Efecto del pastoreo mixto y único sobre grupos funcionales de plantas y productividad del campo natural

Marcos Javier Martínez Techera

Magister en Ciencias Agrarias

Opción Ciencias Animales

Octubre, 2024

Efecto del pastoreo mixto y único sobre grupos funcionales de plantas y productividad del campo natural

Marcos Javier Martínez Techera

Magíster en Ciencias Agrarias

Opción Ciencias Animales

Octubre, 2024

Tesis aprobada por el tribunal integrado por la Dra. Laura Astigarraga, el Dr. Elbio Berretta y el Dr. Carlos Nabinger el 23 de diciembre de 2024. Autor: Ing. Agr. Marcos Martínez. Director: Dr. Pablo Boggiano. Codirector: MSc. Daniel Formoso.

Dedico este trabajo al profesor y amigo Daniel Formoso, por las enseñanzas y consejos durante tantos años.

A mi tutor, Pablo Boggiano, por su inagotable memoria y precisión en el uso de los términos y las formas.

A mi señora y mi hijo, por prestarme su tiempo para dedicarme a lo que me gusta.

A mi madre, por su constante aliento desde chico a la lectura y a la búsqueda de respuestas.

Y a esa frase: «el camino es la recompensa».

Agradecimientos

Al Secretariado Uruguayo de la Lana, por permitirme realizar el experimento en el CIEDAG.

Al Instituto Plan Agropecuario, específicamente a los Sres. Hermes Morales y Ricardo Ferro, por el apoyo brindado para el inicio de la maestría.

A la Facultad de Agronomía de la Udelar, especialmente a Laura Astigarraga y a las personas que trabajan en la Unidad de Posgrado y Educación Permanente.

Tabla de contenido

Página

Página de aprobación……..III

Agradecimientos..... V

Resumen.....VIII

Summary.....IX

1. Introducción general..... 1

1.1. Caracterización del campo natural 1

1.1.1. Basamento cristalino o región centro sur 2

1.2. La ganadería y el campo natural 4

1.3. Degradación, condición y grupos funcionales de las pasturas naturales 6

1.4. Pastoreo mixto y único 9

1.5. Hipótesis..... 10

1.6. Objetivos 10

2. Capítulo 1. Construyendo sostenibilidad: un enfoque experimental para analizar el impacto del pastoreo mixto y único en los grupos funcionales del ecosistema campos . 11

2.1. Resumen 11

2.2. Summary 12

2.3. Introducción 13

2.4. Materiales y métodos 16

2.5. Resultados y discusión 23

2.5.1. Ordenamiento de las variables y tratamientos 23

2.5.2. Correlación entre grupos funcionales..... 26

2.5.3. Agrupamiento y análisis de tratamientos..... 27

2.6. Conclusiones 33

2.7. Bibliografía 34

3**. Capítulo 2. Evaluación de tendencias temporales y efectos del pastoreo mixto y único sobre la producción primaria y secundaria.....47**

3.1 Introducción 47

3.2 Materiales y métodos **47**

3.3 Resultados y Discusión..... 50

3.3.1. Composición florística a nivel de grupo funcional 50

3.3.2. Serie temporal del NDVI previa a la instalación del experimento 52

3.3.3. Productividad primaria y distribución intra- e interanual 53
3.3.4. Productividad secundaria 56
4. Conclusiones generales 58
5. Bibliografía 60

Resumen

La sostenibilidad de un ecosistema está determinada por tres dimensiones: económica, social y ambiental. El ecosistema campos, que incluye al campo natural en Uruguay, no es la excepción. La vegetación que domina esta jerarquía ecológica ha sido moldeada por el pastoreo de herbívoros domésticos, bovinos y ovinos. El balance entre ambas especies se considera de importancia para una productividad sostenible donde los servicios ecosistémicos no se vean afectados. Uruguay ha disminuido la cantidad de cabezas ovinas que pastorean el campo natural, lo que redujo una de las tres principales variables de manejo de este, como es la relación ovino/bovino. En marzo de 2008 se estableció 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, en la producción de materia seca y en la ganancia de peso vivo de ambas especies. El experimento finalizó en setiembre de 2011, se observó la mejor respuesta de los grupos funcionales 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. La producción de materia seca, obtenida mediante sensoramiento remoto, no registró diferencias entre tratamiento en su dinámica y en su producción total anual, mientras que la ganancia de peso fue significativamente superior en los ovinos en pastoreo mixto respecto a único, pero sin efecto en los bovinos. Se discuten las relaciones entre los diferentes resultados obtenidos.

Palabras clave: campo natural, relación lanar/vacuno, grupos funcionales, pastoreo mixto-único

Effect of mixed and single grazing on functional groups of plants and productivity of the natural field

Summary

The sustainability of an ecosystem is determined by three dimensions: economic, social and environmental. The *campos* ecosystem, which includes *campo natural* in Uruguay, is no exception. The vegetation that dominates this ecological hierarchy has been shaped by grazing by domestic herbivores, cattle and sheep. The balance between both species is considered of importance for sustainable productivity where ecosystem services are not affected. Uruguay has reduced the number of sheep that graze the *campo natural*, what reduced one of its three main management variables, which is the sheep/cattle ratio. In March 2008, a unique mixed grazing experiment was established, consisting of three sheep-bovine relationships 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, in the production of dry matter and in the live weight gain of both species. The experiment ended in September 2011, it was observed the best response of the functional groups with mixed grazing, while single grazing produced a different imbalance depending on whether it was sheep or cattle, which translated into a loss of condition. The production of dry matter, obtained through remote sensing, did not register differences between treatments in its dynamics and in its total annual production, while weight gain was significantly higher in the sheep in mixed grazing than in single grazing, but without effect on the bovines. The relationships between the different results obtained are discussed.

Keywords: campo natural, sheep/cow ratio, functional groups, mixed-single grazing

1. **Introducción general**

1.1. Caracterización del campo natural

La terminología internacional para pasturas y animales en pastoreo (Allen et al., 2011) define al ecosistema campos como tierras de gramíneas junto con hierbas, pequeños arbustos y ocasionalmente árboles, en un paisaje ondulado y montañoso, con fertilidad variable del suelo. Integra los pastizales del Río de la Plata (Soriano, 1992), siendo parte de la unidad biogeográfica de pastura natural más extensa de Sudamérica y una de las más importantes en el mundo. Ocupa un área de setenta millones de ha, entre el este de Argentina, Uruguay y Río Grande del Sur-Brasil (Carvalho et al., 2008). Presenta valores únicos de biodiversidad con más de tres mil especies de plantas vasculares de clima templado y subtropical (Bilenca y Miñarro, 2004), en una enorme heterogeneidad controlada por variables climáticas (precipitaciones entre 600 mm a 1300 mm), tipos de suelos y uso de la tierra (Bilenca, 2003).

Los registros palinológicos indican que las áreas fitogeográficas son formaciones naturales, es decir, remanentes de una extensa región que existió durante el período glacial y el Holoceno inferior y medio, y no simplemente áreas de bosques antiguos (Behling et al., 2009).

Esta región se conoce como uno de los cuatro centros mundiales de origen y diversificación de plantas forrajeras cultivadas, diferenciándose de los demás centros de origen por los siguientes aspectos: vegetación pratense en estado de disclimax por el advenimiento reciente de herbívoros domésticos, no originado de un clímax forestal, como parecen haber derivado los restantes, y compuesto por gramíneas de ambos ciclos de fotosíntesis C3 y C4, que conviven en los mismos hábitats y se complementan sin competir entre ellos (Millot et al., 1987).

Las características florísticas de cada tipo de campo están dadas primeramente por el tipo de suelo, sus condiciones físicas y químicas y, en menor medida, por la topografía y la exposición a la radiación solar (Berretta, 2003).

Lezama *et al*. (2019) identificaron cinco comunidades de campo natural, dos de ellas restringidas a la región de la cuesta basáltica y las otras tres distribuidas a través de las regiones de sierras del Este, cuenca sedimentaria del noreste y centro sur; siendo los principales factores controladores de la heterogeneidad florística, en primer lugar, factores edáficos y topográficos y, en segundo lugar, el material geológico.

1.1.1. Basamento cristalino o región centro sur

El área de basamento cristalino ocupa una superficie aproximada de 2,25 millones de ha (15,5 % de la superficie del país) (Millot et al., 1987). La unidad San Gabriel-Guaycurú es la más importante de la región, con 1.164.560 ha, está situada sobre granitos, gneis y migmatitas, el relieve es de colinas y lomadas fuertes; ligeramente rocosa y moderadamente pedregosa, el suelo dominante es Brunosol Subéutrico háplico Fr, s, los suelos asociados son Brunosol Éutrico Lúvico Fr; Brunosol Subéutrico háplico Fr. Ar. Gv. mp r; Inceptisol Ocrico Gv, s, hm (https://dgrn.mgap.gub.uy/js/visores/coneat/).

La vegetación de estos suelos tiene una alta proporción de especies estivales y escasez de especies invernales. Las especies más frecuentes son *Andropogon ternatus* (Spreng.), *Mnesithea selloana* (Hack.) de Koning & Sosef, *Paspalum notatum* Flüggé, *Paspalum plicatulum* Michx, *Paspalum dilatatum* Poir, *Bothriochloa laguroides (DC), Axonopus affinis* Chase, *Aristida murina* Cav., las cuales tienen crecimiento estival; las especies invernales son *Nassella charruana* (Arechav.) Barkworth, *Chascolytrum subaristatum (Lam.) Desv., Piptochaetium stipoides (Trin. & Rupr.) Hack. ex Arechav., Piptochaetium lasianthum* Griseb., *Agrostis montevidensis, Vulpia australis* Nees, *Gaudinia fragilis* (L.) P. Beauv.*; Carex* spp., hierbas de hoja ancha como *Chevreulia sarmentosa* (Pers.) S. F. Blake, *Eryngium nudicaule* Lam. y *Micropsis spathulata* (Pers.) Cabrera (Berretta, 2003).

Millot et al. (1987) citan al complejo de *Paspalum notatum* Flüggé y *Axonopus* spp. como las constituyentes principales, asociadas en un tapiz ralo con *Andropogon ternatus* (Spreng), *Mnesithea selloana* (Hack.) de Koning & Sosef y *Paspalum plicatulum* Michx, existiendo en menor grado de abundancia, salvo en bajos fértiles,

Paspalum dilatatum Poir, *Paspalum flavescens* Speranza, Pablo R. & G. H. Rua, *Bothriochloa laguroides* (DC), *Panicum milioides* Nees, *Sporobolus indicus* (L.) R. Br., *Sporobolus platenses* Parodi, *Trachypogon montufari* (Kunth) Nees, *Sorghastrum pellitum* (Hack.) Parodi, *Axonopus suffultus* Chase, *Paspalum quadrifarium* Lam, entre las estivales. Dentro de las invernales perennes: *Nassella charruana* (Arechav.) Barkworth, *Piptochaetium stipoides* (Trin. & Rupr.) Hack. ex Arechav., *Aristida murina* Cav., *Danthonia* spp. y *Briza triloba* Nees. Dentro de las gramíneas anuales, *Vulpia australis* Nees. es la más frecuente y abundante, ocupando nichos especialmente en suelos superficiales con limitada capacidad de almacenamiento de agua, junto con otras especies de bajos requerimientos nutritivos (N) como *Koeleria phleoides* (Vill.) Pers, *Briza minor* L., *Hordeum pusillum* Nutt.

