



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Contenido y distribución de carbono orgánico del suelo bajo dos ofertas de forraje

Ana Inés Sánchez Iriarte

Magíster en Ciencias Agrarias,
opción ciencias Ciencias del Suelo

Abril 2023

Contenido y distribución de carbono orgánico del suelo bajo dos ofertas de forraje

Ana Inés Sánchez Iriarte

Magíster en Ciencias Agrarias,
opción ciencias Ciencias del Suelo

Abril 2023

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Agr. (MSc. PhD.) Andrés Quincke, Ing. Agr. (Dra.) Amabelia Del Pino y Ing. Agr. (Dr.) Gervasio Piñeiro, el 27 de abril de 2023. Autora: Ingeniera Agrónoma Ana Inés Sánchez Iriarte. Directora Ingeniera Agrónoma (Dra.) Lucía Salvo.

Dedico este trabajo a mis padres y hermana.

AGRADECIMIENTOS

A mi familia y amigos, por estar siempre presentes y apoyando mi crecimiento personal y profesional.

A Verónica y Fernando, Teresa, Lorena y Silvana, por abrirme las puertas de su casa a cualquier hora para poder cursar y cumplir con los trabajos necesarios para la maestría.

A Lucía Salvo, por su apoyo e incentivo constante para la realización de este trabajo.
A todos los compañeros del laboratorio de suelos, por su disposición a enseñarme y colaborar conmigo en todos los procedimientos.

A Ignacio Paparamborda y Martín Do Carmo, por estar siempre dispuestos para aportar información a mi trabajo.

A Amabelia del Pino, Jorge Hernández y Pablo Soca, por su disponibilidad para evacuar dudas y estar dispuestos a la discusión del trabajo.

Al Grupo de Ecología del Pastoreo por acompañar mi trabajo en los experimentos y en diversas instancias académicas.

A la Facultad de Agronomía y al Centro Universitario Regional del Este, por darme la oportunidad de continuar mi formación académica.

TABLA DE CONTENIDO

	página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	IV
RESUMEN.....	VII
SUMMARY.....	VIII
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
2. <u>CONTENIDO Y DISTRIBUCIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO BAJO DOS OFERTAS DE FORRAJE</u>	10
2.1. RESUMEN.....	10
2.2. ABSTRACT.....	11
2.3. INTRODUCCIÓN.....	12
2.4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	16
2.4.1. <u>Características del sitio experimental</u>	16
2.4.2. <u>Muestreo de suelo y determinaciones analíticas</u>	17
2.4.3. <u>Estimaciones de stock de C y N orgánico del suelo</u>	20
2.4.4. <u>Análisis estadístico</u>	22
2.5. RESULTADOS.....	22
2.5.1. <u>Concentración de C y N orgánico del suelo</u>	22
2.5.2. <u>Stock de C y N orgánico del suelo</u>	24
2.5.3. <u>Stock de C y N orgánico en las fracciones de la materia orgánica</u>	26
2.6. DISCUSIÓN.....	29
2.7. CONCLUSIONES.....	33
2.8. BIBLIOGRAFÍA.....	34
3. <u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	40
3.1. STOCK DE CARBONO ORGÁNICO Y NITRÓGENO EN SUELO.....	40
3.2. STOCK DE CARBONO Y NITRÓGENO ORGÁNICO EN LAS FRACCIONES DE LA MATERIA ORGÁNICA.....	42
4. <u>CONCLUSIONES</u>	44

5. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	46
------------------------------	----

