *tipo funcional* (Martínez y Pereira, 2011; Formoso y Pereira, 2008; Formoso, 2005), en contraste, con su incremento en pastoreo único de bovinos.

En lo que se considera *endurecimiento*, STIPAJ mostró una significativa cobertura-abundancia en el tratamiento O085 al igual que OB 5a1 con la diferencia que el primero no tiene una especie que pueda consumirla en periodos de crisis forrajera y por consiguiente tiende a fortalecerse como lo reportan Formoso y Pereira (2008).

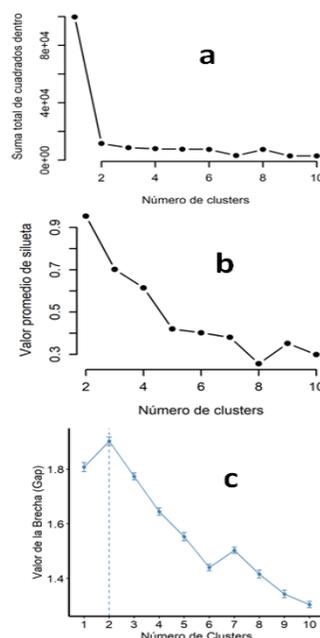


Figura 4. Dendrograma de agrupamiento jerárquico utilizando el método de Ward.D2 y la distancia euclídea como parámetro de formación de grupos en función de las similitudes/diferencias entre tratamientos. Índice de Calinski-Harabasz: N° de conglomerados= 2, índice de Valor= 6681,9080. Gráficos (derecha): a. Método del Codo; b. Índice de Silueta; c. Brecha Estadística.

Figure 4. Hierarchical clustering dendrogram using the Ward.D2 method and the Euclidean distance as a group formation parameter based on the similarities/differences between treatments. Calinski-Harabasz index: No. of clusters = 2, Value index = 6681.9080. Graphics (right): a. Elbow Method; b. Silhouette Index; c. Statistical Gap.