En los suelos de fertilidad media (materia orgánica 3 %), la vegetación dominante está compuesta por gramíneas estivales como *Andropogon ternatus* (Spreng.), *Bothriochloa laguroides* (DC), *Paspalum plicatulum* Michx, *Rottboellia selloana* Hack., *Panicum millioides* Nees, *Axonopus affinis* Chase, *Eragrostis neesii* Trin, *Paspalum notatum* Flüggé y *Sporobolus platensis* Parodi, mientras que las gramíneas invernales son escasas: *Piptochaetium montevidensis* (Spreng.), *Piptochaetium stipoides* (Trin. & Rupr.), *Chascolytrum subaristatum* (Lam.) Desv y las anuales *Gaudinia fragilis* (L.) P. Beauv., *Vulpia australis* Nees y *Briza minor* (L). En ciertas condiciones de manejo y fertilidad del suelo, la abundancia de la gramínea invernal *Nassella charruana* (Arechav.) Barkworth, de fruto agresivo y punzante, puede tornarse un problema para el pastoreo, sobre todo para el ganado ovino. En las zonas bajas y bordeando los cursos de agua, domina el paisaje una asociación de *Paspalum quadrifarium* Lam y *Andropogon lateralis* Ness, que incluso puede colonizar hasta la parte superior de las lomas (Formoso, 2005).

Formoso (2005), utilizando un sistema de jaulas móviles y tijeras de aro para realizar cortes de la pastura a una altura de 1-2 cm durante el período 1984-2001, determinó que la producción primaria neta aérea (PPNA) anual promedio fue de 4218 kg de materia seca por hectárea al año, con un máximo de 6061 kg y un mínimo de 2314 kg, respectivamente. La materia seca producida presentó un valor

nutritivo promedio de 60,4 % en digestibilidad de la materia orgánica y 9,3 % en proteína cruda.

1.2. La ganadería y el campo natural

El principal impacto antropogénico en el territorio uruguayo fue la introducción del ganado, lo que alteró el ecosistema preexistente. Sin embargo, la presencia de herbívoros es una parte intrínseca del ecosistema de praderas (Martino et al., 2008), el cual se desarrolló en coexistencia con grandes herbívoros que pastoreaban en él. En general, se reconoce el efecto beneficioso de la ganadería, tanto en términos de eficiencia productiva como en su rol indispensable para la conservación y desarrollo de estos ecosistemas (Millot et al., 1987). En los últimos años, se ha observado una tendencia hacia la intensificación productiva, lo que ha aumentado la capacidad de carga de los ecosistemas. Esto se refleja en un incremento de la presión de pastoreo, un mayor uso de agroquímicos (fertilizantes y herbicidas) y una mayor intensidad en el uso de los suelos agrícolas, con períodos más prolongados de cultivos (Evia y Gudynas, 2000).

Rosengurtt (1943) afirmaba que la influencia del pastoreo sobre la vegetación es tan fuerte como el clima o el suelo. De estos tres factores, es el más importante porque puede manejarse a voluntad dentro de determinadas exigencias económicas. Berretta, (2009) señala que el principal problema de las pasturas naturales es el riesgo de degradación y pérdida de especies, relacionados a la carga continua, la dotación alta y la relación ovino/vacuno alto. Boggiano (2003) también señala que la carga animal, la relación lanar/vacuno y el manejo del pastoreo son factores decisivos en la generación de impactos en la composición y calidad de las pasturas naturales.

Carvalho et al. (2008) también concuerdan en que el manejo del pastoreo, principalmente a través del ajuste de carga y relación lanar/vacuno, es uno de los factores de intervención antrópica que provoca los principales cambios en la composición florística.

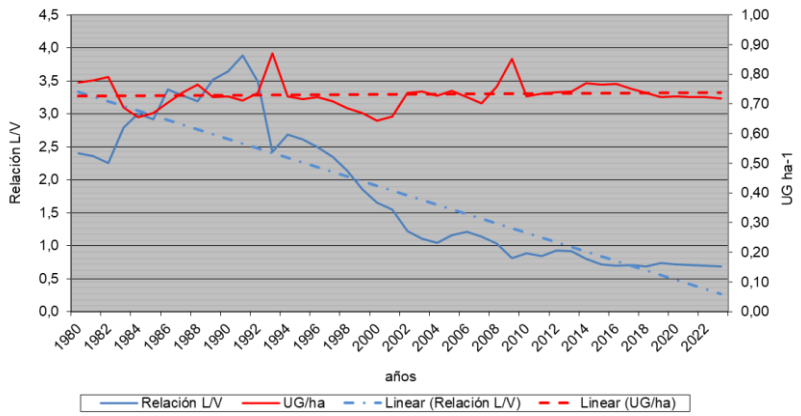
En 1984 el Secretariado Uruguayo de la Lana (SUL) y el Centro de Investigaciones Agrícolas «Alberto Boerger» (CIAAB), con la premisa de que «de

las fuentes de variación que inciden en la producción de pasturas naturales, el método de pastoreo, la relación lanar/vacuno y la dotación, pueden considerarse de fundamental importancia y a su vez son aquellas sobre las cuales el productor puede ejercer su control», decidieron desarrollar experimentos para obtener información preliminar objetiva y cuantificada en dos zonas del país: basalto (CIAAB) y cristalino (SUL). Para ello se desarrollaron dos experimentos, con pequeñas diferencias entre ambos, donde se evaluaron los sistemas de pastoreo continuo y rotativo, dotación y relación lanar/vacuno (Berreta et al., 1990). En ambos experimentos se pudo determinar que tanto la dotación como la relación lanar/vacuno y el sistema de pastoreo afectan la productividad primaria neta aérea (PPNA), la productividad secundaria de los bovinos de carne, la distribución estacional del crecimiento de las pasturas y la estructura de las comunidades vegetales (Berretta et al., 1990, Berretta, 2005, Formoso y Gaggero, 1990, Formoso, 2005).

En Uruguay, la relación lanar/vacuno (cabezas lanares/UG vacunos), en los últimos cuarenta años, mostró un descenso notable a partir de la década del 90 (con una relación cercana a 4), hasta el presente, donde se ubica por debajo de 1. Mientras que la dotación con oscilaciones interanuales se ha mantenido dentro de un rango de 0,7 a 0,9, sin una tendencia clara de aumento o descenso (figura 1).

Figura 1.

Evolución y tendencia de la dotación (UG ha^{-1}) y la relación lanar/vacuno (cabezas lanares/UG vacunos), desde 1980 a 2023.



Nota. Elaboración propia con base en datos de DICOSE-MGAP.

El 60 % de los ovinos (aproximadamente 3,8 millones de cabezas) se encuentran en cinco departamentos del norte del país (Artigas, Paysandú, Rivera, Salto y Tacuarembó). El restante 40 % (aproximadamente 2,7 millones de cabezas) está distribuido por el resto del territorio nacional. Por lo tanto, en las regiones centro sur, sierras y lomadas del Este, y cuenca sedimentaria del noreste, la relación lanar/vacuno es, en promedio, 0,25 (datos elaborados a partir de MGAP, 2024). Es fácil concluir que gran parte de los campos naturales están siendo manejados por pastoreo único de bovinos o en relaciones muy bajas, menores a 1, con los posibles efectos sobre la composición de especies.

1.3. Degradación, condición y grupos funcionales de las pasturas naturales

Las formas vegetativas que degradan ecológicamente la pradera y disminuyen su productividad incluyen tanto las hierbas enanas como las arrosetadas y las gramíneas anuales, especialmente cuando aumentan su presencia y dejan de ser intersticiales (Rosengurtt, 1943). Este autor realiza una pormenorizada descripción de los síntomas de un tapiz degradado o en vías de degradarse, los cuales se pueden resumir en los siguientes puntos:

- Las gramíneas cespitosas fasciculadas suelen tener función intersticial, pero aumentan en los tapices sometidos a sobrepastoreo y se tornan dominantes en los lugares degradados. Tienden a dejar descubierto el suelo que las rodea, que se vuelve compacto, blanquecino y se erosiona con facilidad cuando disminuyen las decumbentes y estoloníferas.
- Las hierbas enanas arrosetadas son escasas en los tapices bien conservados, pero se tornan abundantes, siendo dominantes en los lugares degradados. La disposición de sus hojas facilita el escurrimiento de las aguas y el arrastre de materias edáficas. Esto no influye cuando son escasas y diseminadas en una densa trama de cespitosas, pero, si abundan, favorecen la erosión y el empobrecimiento del suelo.

- Las bulbosas son intersticiales de valor forrajero nulo y llegan a ser malas hierbas en los lugares degradados.
- Las gramíneas anuales son intersticiales típicas sean enanas o plantas altas, ya que se desarrollan exclusivamente en los pequeños claros que dejan las perennes. La abundancia excesiva de anuales es un indicador típico de desequilibrio de la asociación, causado por el sobrepastoreo exagerado.

Rosengurtt (1946) dice que un campo degenera o que un tapiz degrada cuando las especies productivas son sustituidas por otras menos productivas y establece cinco grados hasta desertificación:

- Primer grado, inicial. Asociaciones con predominios de pastos finos y tiernos de máxima producción, que forman las mejores praderas de la región.
- Segundo grado. Asociaciones con predominios de pastos tiernos y ordinarios productivos.
- Tercer grado. Asociaciones con predominios de pastos tiernos y ordinarios de bajo rendimiento y malas hierbas de bajo porte (no enanas).
- Cuarto grado. Asociaciones con predominios de malas hierbas enanas perennes y pastos ordinarios improductivos perennes.
- Quinto grado. Asociaciones con predominios de pastos improductivos anuales, y malas hierbas enanas anuales.

En el contexto actual, la degradación se define, en términos generales, como una disminución de las condiciones de la tierra. Más específicamente, se refiere a los procesos causados por el hombre que provocan una disminución o pérdida persistente de la biodiversidad, las funciones de los ecosistemas o los servicios de los ecosistemas (IPBES, 2018). Una definición tan amplia de la degradación de las pasturas naturales puede ayudar a informar políticas y prácticas sobre el grado de degradación en una región. Sin embargo, identificar lo que constituye la degradación en entornos específicos puede ser menos claro. Esto se debe a que tiene dimensiones tanto ecológicas como socioeconómicas y diferentes grupos de partes interesadas

priorizan distintas combinaciones de servicios ecosistémicos. En general, se considera que un ecosistema está degradado si el suministro de múltiples servicios ecosistémicos no satisface las demandas de las partes interesadas. La degradación es evidente cuando el pastoreo excesivo lleva a la pérdida de vegetación, disminución de la materia orgánica del suelo o erosión, o cuando el terreno se convierte a otro uso de la tierra (Bardgett et al., 2021).