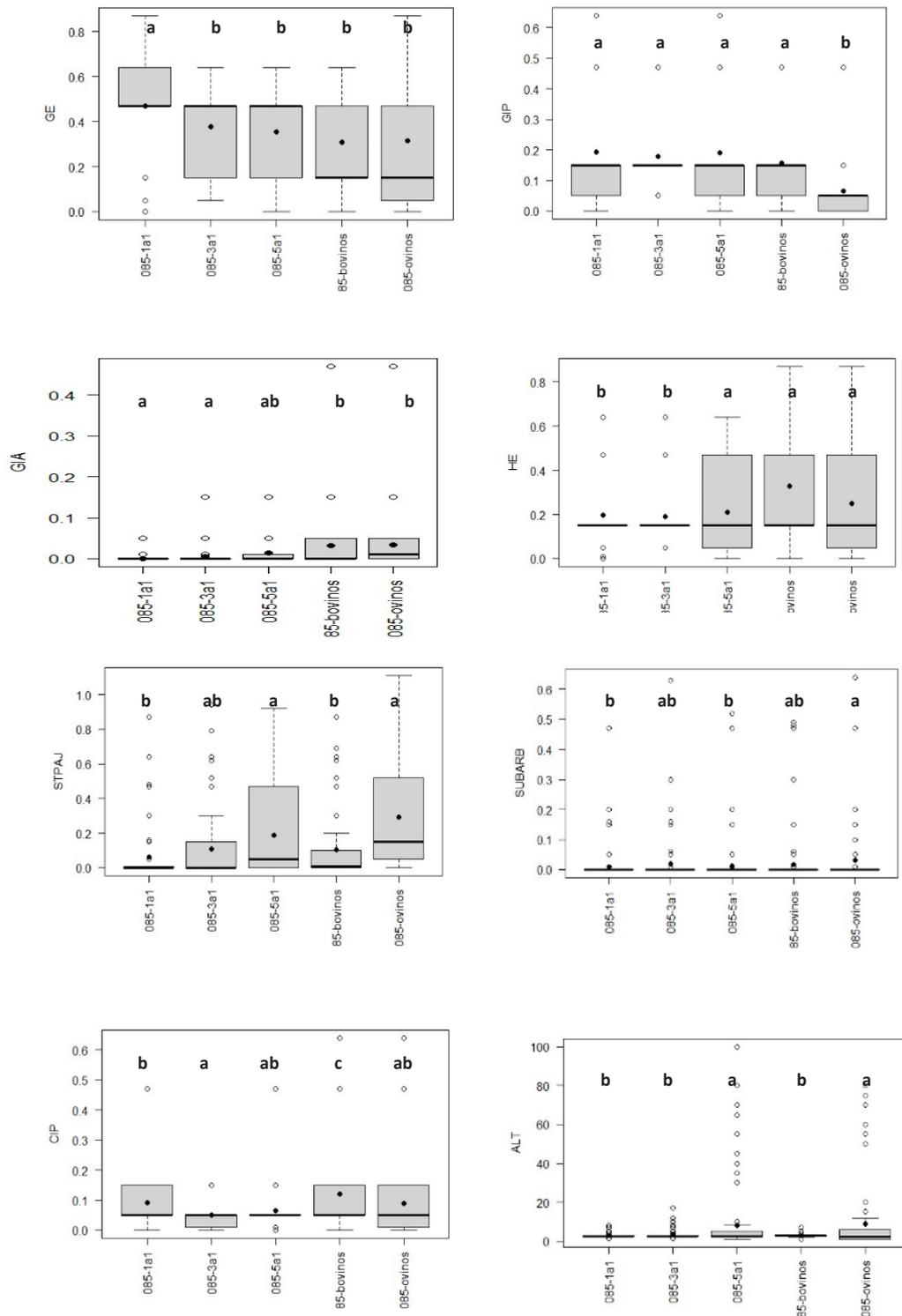


Figura 5. Comparación entre tratamientos mediante la prueba de Kruskal-Wallis. Letras iguales indican diferencias no significativas ($p < 0,05$). Los valores de las variables están representados en gráficos de cajas y bigotes (boxplot). Punto: valor medio; línea: valor de la mediana.

Figure 5. Comparison between treatments using the Kruskal-Wallis test. Same letters indicate non-significant differences ($p < 0.05$). The variable values are represented in box plots. Dot: mean value; line: median value.

En cuanto a SUBARB, sólo O085 difirió significativamente de OB 1a1 y 5a1. Este resultado coincide con lo mencionado con respecto a STPAJ siendo en este caso una tendencia al *ensuciamiento* porque la especie que podría ejercer un control como el ovino, o se encuentra en muy baja proporción (1a1), o la favorece la doble estructura (5a1) o ha sido superado por el desarrollo de las arbustivas (O085). Asimismo, no debería descartarse la influencia de la topografía y el tipo de suelo (Perelman et al., 2001, Lezama et al. 2019).

En cuanto a CIP, la diferencia de B085 con los demás tratamientos muestra que los ovinos cosechan este tipo funcional en ciertos periodos y que su presencia está limitada a determinadas condiciones de humedad del suelo (Formoso, 1998). A su vez ALT, relacionada al *tipo funcional* dominante, mostró diferencias en los tratamientos donde se produce endurecimiento y doble estructura, como O085 y OB 5a1.

En resumen, GE y GIP muestran una tendencia negativa desde los pastoreos mixtos, especialmente el OB 1a1, hacia los tratamientos de pastoreo con una sola especie. Las variables de menor condición (GIA, CIP y HE) están asociadas con pastoreos solo con bovinos, mientras que SUBARB, STIPAJ y ALT están vinculadas a pastoreos solo con ovinos.

Los resultados obtenidos concuerdan con Montossi et al. (2000), quienes indican que tanto bovinos como ovinos prefieren las hojas verdes de las gramíneas, que constituyen aproximadamente el 70% de su dieta promedio. Esto respalda la hipótesis de competencia por recursos forrajeros (Carvalho et al., 2005). Sin embargo, los ovinos consumen más hierbas enanas y hojas verdes que los bovinos, mientras que estos últimos pueden consumir materiales más fibrosos. Esto explica la asociación de HE con el tratamiento B085 y STIPAJ con el tratamiento O085. Según Formoso (1998), las preferencias de bovinos y ovinos varían con la estación y el *tipo funcional*, permitiendo la complementariedad y una mejor *condición* del tapiz en relaciones bajas entre ambas especies. Gordon e Illius (1989) sugieren que para que exista complementariedad debe haber un recurso forrajero que una especie pueda utilizar y la otra no, lo cual se destaca en el experimento al mostrar facilitación de pastoreo cuando hay mayor heterogeneidad de especies presentes (Nicol, 2015).

El pastoreo mixto incrementa la cobertura de las gramíneas perennes, mejorando la calidad y cantidad de la productividad primaria de las especies deseables (Nolan y Connolly, 1977). Además, Su et al. (2023) demuestran que el pastoreo mixto beneficia la biodiversidad, el secuestro de carbono, la producción ganadera y la estructura comunitaria de pasturas, mientras que Jordon (2020) y Fraser et al. (2013) agregan beneficios del pastoreo mixto en relación con las propiedades físicas del suelo, la productividad física del sistema, y la reducción de las emisiones de metano.

Por consiguiente, la combinación de ovinos y bovinos en una determinada carga permite evaluar, cuantificar y estimar la dirección de los cambios en la cobertura del suelo. Estos cambios, a su vez, pueden ser revertidos mediante decisiones de manejo (Basile et al., 2021). Así, la gestión del Campo Natural, tanto económicamente viable como ecológicamente sostenible, se fundamenta en el conocimiento del efecto de variables que pueden ser controladas por quienes administran el sistema.