En este sentido, Uruguay reporta degradación a la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación, como los cambios en la cobertura del suelo, en sus metas nacionales voluntarias para la neutralidad en la degradación de las tierras (Perez Rocha, 2020).

La condición se define como el porcentaje de la vegetación presente que es original para el sitio y se determina cuantitativamente mediante el porcentaje de cobertura foliar de especies que, al disminuir como respuesta al pastoreo, favorecen el aumento de otras consideradas invasoras; el total de porcentajes de disminuciones, aumentos e invasores es siempre del cien por ciento (Dyksterhuis, 1949). 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 (Bettolli et al., 2010; Panario y Bidegain, 1997; Tiscornia et al., 2016).

Por lo expuesto, en los contextos actuales de utilización de términos, preferimos utilizar el de condición, con los conceptos y asociaciones establecidas por Rosengurtt (1946).

A escala de comunidad vegetal hay que caracterizar el medio físico, la cobertura y abundancia de los distintos grupos funcionales, la biomasa y producción primaria que definen el valor forrajero (Gómez, 2008). 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).

1.4. Pastoreo mixto y único

El pastoreo mixto se define como el pastoreo por más de una especie o clase de ganado (Nicol, 2015). El pastoreo mixto es bastante común y ha existido durante muchos años (Nolan y Connolly, 1977; Nicol, 1997). La mayoría de los estudios publicados sobre los sistemas de pastoreo mixto involucran ovinos y bovinos, con beneficios demostrados para las ovejas tanto en términos de producción como de reducción del impacto de nematodos gastrointestinales (D'Alexis et al., 2013). La estrategia puede tener el potencial de aprovechar las interacciones entre especies animales en la misma pastura y su pastoreo selectivo complementario, que inducen un aumento del valor alimenticio de la pastura o una reducción de la biomasa residual (Nolan et al., 1988).

La ventaja del pastoreo mixto puede variar dependiendo del clima, el estado fisiológico de los animales, la presión de pastoreo y la relación entre ovinos y bovinos (D'Alexis et al., 2013).

La oportunidad de competencia y complementariedad entre las diferentes especies en el pastoreo mixto depende de la diversidad de las preferencias dietéticas de los animales involucrados, así como de la disponibilidad de la pastura. La complementariedad es temporal y requiere que al menos una especie tenga bajas exigencias dietéticas, que la disponibilidad sea considerable y que exista diversidad en la calidad de la pastura (Nicol, 2015).

Un equivalente ganadero único (o estable) que pueda utilizarse como índice general de intercambiabilidad entre especies animales no existe (Nolan y Connolly, 1989). Las especies pastoriles, su proporción, la presión de pastoreo y el método de pastoreo pueden afectar el equilibrio entre la competencia y complementariedad y, por tanto, el resultado del pastoreo mixto (Nicol, 2015).

1.5. Hipótesis

Las hipótesis del trabajo fueron:

1. Los pastoreos únicos generan cambios en la composición florística del campo natural en Uruguay, de peor condición cuando se compara con los pastoreos mixtos.
2. Los cambios en la composición florística generan modificaciones en la productividad primaria o en la distribución anual del crecimiento.
3. Los pastoreos mixtos generan complementariedad entre las especies herbívoras, que benefician al menos a una de ellas, sin afectar negativamente a la otra.

1.6. Objetivos

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la respuesta de la vegetación a nivel de grupos funcionales, la productividad primaria y secundaria 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.

2. Capítulo 1. Construyendo sostenibilidad: un enfoque experimental para analizar el impacto del pastoreo mixto y único en los grupos funcionales del ecosistema campos

2.1. 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

2.2. Summary

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.

Keywords: *campos, campo natural*, sheep-cattle grazing

2.3. Introducción

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 km^2 (Paruelo *et al*., 2007; Miñarro *et al*., 2008).

En Uruguay (ROU) (30-35ºS 53-58ºW), 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 Berreta, 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 complementariedad 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 gramíneas al aumentar la relación ovino-bovino, pero sin considerar efectos del pastoreo monoespecífico.

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.

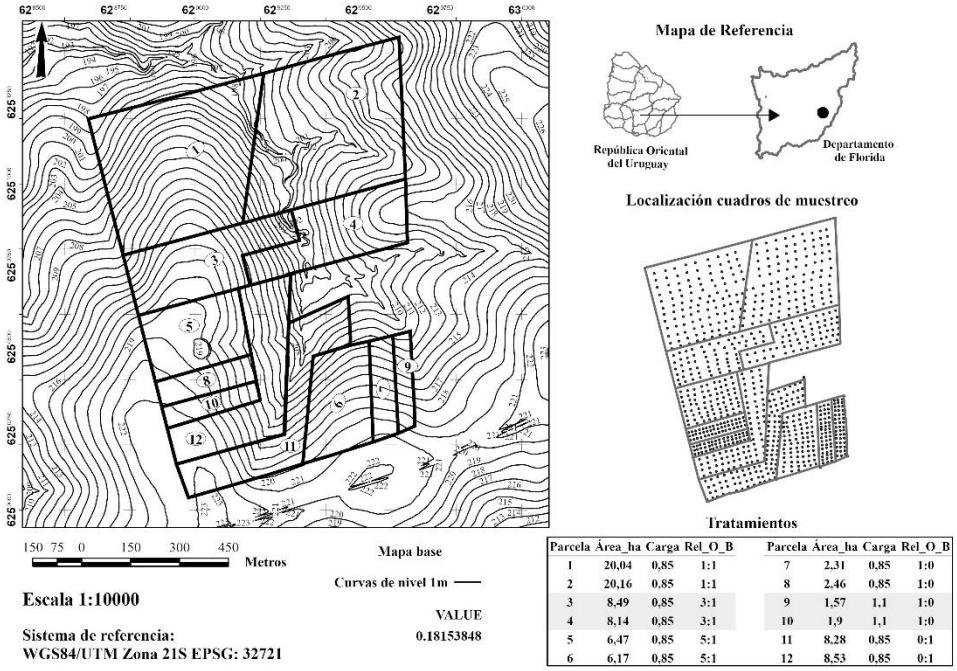
Se espera que los resultados proporcionen insumos para el manejo sostenible del campo natural.

2.4. Materiales y métodos

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 pachic argiudolls* y *pachic argiudolls* (Soil Taxonomy), desarrollados sobre la formación geológica de basamento cristalino y sedimentos cuaternarios (Bossi, 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 5 a 1, OB 3 a 1 y OB 1 a 1) 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 2).

Figura 2.

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 doce parcelas de los tratamientos y repeticiones. El mapa está superpuesto sobre un MDE de curvas de nivel a 1 m de distancia (rango 192-223 m. s. n. m.). Lado derecho: mapa de distribución de los 884 cuadros de muestreo de 1 m 2 y tabla con la superficie de las parcelas.



Tratamientos

Parcela	Área_ha	Carga	Rel_O_B	Parcela	Área_ha	Carga	Rel_O_B
1	20,04	0,85	1:1	7	2,31	0,85	1:0
2	20,16	0,85	1:1	8	2,46	0,85	1:0
3	8,49	0,85	3:1	9	1,57	1,1	1:0
4	8,14	0,85	3:1	10	1,9	1,1	1:0
5	6,47	0,85	5:1	11	8,28	0,85	0:1
6	6,17	0,85	5:1	12	8,53	0,85	0:1

La UG es definida como el requerimiento anual 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 treinta corderos por tratamiento de 25,3 ± 8,0 kg de peso vivo promedio, siendo veintidós de la raza Corriedale y ocho de la raza Texel, y sesenta vacas de 379,3 ± 91.0 kg de peso vivo promedio, de la raza Hereford y cruza Hereford x Aberdeen Angus, distribuidas en seis, diez, catorce y treinta 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 continua caracterizado por el acceso irrestricto de los animales al agua de bebida y las especies campestres durante todo el período 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 Zurich-Montpellier desarrollado por Braun-Blanquet (1950). El protocolo de muestreo fue sistemático, sobre puntos geográficamente determinados y equidistantes aproximadamente a treinta metros entre sí en un GPS manual sobre una imagen de Google Earth.

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) (tabla 1).

Tabla 1.

Cantidad de puntos de 1 m^2 de superficie relevados por tratamiento aplicando el método fitosociológico de Braun-Blanquet.

CARGA	**RELACIÓN**		**ÁREA 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

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 (de Patta 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) [*Arístida 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 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 afectan la condición del campo (Formoso, 2019). El último grupo lo constituyeron las subarbustivas (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 transformó a valores numéricos, de acuerdo con Perelman *et al*. (2008) (tabla 2).

Tabla 2.

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

ESCALA DE BRAUN-BLANQUET	COBERTURA PROMEDIO (%)
R	0
+	0,1
1	5
2	17,5
3	37,3
4	62,5
5	87,5

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 1 de acuerdo con el criterio de Kaiser (Kaiser, 1960; Cattell, 1966). Se utilizó el coseno cuadrado (Cos2) 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 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 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 datos, se utilizaron el método del codo (*elbow method*, R Code Team, 2021), que identifica el punto de inflexión donde la inercia intragrupo se estabiliza; el método de la silueta (*silhouette method*, Rousseeuw, 1987), que 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, que 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 y 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 cumplían 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.

2.5. Resultados y discusión

2.5.1. 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 solo 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 (tabla 3).

Tabla 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 (STIPAJ), 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.