CONCLUSIONES

El pastoreo mixto resultó más favorable para la comunidad de campo natural en comparación con el pastoreo único (ovino o bovino). Este beneficio se manifestó en una mayor cobertura-abundancia de gramíneas perennes estivales e invernales, especialmente en la relación 1a1.

El pastoreo único de bovinos mostró signos de deterioro en la composición del tapiz vegetal, con una disminución de gramíneas perennes y un aumento de especies pertenecientes a los grupos funcionales de hierbas enanas, ciperáceas, juncáceas y gramíneas anuales invernales.

En contraste, el pastoreo único de ovinos resultó en un incremento de espartillos, maciegas y subarbustos, lo que provocó una mayor altura en la vegetación y creó una apariencia de “doble estructura” con especies de incierto valor nutritivo y reducida preferencia.

La *condición* de una pastura puede modificarse por la presencia o ausencia de ovinos y bovinos, así como por su interacción en diferentes proporciones.

La *condición* de la pastura puede ser manejada con la proporción adecuada de ovinos y bovinos en pastoreo mixto, para lograr una *condición* estable y productiva. Los gestores del sistema pueden ajustar las proporciones de ovinos y bovinos para optimizar los beneficios ecológicos y económicos de la ganadería a cielo abierto.

AGRADECIMIENTOS

Al Secretariado Uruguayo de la Lana (SUL), por permitirnos realizar el experimento en sus instalaciones.

REFERENCIAS

- Abdi, H., Williams, L. J., 2010. Coefficients of correlation, alienation, and determination. Encyclopedia of Measurement and Statistics. Sage, Thousand Oaks, CA.
- Achkar, M., 2017. El bioma pampa: un territorio en disputa. Olhares sobre o pampa: um território em disputa. Evangraf, 126-140.
- Allen V.G., Batello, C., Berretta, E.J., Hodgson, J., Kothmann, M., Li, X., McIvor, J., Milne, J., Morris, J., Peeters M., Sanderson, M., 2011. An international terminology for grazing

- lands and grazing animals. *Grass and Forage Science*, 66, 2–28.
- Alley, R. B., Berntsen, T., Bindoff, N. L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Friedlingstein, P., Zwiers, F., 2007. Resumen para Políticas Responsables de los Expertos sobre Cambio Climático. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático.
- Altesor, A., 2011. Servicios Ecosistémicos de los Pastizales Naturales. Descripción de la Heterogeneidad Florística y Seguimiento de la Productividad Primaria y Secundaria del Campo Natural. Serie FPTA 26, 221-234.
- Angeler, D. G., Allen, C. R., 2016. Quantifying resilience. *Journal of Applied Ecology*, 53 (3), 617-624.
- Arbeletche, P., Carballo, C., 2009. La Expansión Agrícola en Uruguay: Algunas de sus Principales Consecuencias. *Revista de Desarrollo Rural y Cooperativismo Agrario*, 12, 7-20
- Asuaga, A., Berterreche, M., 2019. Uso sostenible del campo natural. Serie FPTA 73.
- Baggio, R., Overbeck, G. E., Durigan, G., de Patta Pillar, V., 2021. To graze or not to graze: A core question for conservation and sustainable use of grassy ecosystems in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19 (3), 256-266.
- Basile, P., Formoso, D., Blumetto, O., 2021. Floristic composition and above-ground net primary production in natural grasslands on basaltic deep soils. *Agrociencia Uruguay*, 25 (2).
- Berretta, E. J., 2001. Ecophysiology and management response of the subtropical grasslands of Southern South America. In *Proceedings of the XIX International Grassland Congress*, Gomide, J.A., Mattos, W.R.S., Silva, S.C., Eds.; São Pedro: Piracicaba, Brazil, 11–21 February 2001, 939-946.
- Berretta E. J., 2005: Producción y manejo de la defoliación en campos naturales de Basalto. Seminario de Actualización Técnica en Manejo de Campo Natural. Serie Técnica 151 INIA. 61-73.
- Berretta, E. J., Do Nascimento, D., 1991. Glosario Estructurado de Términos sobre Pasturas y Producción Animal. Montevideo. IICA. PROCISUR.
- Berretta, E., Levratto, J., Samit, W., Bemhaja, M., Pittaluga, O., Silva, J., Guerra, J., 1990. Efecto del Sistema de Pastoreo, Relación Lanar/ Vacuno y Carga Animal Sobre la Producción y Utilización de Pasturas Naturales. I. Evolución de la Vegetación en Pastoreo Continuo y Rotativo a igual Dotación y Relación Lanar/Vacuno 2/1. En II Seminario Nacional de Campo Natural. 291-298. Tacuarembó: Hemisferio Sur. Montevideo.
- Bettolli, M. L., Del Carmen, M. Á. A., Cruz Brasesco, G., Rudorff, F., Martínez Ortiz, A., Arroyo, J., Armoa, J., 2010. Pastura natural de Salto (Uruguay): relación con la variabilidad climática y análisis de contextos futuros de cambio climático. *Revista Brasileira de Meteorología*, 25, 248-259.
- Bilenca, D., Miñarro, F., 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal de las pampas y campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil (AVPs). Buenos Aires the “Rio de la Plata” temperate grasslands ecoregion, one the most impacted and least protected biomes in the world.
- Blumetto, O., Ruggia, A., Tiscornia, G., 2023. Reconciling the design of livestock production systems and the preservation of ecosystems. In *Sustainable Development and Pathways for Food Ecosystems*, 69-114. Academic Press.
- Boggiano, P., 2015. Pasturas: base del Uruguay productivo. *Latin American Archives of Animal Production*, 23 (5).
- Boggiano, P., Berreta, E., 2006. Factores que afectan la biodiversidad vegetal del campo natural. Reunión del Grupo Técnico en Forrajeras del Cono Sur (21.ª., 2006, Pelotas). Trabajos presentados. Pelotas, Grupo Campos, 93-104.
- Boldrini, I.B., 1993. Dinâmica da vegetação de uma pastagem natural sob diferentes níveis de oferta de forragem e tipos de solos, Depressão Central, RS. Doutorado em Zootecnia. Ph.D. Thesis, UFRGS, Porto Alegre, BR.
- Bossi, J., 1991. Geología del Uruguay. Volumen 1. Departamento de Publicaciones, Universidad de la República.
- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C., Barthesagui, L., 2008. Potenciales impactos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay. Efecto de los cambios globales sobre la biodiversidad, 7-21.
- Brentano, B., Follmann, F. M., Foletto, E., 2015. Background of Storage Units in Rio Grande Do Sul, Brazil. *Ciência e Natura*, 37 (3), 536.
- Brown, J. R., Herrick, J. E., 2016. Making soil health a part of rangeland management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71 (3), 55A-60A.
- Bulla Castellanos, A., 2014. Comparación de indicadores productivos en los sistemas de producción ovina y bovina. Universidad de La Salle. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Zootecnia. <https://hdl.handle.net/20.500.14625/25314>
- Bülow-Olsen, A., 1980. Net primary production and net secondary production from grazing areas dominated by *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. by nursing cows. *Agroecosystems*, 6 (1), 51-66.
- Cadenazzi, M., 1992. Comparación de distintos métodos de muestreo de la vegetación de campos naturales. Tesis de grado de la Universidad de la Republica. Montevideo. Uruguay.
- Calinski, T., Harabasz, J., 1974. A dendrite method for cluster analysis. *Communications in Statistics - Theory and Methods*, 3 (1), 1-27.
- Camargo, A. (2022). PCAtest: testing the statistical significance of principal component analysis in R. *PeerJ*, 10, e12967.
- Cangiano, C.A., 1996. Métodos de medición de fitomasa aérea. Producción animal en pastoreo. INTA, Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Área de Producción Animal. Balcarce, Buenos Aires, Argentina, 117-121.
- Cañete, R., Villalba, N., Aguilera, Y., Ferreira, Á., Ibarra, M., Díaz, M. R., Chung, C. K. K., 2023. El impacto de la deforestación y la necesidad del análisis ambiental. *Revista Científica OMNES*, 5 (1), 61-69.
- Caride, C., Piñeiro, G., Paruelo, J. M., 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, ecosystems & environment*, 154, 23-33.
- Carvalho P. C. de F., Anghinoni I, Moraes A., 2005. O estado da arte em integração lavoura-pecuária. In: *Proceedings of Produção animal: mitos, pesquisa e adoção de tecnologia*. ULBRA, Canoas
- Castro Vélez, Y. O., 2018. La deforestación y su incidencia ambiental en el cambio climático (Bachelor's thesis, JIPIJA-PA-UNESUM).