	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

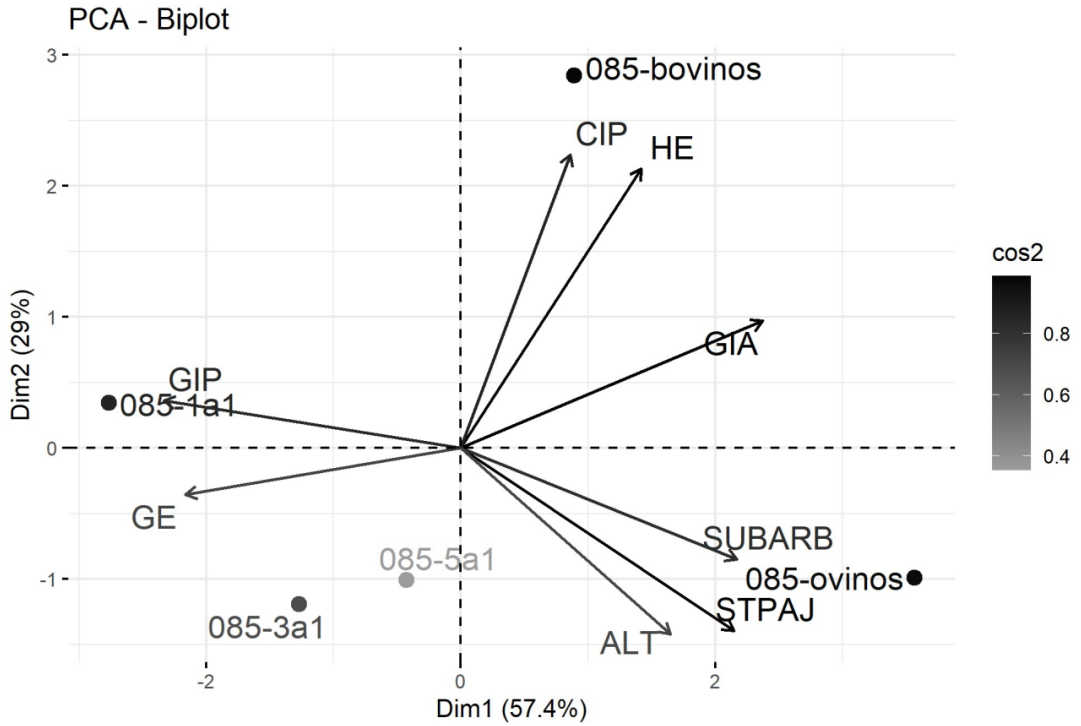
El Dim1 se correlacionó positivamente con las variables GIA, HE, CIP, STPAJ, SUBARB y ALT y negativamente con GE y GIP. Este eje distingue un

estrato graminoso 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 graminoso 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, 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 3), se destacan por su contribución (Cos2) y representatividad el tratamiento de pastoreo mixto OB 1 a 1, asociado con GE y GIP; B085, asociado con CIP, HE y GIA; y O085, asociado con SUBARB, STPAJ y ALT. Los tratamientos 0B 3 a 1 y 5 a 1 mostraron baja representatividad y contribución para ambos componentes. Sin embargo, estos tratamientos se ubicaron en posiciones intermedias entre O085 y 0B 1 a 1, lo cual denota los cambios florísticos a medida que la proporción de ovinos se incrementa hasta ser la única especie en pastoreo.

Figura 3.

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).



De acuerdo con estos resultados, los tratamientos de pastoreo mixto mantienen la estabilidad de la vegetación (GE y GIP), especialmente en una relación de 1 a 1. En contraste, el tratamiento B085 tiende a un tapiz vegetal en degradación, dado por el incremento de 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 Castellanos, 2014).

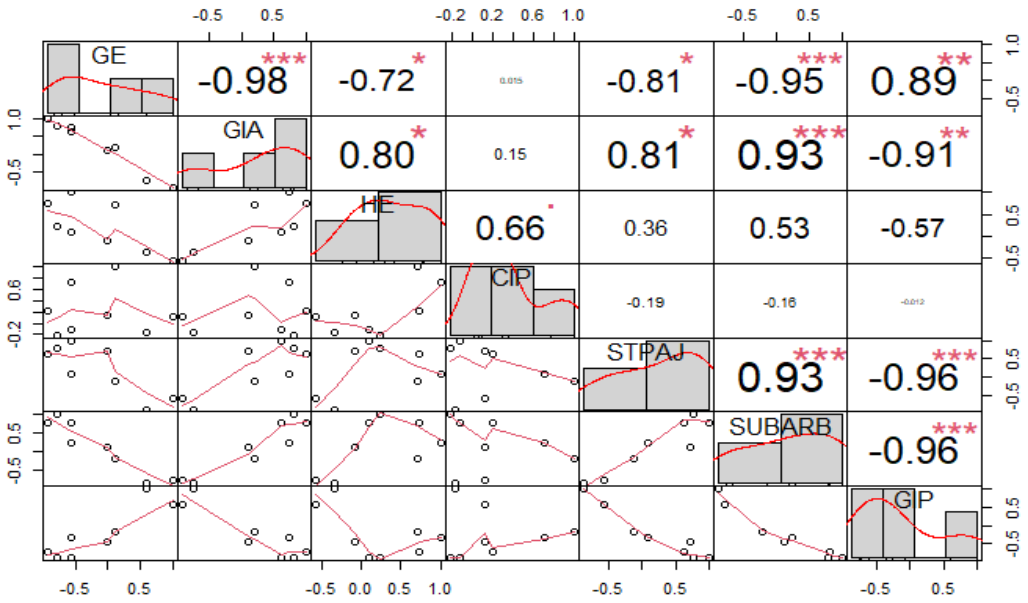
Las contribuciones en ambos componentes y los valores de Cos^2 de la variable ALT indican una representatividad media a baja, posiblemente influenciada por el período estacional en que se realizó el estudio, cuando la disponibilidad de forraje es generalmente escasa, y en particular con mayor presencia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

2.5.2. Correlación entre grupos funcionales

La matriz de correlación entre grupos funcionales (figura 4) 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 STIPAJ ($r = -0,95$ y $-0,96$; $-0,98$ y $-0,91$; $-0,81$ y $-0,96$, respectivamente). Asimismo, el grupo compuesto por SUBARB, GIA y STIPAJ 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 (Rosengurtt, 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 BO85 y su baja correlación con el resto de las variables.

Figura 4.

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 (*).



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 STIPAJ 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).

2.5.3. Agrupamiento y análisis de tratamientos

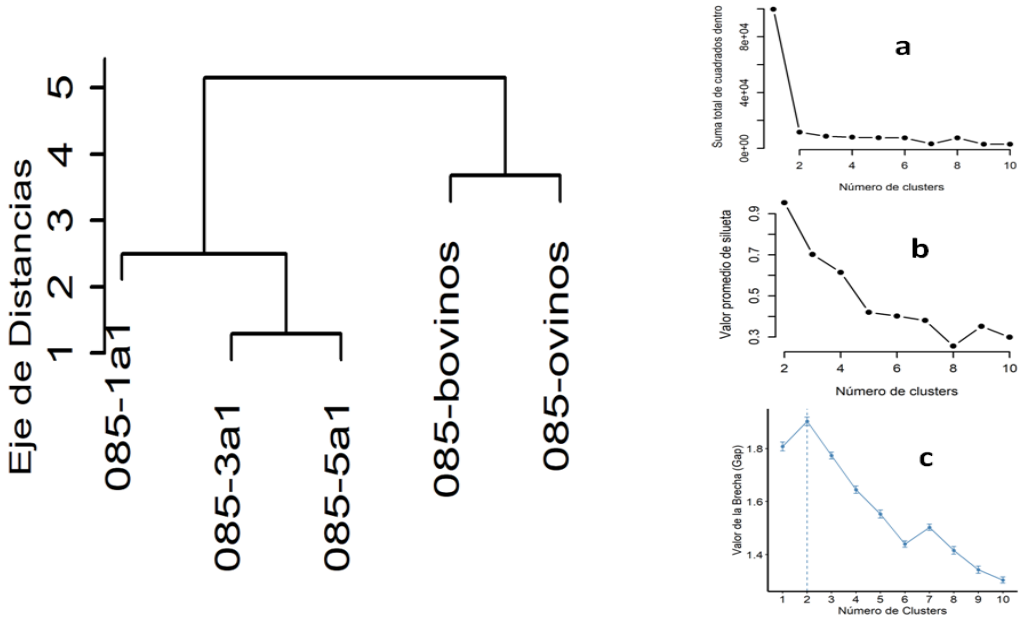
Los resultados obtenidos mediante el PCA fueron validados utilizando técnicas de agrupamiento, lo cual generó dos grupos: uno compuesto por los tratamientos de pastoreo mixto (BO 1 a 1, 3 a 1 y 5 a 1) y otro por los tratamientos de pastoreo único (O085 y B085). La consistencia en la formación de estos grupos fue verificada por

los métodos del codo, el índice de silueta, la brecha estadística y el índice de Calinski-Harabasz (figura 5). A pesar de que el tratamiento BO 1 a 1 muestra cierta disimilitud con los tratamientos BO 3 a 1 y BO 5 a 1, 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 1 a 1 presenta una mayor distancia euclídea en relación con BO 3 a 1 y BO 5 a 1, 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 1 a 1 en el grupo de pastoreo mixto maximiza la cohesión interna del grupo y la separación entre grupos, lo que permite una 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).

Figura 5.

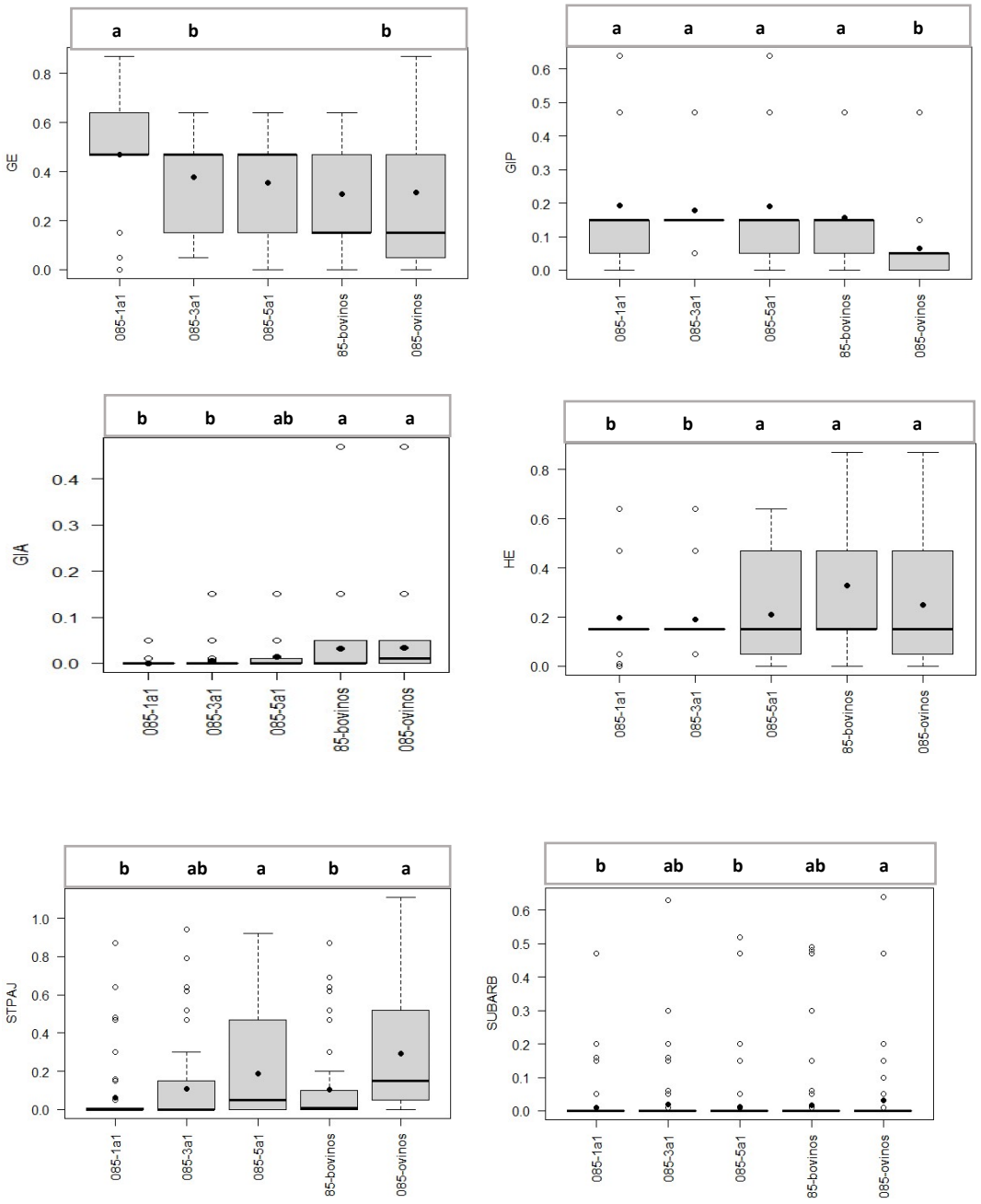
Dendograma de agrupamiento jerárquico utilizando el método de Ward.D2 y la distancia euclídea como parámetro de formación de grupos en función de las similitudes/diferencias entre tratamientos. Índice de Calinski-Harabasz: número de conglomerados = 2, índice de valor = 6681,9080. Gráficos (derecha): a. método del codo; b. índice de silueta; c. brecha estadística.