- Cattell, R.B., 1966. The Scree test for the number of factors. *Multivariate Behavioral Research*, 1, 245-276.
- Cleland, J., 2013. World population growth; past, present, and future. *Environmental and Resource Economics*, 55, 543-554.
- Constanza, R., D'Arge, R., Rudolf de Groot, R., Stephen Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 38, 253-260.
- Cook, C. W., 1954. Common Use of Summer Range by Sheep and Cattle. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 7 (1), 10-13.
- Da Silva Menezes, L., Vogel Ely, C., Lucas, D. B., Minervini Silva, G. H., Boldrini, I. I., Overbeck, G. E., 2018. Plant species richness record in Brazilian Pampa grasslands and implications. *Brazilian Journal of Botany*, 41, 817-823.
- De Patta Pillar, V., 1996. A randomization-based solution for vegetation classification and homogeneity testing. *Coenoses*, 29-36.
- De Patta Pillar, V., 2007. Bases teóricas e metodológicas para utilização de tipos funcionais. *Science*, 14, 323-332
- De Ramus, H. A., 2004. Grazing management of ruminant animals in sustainable agriculture. *Outlook on Agriculture*, 33 (2), 93-100.
- Durán, A., 1985. Los suelos del Uruguay (vol. 51). Editorial Agropecuaria Hemisferio Sur. ISBN: 9789974674011
- Durán V., 2023. Anuario 2023. Análisis sectorial y cadenas productivas temas de políticas de estudio. Oficina de programación y política agropecuaria. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.
- Dyksterhuis, E. J., 1949. Condition and management of range land based on quantitative ecology. *Rangeland Ecology y Management/Journal of Range Management Archives*, 2 (3), 104-115.
- Espinosa Camacho, M., 2020. Valor de los Servicios Ecosistémicos como herramienta para la gestión sostenible de los ecosistemas. Tesis de maestría. Universidad de Jaén.
- Fenwick, T., 2007. Developing organizational practices of ecological sustainability: A learning perspective. *Leadership y Organization Development Journal*, 28 (7), 632-645.
- Fernández, G., López Mársico, L., Altesor, A., 2017. Servicios Ecosistémicos y Resiliencia del Pastizal Natural. *Producción Animal Sostenible en Pastoreo Sobre Campo Natural*, 131-140. Montevideo.
- Ferreira, C. S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., Kalantari, Z., 2022. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status, and consequences. *Science of the Total Environment*, 805, 150106.
- Ferrer, P., Lirola, V., 2012. La actividad forestal en Uruguay: beneficios fiscales y su control. *Revista de Derecho*, 11 (21), 117-167.
- Fidelis, A., Overbeck, G., de Patta Pillar, V., Pfadenhauer J., 2007. O papel de uma herbácea na manutenção da biodiversidade de campos pastejados no sul do Brasil. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu, MG.
- Formoso, D., 1998. Características estacionales de la dieta de ovinos en campo natural. Componentes de la vegetación e Índice de Preferencia. *Producción Ovina*. Secretariado Uruguayo de la Lana. Volumen 11, 9-26.
- Formoso, D., 2005. La investigación en utilización de pasturas naturales sobre Cristalino desarrollada por el Secretariado Uruguayo de la Lana. *Serie Técnica INIA*, 151, 51-61.
- Formoso, D., 2019. Ambientes edáficos y condición: Análisis de la composición florística. *Serie FPTA* 73, 57-68.
- Formoso, D., Gaggero, C., 1990. Efecto del Sistema de Pastoreo y la Relación Ovino/Vacuno Sobre la Producción de Forraje y la Vegetación del Campo Nativo. En *II Seminario Nacional de Campo Natural*. 299-310.
- Formoso, D., Pereira, D., 2008. Efecto del pastoreo mixto sobre la vegetación del campo natural en cristalino central (Región Centro-Sur). *Producción ovina* 20, 5-20.
- Franco, A. L., Sobral, B. W., Silva, A. L., Wall, D. H., 2019. Amazonian deforestation and soil biodiversity. *Conservation Biology*, 33 (3), 590-600.
- Fraser M.D., Moorby J.M., Vale J.E., Evans D.M., 2014. Mixed Grazing Systems Benefit both Upland Biodiversity and Livestock Production. *PLoS ONE* 9 (2). doi:10.1371/journal.pone.0089054.
- Friedel, M. H. 1991. Range condition assessment and the concept of thresholds: A viewpoint. *Journal of Range Management*, 44 (5), 422-426.
- Giam, X., 2017. Global biodiversity loss from tropical deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114 (23), 5775-5777.
- Gliessman, S. R., Rosado-May, F. J., Guadarrama-Zugasti, C., Jedlicka, J., Cohn, A., Méndez, V., Jaffe, R., 2007. Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. *Ecosistemas*, 16 (1).
- Gomes da Silva, F. J., Gouveia, R. M., Gomes da Silva, F. J., Gouveia, R. M., 2020. Global population growth and industrial impact on the environment. *Cleaner Production: Toward a Better Future*, 33-75.
- Gordon, I. J., Illius, A. W., 1989. Resource partitioning by ungulates on the Isle of Rhum. *Oecologia*, 79, 383-389.
- Heady, H. F., 1970. Grazing systems: Terms and definitions. *Journal of Range Management*, 23 (1), 59-61.
- Hilario, M. C., Wrage-Mönnig, N., Isselstein, J., 2017. Behavioral patterns of (co-) grazing cattle and sheep on swards differing in plant diversity. *Applied Animal Behaviour Science*, 191, 17-23.
- Hoss, D., Richter, A., Vélez-Martin, E., Menezes, L., Overbeck, G., Debastiani, V., de Patta Pillar, V., 2022. Grassland stability: the role of biodiversity in the face of climate change. DOI:10.22541/au.166627302.27738942/v1
- Jordon, M.W., 2020. Does mixed vs separate sheep and cattle grazing reduce soil compaction? *Soil Use Manag.* 37, 822-831.
- Kaiser, H.F., 1960. The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement*, 20, 141-151
- Kitessa, S. M., Nicol, A. M., 2001. The effect of continuous or rotational stocking on the intake and live-weight gain of cattle co-grazing with sheep on temperate pastures. *Animal Science*, 72 (1), 199-208.
- Klemmedson, J. O., 1956. Interrelations of Vegetation, Soils and Range Conditions Induced by Grazing. *Rangeland Ecology y Management/Journal of Range Management Archives*, 9 (3), 134-138.
- Lanfranco, B., Fernández, E., Ferraro, B., de Lima, J. M. S., 2022. Historical changes in the Pampas biome, land use,

- and climate change. *Handbook of Behavioral Economics and Climate Change*, 162.
- Lezama, F., Pereira, M., Altesor A. Paruelo J., 2019. ¿Cuán heterogéneos son los pastizales naturales en Uruguay? Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. *Serie FPTA* 69, 15-26.
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25 (1), 1-18.
- Lopez, I. F., Valentine, I., Lambert, M. G., Hedderley, D. I., Kemp, P. D., 2006. Plant functional groups in a heterogeneous environment. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 49 (4), 439-450.
- Martínez M., Pereira M., 2011. Pautas para el manejo del campo natural. Instituto Plan Agropecuario.
- Mezzalana, J. C., Carvalho, P. C. D. F., Trindade, J. K. D., Bremm, C., Fonseca, L., Amaral, M. F. D., Reffatti, M. V., 2012. Produção animal e vegetal em pastagem nativa manejada sob diferentes ofertas de forragem por bovinos.
- Millot, J. C., Risso, D., Methol R., 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Uruguay, Ministerio de Ganadería agricultura y Pesca. Comisión Honoraria del Plan Agropecuario.
- Miñarro, F., Martínez, U., Bilencia, D., Olmos, F., 2008. Río de la Plata Grasslands or Pampas y Campos (Argentina, Uruguay, and Brasil)—Temperate grasslands of South América. In *Proceedings of the World Temperate Grasslands Conservation Initiative Workshop*, Hohhot, China. 28-29.
- Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picaso, V., Tiftonell, P., 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*, 11 (11), 113002.
- Mokany, K., Ferrier, S., Harwood, T. D., Ware, C., Di Marco, M., Grantham, H. S., Watson, J. E., 2020. Reconciling global priorities for conserving biodiversity habitat. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117 (18), 9906-9911.
- Molfino, J.H., 2019. Aptitud edáfica de las Tierras del Uruguay para uso Pastoral. *Uso sostenible del campo natural. Serie FPTA*, 73, 13-21.
- Moojen, E. L., Maraschin, G. E., 2002. Potencial produtivo de uma pastagem nativa do Rio Grande do Sul submetida a níveis de oferta de forragem. *Ciência Rural*, 32, 127-132.
- Monjeau, J. A., Lanata, J. L., Kuperman, M. N., Abramson, G., Laguna, M. F., 2015. ¿Sustentabilidad? *Rev. Redbioética/UNESCO*, Año 6, 1 (11): 12
- Montossi, F., Pigurina, G., Santamarina, I., Berretta, E., 2000. Selectividad animal y valor nutritivo de la dieta de ovinos y vacunos en sistemas ganaderos: teoría y práctica. *Serie Técnica INIA* 113.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 1974.
- Nabinger, C., Carvalho, P. C. de F., 2009. *Ecofisiología de Sistemas Pastoriles: Aplicaciones para su Sustentabilidad*. *Agrociencia* (2009) Vol XIII N° 3, 18-27.
- Nicol, A., 2015. *The application of mixed grazing*. Lincoln University New Zealand.
- Nolan, T., 1996. *Perspective: Animal-vegetation relations which optimise production, utilization, and protection of natural resources: An African experience*. *African Journal of Range yamp; Forage Science*, 13 (1), 42-48.
- Nolan, T., Connolly, J., 1977. Mixed stocking by sheep and steers – a review. *Herbage Abstracts* 47, 367-374.
- Nolan, T., Connolly, J., 1989. Mixed v. mono-grazing by steers and sheep. *Animal Science*, 48 (3), 519-533.
- Oldeman, L.R., 1998. *Soil Degradation: A Threat to Food Security*. International Soil Reference and Information Center, Wageningen.
- Oliva, G., 2019. Manejo de pastizales naturales en Argentina. XXV Reunión del Grupo Técnico Regional del Cono Sur en mejoramiento y utilización de los recursos forrajeros del área Tropical y Subtropical.
- Oliveira-Costa, J. L. P., 2023. *Geodiversidade e Biodiversidade no Bioma Pampa*. *Ciência Geográfica - Bauru - XXVII - Vol. XXVII - (2)*.
- Olson, J. M., Misana, S., Campbell, D. J., Mbonile, M., Mugisha, S., 2004. A research framework to identify the root causes of land use change leading to land degradation and changing biodiversity. *LUCID Working Paper*.
- Opplert, M. J. P., Wlodarski, L., Barbosa, T. M. F., Pachoud, C., Vendruscolo, R., Sayago, D. A. V., Silveira, V.C.P. Waquil, P.D., Tourrand, J. F., 2020. Multifuncionalidade da pecuária extensiva: caso do Norte do Uruguai. *Agricultura Familiar: Pesquisa, Formação e Desenvolvimento*, 14 (1), 101-125.
- Overbeck, G. E., Müller, S. C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., de Patta Pillar, V., Blanco, C. C., Forneck, E. D., 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9 (2), 101-116.
- Oyarzabal, M., Andrade, B., de Patta Pillar, V., Paruelo, J., 2019. Temperate Subhumid Grasslands of Southern South America. *Encyclopedia of the World's Biomes*. Elsevier, Países Bajos, 740 ISBN 978-0-12-816096-1. 1-17.
- Oyhantçabal, G., Santos, C., Narbondo, I., 2012. *La Expansión del Agronegocio Agrícola en Uruguay: Impactos, Disputas y Discursos*. 2012 Congress of The Latin American Studies Association. 24 al 26 de Mayo. San Francisco: California.
- Pallares, O. R., Berretta, E. J., Maraschin, G. E., 2005. The south american campos ecosystem. *Grasslands of the World*, 171-219.
- Panario, D., Bidegain, M., 1997. "Climate change effects on grasslands in Uruguay" en *Climate Research* 9, 37-40.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Verón, S. R., 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15 (87), 14-23.
- Paruelo, J.M.; Jobbágy, E.G., Oesterheld, M.; Golluscio, R.A.; Aguiar, M.R., 2007. The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains. In *The Physical Geography of South America*; Veblen, T., Young, K., Orme, A., Eds.; Oxford University Press: Oxford, UK, 232-248
- Pastor, J., Cohen, Y. O. S. E. F., Hobbs, N. T., 2006. The roles of large herbivores in ecosystem nutrient cycles. *Conservation Biology Series-Cambridge*, 11.
- Perelman, S. B., Batista W. B, León R. J. C., 2008. El estudio de la heterogeneidad de la vegetación. *Fitosociología y técnicas relacionadas*. IFEVA. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. CONICET. 2008, 204-250.
- Perelman, S.B., Leon, R.J.C., Oesterheld M., 2001. Cross scale Vegetation patterns of Flooding Pampa Grasslands. *Journal of Ecology* 89, 562-577.