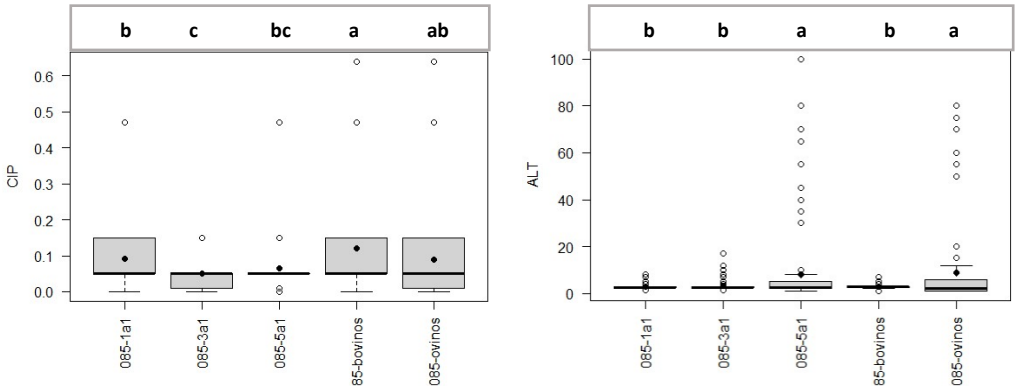


Al comparar tratamientos mediante la prueba de Kruskal-Wallis para cada variable (figura 6), se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$): en GE, solo para OB 1 a 1; en GIP, solo O085 registró diferencias; para GIA, O085, B085 y OB 5 a 1 fueron superiores a OB 3 a 1 y OB 1 a 1; B085 fue superior HE; para STIPAJ, O085 presentó la mayor cobertura, OB 5 a 1 y B085 cobertura intermedia y 0B 1 a 1 y 3 a 1 la menor; para SUBARB, O085 difirió de OB 1 a 1 y 5 a 1; en CIP, B085 difirió del resto y O085 no difirió de los pastoreos mixtos y en ALT, OB 5 a 1 y O085 difirieron de los demás.

Figura 6.

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.





El resultado de GIA subraya que el pastoreo mixto con relaciones de 1 a 1 y 3 a 1 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 5 a 1, con la diferencia de que el primero no tiene una especie que pueda consumirla en períodos de crisis forrajera y, por consiguiente, tiende a fortalecerse como lo reportan Formoso y Pereira (2008).

En cuanto a SUBARB, solo O085 difirió significativamente de OB 1 a 1 y 5 a 1. 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 (1 a 1) o la favorece la doble estructura (5 a 1) 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 períodos y que su presencia está limitada a determinadas condiciones de humedad del suelo (Formoso, 1998). A su

vez, ALT, relacionada con el tipo funcional dominante, mostró diferencias en los tratamientos donde se produce endurecimiento y doble estructura, como O085 y OB 5 a 1.

En resumen, GE y GIP muestran una tendencia negativa desde los pastoreos mixtos, especialmente el OB 1 a 1, 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, lo que favorece 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, m 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*. (2014) 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.

2.6. 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 1 a 1.

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.

2.7. Bibliografía

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 ecorregion, 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 niveis 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., Foleto, 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. Agro-ecosystems, 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 deforestacion y su incidencia ambiental en el cambio climático (Bachelor's thesis, JIPIJAPA-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., 0'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 una herbácea na manutençao da biodiversidade de campos pastejados no sul do Brasil. Anais do VIII Congreso 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.

Mezzalira, 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., Bilenca, 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., Picasso, V., Tittonell, 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 Pastoril. 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. A 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_Biodiversidad.pdf). 5 p

Rosengurtt, 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.

Rosengurtt, B., 1945. La vegetación del Uruguay. En: Verdoorn. Plant and Plant Scie nce in Latin America: 142.

Rosengurtt, B., 1946. Estudio sobre praderas naturales del Uruguay. 5ª contribución. Montevideo.

Rosengurtt, 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. Agro sur, 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., Buschiazzo, 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.

3. Capítulo 2. Evaluación de tendencias temporales y efectos del pastoreo mixto y único sobre la producción primaria y secundaria.

3.1 Introducción

El descenso de la población ovina desde la década de los noventa hasta la actualidad (figura 1, página 5) y la concentración del remanente de seis millones de cabezas en el norte del país han provocado una disminución significativa de la presencia ovina al sur del río Negro. En las regiones de sierras del Este, cuenca sedimentaria del noreste y centro sur, el promedio es de solo 0,25 cabezas por hectárea. Según Lezama et al. (2019), estas tres regiones comparten comunidades de campo natural, sin que ninguna tenga una comunidad propia que la distinga. Por lo tanto, es razonable suponer que los resultados de este estudio son aplicables a los campos naturales de las tres regiones, donde muchas empresas ganaderas probablemente pastorean el campo natural con una cantidad mínima o sin presencia de ovinos.

3.2 Materiales y métodos

Se realizó un análisis de tendencias temporales del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) con una frecuencia semestral, con el objetivo de detectar cambios significativos en los píxeles que pudieran enmascarar la respuesta de la vegetación a los tratamientos experimentales. El NDVI fue calculado a partir de imágenes satelitales de los sensores Landsat 5 TM (Thematic Mapper) y Landsat 7 ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus), correspondientes al período comprendido entre 1985 y 2008.

Las imágenes fueron procesadas mediante la plataforma Google Earth Engine (GEE), utilizando algoritmos de corrección atmosférica y de calibración radiométrica estandarizados para asegurar la comparabilidad entre escenas. Además, se aplicó un ajuste espacial para limitar los datos al área de estudio definida.

Para evaluar la significancia estadística de las tendencias observadas, se aplicó el índice tau de Kendall (τ), una prueba no paramétrica que cuantifica la fuerza y dirección de la asociación entre el tiempo y los valores de NDVI. Un valor de τ

positivo indica una tendencia creciente del NDVI, mientras que un valor negativo refleja una disminución en la cobertura vegetal. La significancia estadística de τ se determinó mediante un nivel de confianza del 95% ($p < 0.05$).

La producción de materia seca (MS) fue estimada mediante la aplicación del modelo de Penman-Monteith (Monteith, 1972), basado en la relación entre la radiación fotosintéticamente activa absorbida (APAR) y la eficiencia en el uso de la radiación (EUR). La producción acumulada de materia seca se calculó utilizando la expresión:

$$MS=APAR\times EUR$$

donde APAR se estimó a partir de los valores del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y la radiación fotosintéticamente activa total, mientras que la EUR fue considerada constante con base en valores reportados en la literatura (Asuaga et al, 2019).

Para evaluar las diferencias en la producción de materia seca entre los tratamientos, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía. En caso de diferencias significativas ($p < 0.05$), se aplicó la prueba post hoc de Tukey para la comparación entre pares de tratamientos.

Para evaluar la evolución temporal de la producción de materia seca y comparar la similitud temporal entre los tratamientos, se aplicó un análisis de Dynamic Time Warping (DTW), implementado en el lenguaje de programación `R`, específicamente usando el paquete `DTW`, que permite cuantificar diferencias entre series temporales al considerar desfasajes y variaciones en la velocidad de cambio.

Los registros obtenidos fueron posteriormente agrupados utilizando un modelo de agrupamiento jerárquico aglomerativo. La cantidad óptima de grupos fue determinada aplicando las técnicas de validación de conglomerados: Elbow (codo), Silhouette (silueta) y el índice de Davies-Bouldin, con el objetivo de identificar patrones comunes en la dinámica temporal de la MS entre los tratamientos experimentales

Los animales fueron pesados el 23 de mayo y el 4 de agosto de 2011, utilizando el peso registrado en la primera fecha como peso inicial y el de la segunda

fecha como peso final para calcular la ganancia diaria por animal. En ambas ocasiones, los animales fueron destarados tras un ayuno de veinticuatro horas.

Para el análisis estadístico de las diferencias entre ganancias de peso entre tratamientos de pastoreos mixtos versus único, se utilizó un modelo mixto con el tipo de tratamiento (mixto-único) como efecto fijo, los tratamientos (relaciones ovino/bovino, ovinos, bovinos) como efectos aleatorios, las repeticiones como efectos aleatorios anidadas en los tratamientos y el error residual asociado a la observación individual:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_{jk} + \varepsilon_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijk} es la ganancia de peso observada en el i-ésimo nivel de Tipo_trat, j-ésimo nivel de Trat, y k-ésima repetición.

μ es la media general.

α_i es el efecto fijo del i-ésimo nivel de Tipo_trat (i = 1,2, representando mixto o único).

β_j es el efecto aleatorio del j-ésimo nivel de Trat (j= 1,2,3,4,5 representando los tratamientos 1 a 1, 3 a 1, 5 a 1, ovinos, bovinos) con $\beta_j \sim N(0, \sigma_\beta^2)$.

γ_{jk} es el efecto aleatorio de la k-ésima repetición dentro del j-ésimo nivel de Trat (k = 1,2) con $\gamma_{jk} \sim N(0, \sigma_\gamma^2)$.

ε_{ijk} es el término de error residual con $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$.

El promedio de los valores de altura de cada tratamiento, medidos en centímetros, fueron convertidos a disponibilidad de forraje, de acuerdo con Cartilla

N° 65 de INIA, tomando en consideración la región y la estación del año para el cálculo.

Tabla 4. Altura promedio por tratamiento en centímetro y su conversión a forraje disponible (kg MS ha-1).

Tratamiento	Altura	Disponibilidad de forraje
	cm	Kg MS ha-1
Solo Bovinos	2,75	605
1 a 1	2,5	550
3 a 1	2,75	605
5 a 1	2,5	550
Solo Ovinos	3	660

3.3 Resultados y Discusión

3.3.1. Composición florística a nivel de grupo funcional

Los cambios significativos en la composición florística a nivel de grupo funcional permitieron definir dos grupos (figura 5, página 29): por un lado, los tratamientos de pastoreo mixto y, por otro, los de pastoreo único. Los tratamientos de pastoreo mixto estuvieron asociados con mayor cobertura y abundancia de gramíneas perennes, principalmente estivales. En contraste, los tratamientos de pastoreo único, cuando se realizaron solo con bovinos, mostraron una mayor presencia de gramíneas anuales, hierbas enanas, así como de ciperáceas y juncáceas, lo que representa una mala condición según los parámetros establecidos (Millot et al., 1987; Rosengurtt, 1943). En tratamiento único de ovinos, se observó una condición de ensuciamiento (malezas de campo sucio) y endurecimiento (espartillo y maciegas), conocida como de doble estructura (figura 3, página 25).

Al comparar los tratamientos por cada grupo funcional analizado (variables), se encontraron diferencias estadísticas significativas en algunas de ellas, especialmente al contrastar los pastoreos mixtos con relaciones 1 a 1 y 3 a 1 frente a los pastoreos únicos. El cambio de un pastoreo mixto a un pastoreo único con bovinos resultó en un descenso significativo de las gramíneas perennes estivales y un aumento notable

de las gramíneas invernales anuales, hierbas enanas, ciperáceas y juncáceas. Por otro lado, el pastoreo único con ovinos incrementó de forma significativa las gramíneas invernales anuales, hierbas enanas, espartillos y maciegas, mientras redujo significativamente las gramíneas perennes estivales e invernales en comparación con los pastoreos mixtos 1 a 1 y 3 a 1. El pastoreo mixto con la mayor relación (5 a 1) se posicionó en un punto intermedio entre los tratamientos mixtos y los únicos (figura 6).

De todas formas, las diferencias en los valores promedios de abundancia-cobertura para cada tratamiento son bajos y posiblemente no detectables a simple vista. Sino se realiza un estudio metódico y analítico de la pastura, esto puede conllevar a que no se aprecien los cambios en la composición o a interpretación errónea de las causas y consecuencia del efectos de los sistemas de pastoreo (tabla 5).

Tabla 5. Valor medio de cobertura de cada variable para cada tratamiento en porcentaje

TRATAMIENTO	GE	GIA	HE	CIP	SUBARB	GIP	STIPAJ
Solo bovinos	28	4	30	11	1	15	10
1/1	43	0	18	9	1	21	7
3/1	34	1	17	7	2	24	14
5/1	31	2	18	6	1	21	20
Solo ovinos	35	1	15	7	2	8	32

Los resultados obtenidos son consistentes con otros estudios, que también reportan un incremento en la cobertura de hierbas y leguminosas y una disminución en la altura del forraje debido a la presencia de bovinos. En contraste, los ovinos tienden a incrementar la biomasa de gramíneas (D'Alexis et al., 2013; Nolan y Connolly, 1989; Nolan, 1996; Siu et al., 2015). En general, la mayoría de los estudios analizados señalan que el pastoreo mixto, en comparación con el pastoreo único, aumenta la densidad de plantas (Su et al., 2023). El ganado vacuno, más que las ovejas, contribuye a mantener la diversidad vegetal en las pasturas, probablemente debido a sus preferencias alimentarias menos discriminatorias (Cuchillo-Hilario et al., 2018; Liu et al., 2015), lo que podría suprimir la competitividad inducida por especies dominantes. En pastoreo mixto, el ganado bovino reduce la altura de las plantas, pero aumenta la densidad total y remodela la

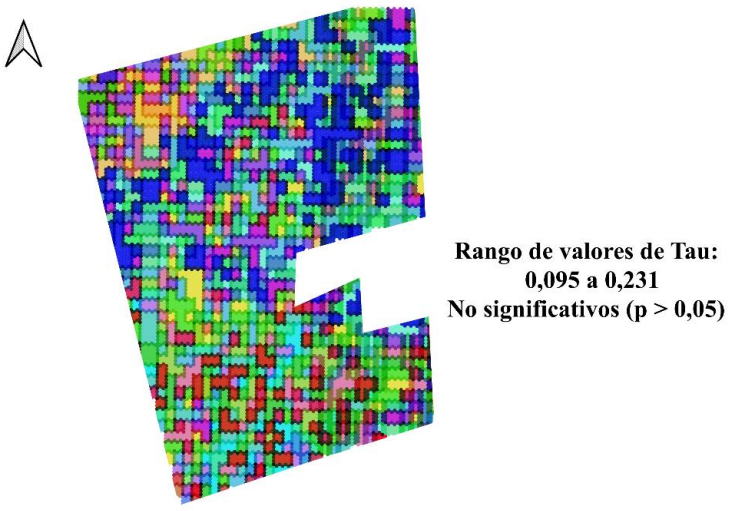
composición funcional de la comunidad, por un mayor crecimiento de hierbas y leguminosas, lo que incrementa la heterogeneidad comunitaria y los recursos tróficos para polinizadores, así como la riqueza de insectos herbívoros (Ravetto Enri et al., 2017).

3.3.2. Serie temporal del NDVI previa a la instalación del experimento

El experimento destinado a evaluar el efecto del pastoreo mixto y único de ovinos y bovinos sobre los grupos funcionales de la vegetación del campo natural se llevó a cabo utilizando datos recogidos en un solo relevamiento, lo que planteó la necesidad de asegurar que las condiciones de la vegetación no mostraran tendencias previas que pudieran enmascarar los efectos observados por el pastoreo.

Los resultados del análisis (figura 7) mostraron que la vegetación del campo natural no presentaba una tendencia significativa en la serie temporal del NDVI (rango de valores Tau 0,231 a -0,095; $p > 0,05$). Esto sugiere que la vegetación no estaba manifestando cambios previos que pudieran enmascarar los efectos del pastoreo, lo que valida la interpretación de los datos obtenidos del relevamiento como una consecuencia directa del manejo de pastoreo implementado.

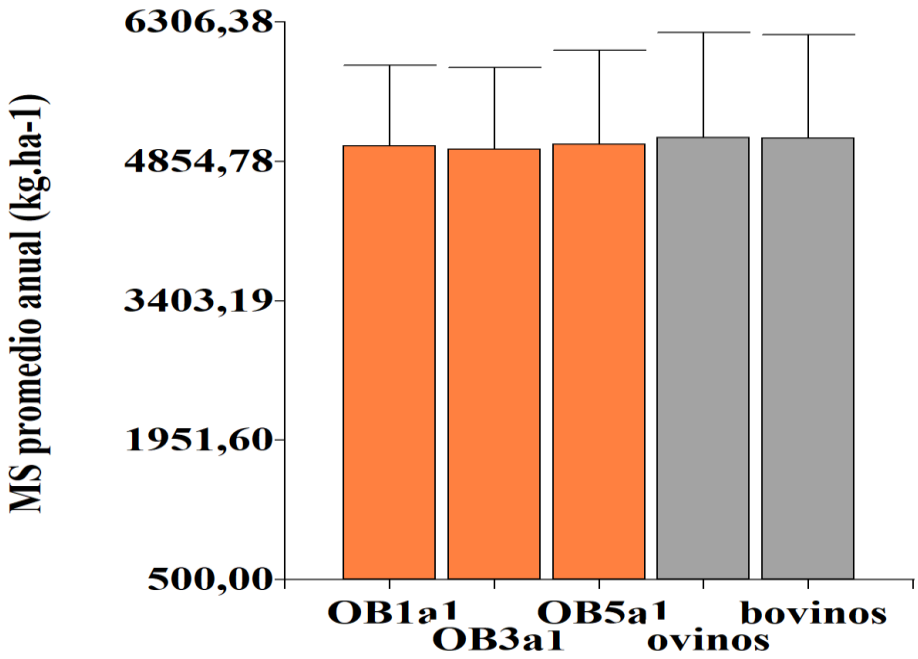
Figura 7. Mapa de tendencia del NDVI en la serie temporal semestral (1985-2008) utilizando Landsat 5 (30 x 30 m): Coeficiente τ de Kendall por píxel.



3.3.3. Productividad primaria y distribución intra- e interanual

No hubo diferencias significativas en la productividad primaria anual (kg MS ha-1) entre los tratamientos de pastoreo mixto versus único (figura 8), y los valores en promedio, para el período 2008-2011, se situó un poco por encima de los 4800 kg MS ha -1, similar a lo reportado por Formoso (2005).

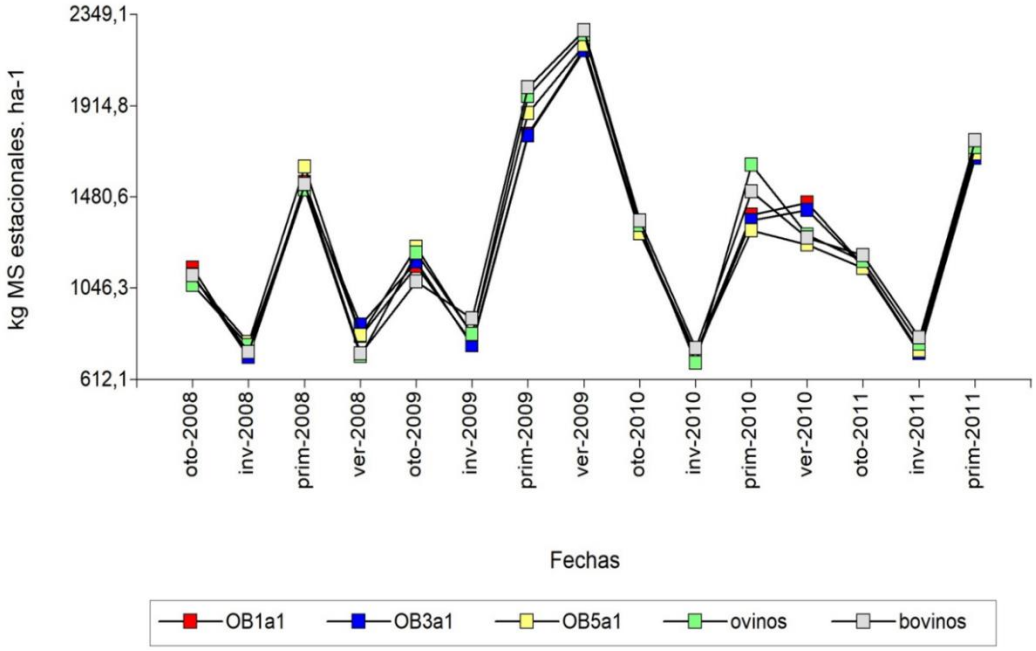
Figura 8. Producción de materia seca promedio anual 2008-2011 (kg MS ha-1) por tratamiento, desvío estándar. Resultado del análisis de significancia ANOVA entre tratamientos: (F (4,9) = 0,009, p > 0,05)



La serie temporal de materia seca por estación y tratamiento (kg MS ha-1) mostró un patrón similar al descrito por Formoso (2005), donde otoño e invierno contribuyeron con entre el 30 % y el 40 % del forraje total anual, siendo las estaciones más estables en términos de producción interanual. En contraste, primavera y verano generaron más del 60 % del forraje anual, con una mayor variabilidad entre años, especialmente en la época estival. Cabe destacar que el verano de 2008 se caracterizó por un fuerte déficit hídrico.