- Pérez Rocha, J., 2020. El estado del campo natural en el Uruguay. Montevideo. FAO, MVOTMA y MGAP. <https://doi.org/10.4060/cb0989es>
- Pimentel, D., Pimentel, M., 2006. Global environmental resources versus world population growth. *Ecological economics*, 59 (2), 195-198.
- Porto, A. B., Rolim, R. G., da Silveira, F. F., Overbeck, G. E., Salatino, A., 2021. Consciência Campestre: um chamado para o (re) conhecimento aos campos. *Bio Diverso*, 1 (1).164-188.
- R Core Team, 2021. Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramankutty, N., Foley, J. A., Olejniczak, N. J., 2002. People on the land: Changes in global population and croplands during the 20th century. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31 (3), 251-257.
- Reyes, G., Gandhi, M., 2003. La degradación del suelo: fuente de contaminación ambiental. Solís, S. M. y López, AJ (Comp.). Principios básicos de contaminación ambiental, 243-260.
- Roche, P. K., Campagne, C. S., 2017. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Current opinion in environmental sustainability*, 29, 63-68.
- Rodríguez, C., Costa, B., Lezama, F., 2008. La diversidad biológica de la pradera natural uruguaya. Facultad de Ciencias. Universidad de la República. (https://www.agro.uba.ar/users/lart/fontagro/Divulgacion/NueObj_Bio-diversidad.pdf). 5 p
- Rosengurt, B., 1943. Estudios sobre praderas naturales del Uruguay, 3ª contribución. La estructura y el pastoreo de las praderas en la región de Palleros.
- Flora de Palleros. Montevideo, Barreiro y Ramos. Rosengurt, B., 1945. La vegetación del Uruguay. En: Verdoorn. Plant and Plant Science in Latin America: 142.
- Rosengurt, B., 1946. Estudio sobre praderas naturales del Uruguay. 5ª contribución. Montevideo.
- Rosengurt, B., 1979. Tablas de comportamiento de las especies de plantas de campos naturales en el Uruguay. Montevideo: Facultad de Agronomía, Universidad de la República.
- Rousseeuw, P. J., 1987. Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 20, 53-65.
- Sala, O. E., Paruelo, J. M., 1997. Ecosystem services in grasslands. Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems, 237-251.
- Saravia, A., Cesar, D., Montes, E., Taranto, V., Pereira, M., 2011. Manejo del rodeo de cría sobre campo natural. Instituto Plan Agropecuario. ISBN 978-9974-7603-2-5.
- Scherr S.J., Yadav S., 1996. Land degradation in the developing world: implications for food, agriculture and the environment to 2020. IFPRI, Food, Agriculture and the Environment Discussion Paper 14. Washington, DC
- Shrivastava, P., 1995. The role of corporations in achieving ecological sustainability. *Academy of management review*, 20 (4), 936-960.
- Silva, M. D., 2009. Bioma Pampa, um sistema ameaçado. Selected Paper. In VII Congresso Latinoamericano de Direito Florestal Ambiental, 11-14.
- Silva, J. C. D., 2022. Manejo de ofertas de forragem em pastagem natural: estudo dos tipos funcionais e estabilidade de produção (Tesis Doctoral). Universidade Federal do Rio Grande do Sul Faculdade de Agronomia. <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/252844>.
- Silveira, D., Favre, J. G., Cadenazzi, M., Nabinger, C., Boggiano, P., 2022. El ambiente lumínico y su influencia sobre tipos funcionales de plantas y producción en pastizales naturales. *AgroSur*, 50 (3), 27-44.
- Smith, E. L., 1979. Evaluation of the Range Condition Concept. *Rangelands Archives*, 1 (2), 52-54.
- Smith, G. R., Archer, R., 2020. Climate, population, food security: adapting and evolving in times of global change. *International journal of sustainable development y world ecology*, 27 (5), 419-423.
- Soriano, A., 1992. Río de la Plata Grasslands pp. 367-407. En: R. T. Coupland editor Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Steigleder, A. M., 2020. A proteção jurídica do Bioma Pampa. In Anais do I Congresso sobre o Bioma Pampa. Reunindo saberes, Pelotas, RS.
- Su, J., Xu, F., Zhang Y., 2023. Grassland biodiversity and ecosystem functions benefit more from cattle than sheep in mixed grazing: A meta-analysis. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117769>
- Tiscornia, G., Cal, A., Giménez, A., 2016. Analysis and characterization of climate variability in some regions of Uruguay. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 42 (1), 66-71.
- Van Dyne, G. M., Heady, H. F., 1965. Botanical composition of cattle and sheep diets on a mature California annual range. *Hilgardia* 36, 465-492.
- Van Quang, N., 2023. Grassland-Based Livestock Farming and Biodiversity. *NIAS – Journal of Animal Science and Technology*. 139.
- Viglizzo, E. F., Frank, F., Bernardos, J., Buschiazzi, D. E., Cabo, S., 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina. *Environmental monitoring and assessment*, 117, 109-134.
- Viglizzo, E. F., Paruelo, J. M., Laterra, P., Jobbágy, E. G., 2012. Ecosystem service evaluation to support land-use policy. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 154, 78-84.
- Weimer, P. J., 1996. Why don't ruminal bacteria digest cellulose faster?. *Journal of dairy science*, 79 (8), 1496-1502.
- Weimer, P. J., Russell, J. B., Muck, R. E., 2009. Lessons from the cow: what the ruminant animal can teach us about consolidated bioprocessing of cellulosic biomass. *Bioresource technology*, 100 (21), 5323-5331.
- Williams, G. W., Anderson, D. P., 2020. The Latin American livestock industry: growth and challenges. *Choices*, 34 (4), 1-11.
- Wilson, A. D., Tupper, G. J., 1982. Concepts and factors applicable to the measurement of range condition. *Rangeland Ecology y Management/Journal of Range Management Archives*, 35 (6), 684-689.
- Yonglong L., Ruoshi W, Yueqing Z., Hongqiao S., Pei W., Jenkins A, Ferrier R. C., Bailey M., Squire G., 2015. Ecosystem health towards sustainability. *Ecosystem Health and Sustainability*, 1(1), 1-15.
- Zhao, Y., Liu, Z., Wu, J., 2020. Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*, 35, 793-814.