La distribución del forraje entre tratamientos fue generalmente similar. Sin embargo, a partir del segundo año del ensayo, especialmente en invierno y primavera de 2010, los pastoreos mixtos en proporciones 1:1 y 3:1 comenzaron a diferenciarse de los pastoreos únicos (figura 9).

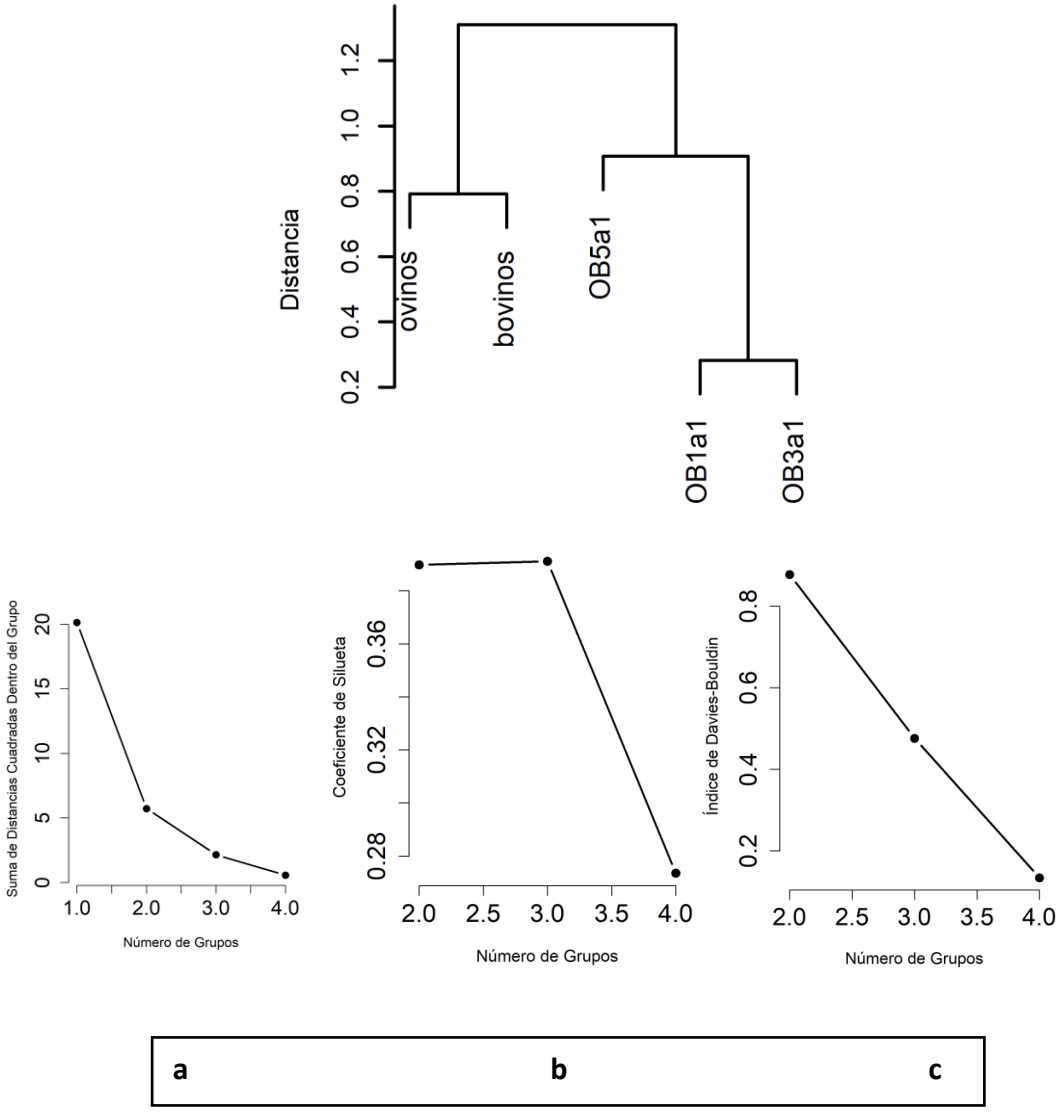
Figura 9. Serie temporal de materia seca por estación y tratamiento (kg MS ha-1)



El análisis DTW identificó la existencia de dos grupos principales (figura 10): uno compuesto por los pastoreos mixtos en proporciones 3:1, 1:1 y 5:1, y otro por los pastoreos únicos. La formación de dos grupos, similares a los obtenidos en el análisis de los grupos funcionales, sugiere una relación entre la producción de materia seca medida mediante sensoramiento remoto y los grupos funcionales de los tratamientos. La principal discrepancia se observa en la posición del tratamiento 5 a 1, que cambia de ubicación en el conglomerado de materia seca en comparación con el conglomerado de grupos funcionales. Este cambio podría deberse a la diferencia en las fuentes de datos: mientras que el conglomerado de producción de materia seca se basa en la comparación de series temporales, el conglomerado de grupos funcionales se construye a partir de un relevamiento realizado en un período específico. En dicho período (fines de invierno-inicio de primavera), pueden expresarse componentes que

influyen en la formación de los grupos, pero que no necesariamente impactan en la productividad anual. Por lo tanto, es importante destacar la separación entre pastoreos únicos y mixtos en términos de productividad y funcionalidad y recopilar más información para situar con mayor precisión la posición de los tratamientos mixtos dentro de su grupo.

Figura 10. Agrupamiento aglomerativo jerárquico de las series temporales de materia seca de los tratamientos mediante el algoritmo de alineación temporal dinámica (DTW, dynamic time warping). Las distancias euclídeas de los grupos fueron: 0,2821 – 0,7923 – 0,9077 – 1,3108. Prueba para determinación del número de grupos: a prueba del codo; b prueba de silueta; c índice de Davies-Bouldini.



3.3.4. Productividad secundaria

En ovinos, el intercepto representa la ganancia de peso promedio bajo el tratamiento de pastoreo mixto siendo 4,56 kg durante el período de estudio ($p < 0,05$). La estimación para el término *Tipo_trat:único* es de -3,36 kg, lo que indica que, en promedio, los animales bajo el tratamiento de pastoreo único ganaron 3,36 kg menos que los animales bajo el tratamiento de pastoreo mixto ($p > 0,05$). Aunque este efecto no es estadísticamente significativo al nivel de confianza convencional ($p = 0,.0733$), la diferencia en la ganancia de peso entre los tratamientos mixto y único no debe descartarse como debida al azar. La magnitud del efecto, la importancia biológica del resultado y las características del diseño experimental justifican la consideración de esta conclusión como potencialmente relevante.

Los efectos aleatorios no tuvieron incidencia en los resultados ($p > 0,05$), al igual que el modelo propuesto para los bovinos donde no se registraron diferencias en la ganancia de peso entre tratamientos mixtos y único ($p > 0,05$).

Tabla 6. Resultados de ANOVA tipo III y modelo mixto para pastoreo mixto y único

Ovinos

Fuente	Suma de cuadrados	G. de L.	Valor F	Prob.
Tipo_trat	**21.674**	**1**	**12.177**	**0.0773**

Efectos aleatorios

Grupo	Nombre	Varianza	ED
Rep: Trat	**Intercepto**	**0.2516**	**0.5016**
Trat	**Intercepto**	**0.5707**	**0.754**
Residuos		**1.7800**	**1.3342**

Efectos fijos

Grupos	Estimación	E. estándar	G. de L.	Valor t	Prob
Intercepto	**4.5556**	**0.4820**	**2.0003**	**9.452**	**0.0110**
Tipo_trat:unico	**-3.3633**	**0.9638**	**1.9993**	**-3.490**	**0.0733**

Bovinos

Fuente	Suma de cuadrados	G. de L.	Valor F	Prob
Tipo_trat	**256.21**	**1**	**0.67**	**0.4992**

Los resultados concuerdan con Nicol (2015): a principios de la primavera, tras la alta presión del pastoreo invernal y la baja tasa de crecimiento de los pastos, los pastos son cortos (menos de 1000 kg MS ha^{-1}) y relativamente homogéneo (hoja de pasto verde) lo que genera pocas oportunidades para la complementariedad, pero un margen considerable para la competencia, siendo los ovinos los beneficiados.

Es de esperar que, cuando la pastura se mantiene a una altura de 4,5 cm o más, y las tasas de crecimiento del forraje y la producción neta superan significativamente los requerimientos de los animales, se produzca una complementariedad entre ambos herbívoros. Esto, a su vez, debería resultar en una mayor ganancia diaria de peso tanto en ovinos como en bovinos, en comparación con los sistemas de pastoreo único (Hodgson et al., 1985).

D'Alexis et al. (2013), en un metaanálisis realizado comparando pastoreos mixtos versus únicos, encontraron que los trabajos analizados mostraron diferencias significativas en los ovinos, en un rango de 10 % a 30 % a favor del pastoreo mixto, mientras que en los bovinos en la mayoría de los trabajos no se encontraron diferencias significativas entre mixtos y únicos.

En las condiciones del ensayo y en el período analizado, la altura fue menor o igual a 3 cm (tabla 4), con un disponible situado entre 550 a 660 kg MS ha^{-1}, lo cual de acuerdo con la bibliografía sería una relación de competencia, sin embargo la interacción biológica o interespecífica adecuada en esta situación, es el comensalismo, en la que una especie se beneficia y la otra no se perjudica.

4. Conclusiones generales

Los resultados de este trabajo demuestran que hay cambios en la composición florística a nivel de grupo funcional entre pastoreos mixtos versus únicos, donde los sistemas mixtos incrementan la cobertura de las gramíneas perennes principalmente especies estivales, mientras que los únicos incrementan grupos funcionales con tendencia a empobrecer la condición de la pastura, incrementan gramíneas anuales invernales, hierbas enanas y ciperáceas y juncáceas en el caso de solo bovinos y a un tapiz de doble estructura y ensuciamiento en el caso de solo ovinos.

Estos cambios en la composición florística no generan cambios significativos en la productividad anual, pero sí una modificación en la distribución anual del crecimiento, que comienza a manifestarse aproximadamente a los dos años de iniciado los ensayos. Los sistemas de pastoreo mixto con bajas relaciones presentan mayor productividad estival y menor pico primaveral, mostrando una distribución más uniforme del crecimiento, debido probablemente a la mayor cobertura del estrato graminoso perenne, mientras que por otro lado los sistemas de pastoreo únicos presentan un gran pico de producción primaveral y una caída abrupta posterior, configurada posiblemente por la mayor presencia de gramíneas anuales invernales y hierbas enanas.

Los resultados aportan en la búsqueda de complementariedad entre las especies herbívoras, queda demostrado que, en condiciones invernales de baja disponibilidad y un estrato homogéneo, los beneficiados del pastoreo mixto son los ovinos. De todas formas, el bovino no obtuvo mejor resultado en el sistema de pastoreo único; por tanto, no es un efecto de la competencia entre especies, sino que es intraespecie, que está modulado probablemente por la baja disponibilidad y la presión del pastoreo.

Es claro que la interrelación entre presión de pastoreo y los pastoreos mixtos o únicos es alta, en donde aquellos establecimientos con presiones moderadas y mixtos obtendrán mejores resultados, producto de una mejor condición de la pastura, que permitiría atenuar los efectos del déficit hídrico por mayor cobertura de gramíneas

estivales perennes, distribución más uniforme del crecimiento, resistencia a invasión de malezas y mayor complementariedad entre ovinos y bovinos.

5. Bibliografía

Allen V. G., Batello, C., Berretta, E. J., Hodgson, J., Kothmann, M., Li, X., McIvor, J., Milne, J., Morris, J., Peeters M. y Sanderson, M. (2011). An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and Forage Science*, *66*, 2-28.

Asuaga, A., Oyarzábal, M., Galansino, P. y Berterretche, M. (2019). Capítulo IV. Productividad forrajera de campos naturales estimada a partir de información satelital en veintiún ambientes edáficos. Calibración de un modelo. En A. Asuaga y M. Berterretche (eds.), *Uso sostenible del campo natural* (228 p.). INIA.

Bardgett, R. D., Bullock, J. M., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostle, N., Chomel, M., Durigan, G., Fry, E. L., Johnson, D., Lavallee, J. M., Le Provost, G., Luo, S., Png, K., Sankaran, M., Hou, X., Zhou, H., Ma, L., Ren, W., Li, X., Ding, Y., Li, Y. y Shi, H. (2021). Combating global grassland degradation. Nature Reviews Earth & Environment, 2(10), 720-735. https://doi.org/10.1038/s43017-021-00207-2

Basile, P., Formoso, D. y Blumetto, O. (2021). Floristic composition and above-ground net primary production in natural grasslands on basaltic deep soils. Agrociencia Uruguay, 25(2).

Behling H., Pieruschka, V. J., Schuler, L. y De Patta Pillar, V. (2009). Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio. Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. MMA.

Berretta, E. J. (2003). Perfiles por país del recurso pastura/forraje; Uruguay. FAO.

Berreta E. J. (2005). Producción y manejo de la defoliación en campos naturales de basalto. En: Gómez Miller R., Albicette M. M. (Eds.). Seminario de Actualización Técnica en manejo de campo natural. Serie Técnica 151. Montevideo: INIA. 61-73.

Berretta, E. J., (2009). Algunos aspectos sobre la biodiversidad de los campos naturales. Revista INIA, 20, 21-25.

Berretta, E., Levratto, J., Samit, W., Bemhaja, M., Pittaluga, O., Silva, J. y 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 Hemisferio Sur (eds.) II Seminario Nacional de Campo Natural (pp. 291-298). Hemisferio Sur

Bettolli, M. L., Del Carmen, M. Á. A., Cruz Brasesco, G., Rudorff, F., Martínez Ortiz, A., Arroyo, J. y 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. (2003). Tablas de vida: Métodos para la estimación de la edad. Ecología general. Departamento de Ecología y Evolución, Universidad de Buenos Aires. Argentina.

Bilenca, D. y 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 ecorregion, one the most impacted and least protected biomes in the world.

Blumetto, O., Ruggia, A. y Tiscornia, G. (2023). Reconciling the design of livestock production systems and the preservation of ecosystems. In R. Accorsi y R. Bhat (eds.). Sustainable Development and Pathways for Food Ecosystems (pp. 69-114). Academic Press.

Boggiano, P. (2003). Informe de consultoría; subcomponente manejo integrado de pradera. Proyecto combinado GEF/IBRD Manejo integrado de ecosistemas y recursos naturales en Uruguay. Componente Manejo y conservación de la diversidad biológica. Montevideo, MGAP. 72 p.

Carvalho P. C. de F., Paruelo J. y Ayala W. (2008). La intensificación productiva en los pastizales del Río de la Plata: Tendencias y consecuencias ecosistémicas. Estado actual del bioma campos. XXII Reunión del grupo técnico en forrajeras del cono sur. Bioma Campos. Grupo campos. Minas Uruguay, 2008 (pp 29-37).

Cuchillo-Hilario, M., Wrage-Monnig, N. y Isselstein, J. (2018). Forage selectivity by cattle and sheep co-grazing swards differing in plant species diversity. Grass Forage Science, 73, 320-329. https://doi.org/10.1111/gfs.12339.

D'Alexis, S., Sauvant, D. y Boval, M. (2013). Mixed grazing systems of sheep and cattle to improve liveweight gain: A quantitative review. The Journal of Agricultural Science, 152, 655-666.

De Patta Pillar, V. (1996). A randomization-based solution for vegetation classification and homogeneity testing. Coenoses, 29-36.

Dyksterhuis, E. J., (1949). Condition and management of range land based on quantitative ecology. Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives, 2(3), 104-115.

Evia G. y Gudynas E. (2000). Ecología del paisaje en Uruguay. Aportes para la conservación de la diversidad biológica. MVOTMA; AECI; Junta de Andalucía.

Formoso, D. (2005). La investigación en utilización de pasturas naturales sobre Cristalino desarrollada por el Secretariado Uruguayo de la Lana. INIA.

Formoso, D. y Gaggero, C. (1990). Efecto del Sistema de Pastoreo y la Relación Ovino/Vacuno Sobre la Producción de Forraje y la Vegetación del Campo Nativo. Hemisferio Sur (eds.). En II Seminario Nacional de Campo Natural (pp. 299-310). Hemisferio Sur.

Gómez, D. (2008). Métodos para el estudio de los pastos, su caracterización ecológica y valoración. En: Pastos del Pirineo, F. Fillat, R. García-Gonzalez, D. Gómez, R. Reine (eds.). CSIC-DPH, Huesca. (pp. 75–110).

Hodgson, J., Arosteguy, J. C. y Forbes, T. D. A. (1985). Mixed grazing by sheep and cattle: effects on herbage production and utilisation. Proceedings XV International Grassland Congress (pp. 1108-1110).

IPBES. (2018). Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

Lezama, F., Pereira, M., Altesor A. y Paruelo J. (2019). ¿Cuán heterogéneos son los pastizales naturales en Uruguay? Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II. Serie FPTA-INIA 69.

Liu, J., Feng, C., Wang, D. L., Wang, L., Wilsey, B. J., Zhong, Z.W. y Firn, J. (2015). Impacts of grazing by different large herbivores in grassland depend on plant species diversity. Journal of Applied Ecology, 52, 1053-1062. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12456.

Martino D., Methol M., Oleada A, Pirelli H., Rodríguez L. y Vidal L. (2008). Cambios en el uso de la tierra. En: S. Ghione y M. Martino (eds.). Capítulo 2. Informe Geo Uruguay. MVOTMA. (pp. 56-118). Grafica Mosca, Montevideo. Uruguay

MGAP. (2024). 14 conjuntos de datos abiertos. https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/datos-abiertos

Millot, J. C., Risso, D y Methol R. (1987). Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca-Comisión Honoraria del Plan Agropecuario.

Monteith, J. L. (1972). Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. Journal of Applied Ecology, 9, 747–-766.

Nabinger, C. y Carvalho, P. C. de F. (2009). Ecofisiología de sistemas pastoriles: Aplicaciones para su sustentabilidad. Agrociencia, 13(3), 18-27.

Nicol, A. M. (1997). The application of mixed grazing. In Proceedings of the XVIII International Grassland Congress. J. G. Buchanan-Smith, L. D. Bailey y P. McCaughey (eds.) (pp. 8-17). Winipeg, Canada: International Grassland

Congress.

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 and Forage Science, 13(1), (pp. 42-48)

Nolan, T. y Connolly, J. (1977). Mixed stocking by sheep and steers-a review. Animal Production 22, (pp. 148-155)

Nolan, T. y Connolly, J. (1989). Mixed v. mono-grazing by steers and sheep. Animal Science, 48(3), 519-533.

Nolan, T., Bjarwason, V., Connolly, J. y Sherrington, J. (1988). Effects of cattle/sheep ratio, stocking rate, grazing cycle, and level of nitrogen (N) application on tiller density and on defoliation, growth, and senescence patterns in cattle during soiled high grass (HG) and unsoiled low grass (LG). Irish Grassland Association (eds.). Proceedings 12th General Meeting European Grassland Federation. July 4-7, 1988. Dublin, Ireland. (pp 178-183).

Panario, D. y Bidegain, M. (1997). Climate change effects on grasslands in Uruguay. Climate Research, 9,37-40.

Pérez Rocha, J. (2020). El estado del campo natural en el Uruguay. FAO; MVOTMA; MGAP. https: //doi.org/10.4060/cb0989es

Ravetto Enri, S., Renna, M., Probo, M., Lussiana, C., Battaglini, L. M., Lonati, M. y Lombardi, G. (2017). Relationships between botanical and chemical composition of forages: a multivariate approach to grasslands in the Western Italian. Journal of the Science of Food and Agriculture, 97(4), 1252-1259.

Rosengurtt, B. (1943). Estudios sobre praderas naturales del Uruguay. Tercera Contribución. Barreiro y Ramos. Montevideo. Uruguay

Rosengurtt, B. (1946). Estudio sobre praderas naturales del Uruguay. Quinta Contribución. Barreiro y Ramos. Montevideo. Uruguay

Rosengurtt, B. (1979). Tablas de comportamiento de las especies de plantas de campos naturales en el Uruguay. Facultad de Agronomía-Universidad de la República.

Soriano, A., (1992). Río de la Plata Grasslands. En R. T. Coupland (ed.), Natural grasslands: Introduction and Western Hemisphere (pp. 367-407). Elsevier.

Su, J., Xu, F. y 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. y Giménez, A. (2016). Analysis and characterization of climate variability in some regions of Uruguay. Revista de Investigaciones Agropecuarias, 42(1), 66-71.