RESUMEN

Preservar el carbono orgánico del suelo (COS) en sistemas pastoriles es importante para mantener la productividad y los servicios ecosistémicos. En el ámbito nacional existe poca información del efecto de la intensidad de pastoreo sobre COS. La hipótesis planteada fue que, en suelos poco degradados, diferentes ofertas de forraje (OF) no provocarían cambios en el stock de COS de 0 a 30 cm, pero podrían generarse cambios en los estratos superficiales o en las fracciones de la materia orgánica (MOS). El objetivo fue evaluar el efecto de dos OF en campo natural, sobre el contenido y distribución del COS en profundidad y en sus diferentes fracciones físicas. Se trabajó en dos experimentos de pastoreo de largo plazo (12 años), en la estación experimental Bernardo Rosengurtt de Facultad de Agronomía. Se utilizó un diseño de bloques completos al azar con dos repeticiones. Se realizó un muestreo estratificado. Las muestras fueron fraccionadas físicamente, separando la materia orgánica particulada (MOP) de la materia orgánica asociada a la fracción mineral (MOAM). Tanto a la muestra entera como a las fracciones se les determinó la concentración de COS y NOS (nitrógeno orgánico). Los stock fueron corregidos por el método de masa equivalente. Las OF no generaron diferencias en los stock de COS de 0 a 30 cm de profundidad en ninguno de los dos experimentos. En los diferentes estratos de profundidad, tanto en el total, como en las fracciones físicas de la MOS las diferencias encontradas fueron puntuales. Los resultados encontrados evidencian que 12 años de pastoreo con esas OF no generaron cambios en el COS. Continuar el monitoreo a más largo plazo, incorporar el estudio de raíces y una mayor heterogeneidad de la estructura vegetal, permitirían mejorar el conocimiento del efecto del pastoreo en sistemas sobre campo natural.

Palabras clave: campo natural, manejo del pastoreo, materia orgánica, cambio climático

SOIL ORGANIC CARBON CONTENT AND DISTRIBUTION UNDER TWO FORAGE ALLOWANCES

SUMMARY

Preserving soil organic carbon (SOC) in grassland is important to maintain productivity and ecosystem services. In Uruguay, there is little information about the effect of grazing intensity on SOC. The hypothesis was that, in no degraded soil, different forage allowances (FA) would not cause changes in SOC stocks from 0 to 30 cm, but changes could be generated in the surface layers or in the organic matter fractions (SOM). The aim was to evaluate the effect of two FA in grassland, on the content and distribution of SOC in depth and in its different physical fractions. Two long term experiments (12 years) were evaluated in the Bernardo Rosengurt Experimental Station, School of Agronomy. The experimental design was a randomized complete block with two repetitions. A stratified sampling was carried out. The samples were physically fractionated, separating the particulate organic matter (POM) from the associated with the mineral fraction (MAOM). The SOC and SON (organic nitrogen) concentrations were determined for the total sample and its fractions. The stocks were corrected by the equivalent mass method. The FA did not generate differences in the SOC stocks from 0 to 30 cm. In the different layers and in physical fractions of the SOM, the differences were scarce. The results showed that 12 years of grazing with these FA did not generate changes in the SOC. Continue long term monitoring, incorporating the study of roots and the heterogeneity of the vegetal structure would allow to improve the knowledge of the effect of grazing on grasslands.

Keywords: grassland, grazing management, organic matter, climate change

1. INTRODUCCIÓN

El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) ha sido reportado como un indicador de calidad de suelo, de la seguridad alimentaria y de la viabilidad económica de los sistemas (Peri et al., 2016). La calidad de suelos es definida como la capacidad de funcionamiento de éste para sustentar la productividad vegetal y animal, mantener e incrementar la calidad de agua y aire, así como soportar el hábitat para la humanidad, además de mantener la sustentabilidad energética y climática y proteger la biodiversidad de los ecosistemas (Droogers y Bouma, 1998). Los indicadores de calidad de suelos integran consideraciones biológicas, físicas y químicas y resultan una herramienta importante a la hora de valorizar el recurso (Droogers y Bouma, 1998).

Las prácticas de manejo que favorecen el secuestro de carbono promueven cambios en procesos ambientales que tienen otros beneficios más allá de los productivos. En general, todas estas prácticas hacen a los sistemas más resilientes ante las variaciones climáticas (FAO, 2010).

Alrededor del 20 % del área de pasturas nativas en el mundo ha sido convertida a áreas de cultivos, lo que ha generado una pérdida de aproximadamente un 60 % del stock del COS (Paustian et al., Guo y Gifford, citados por Conant et al., 2017). Las cantidades sustanciales de CO₂ emitidas por el sector agrícola y el alto potencial para secuestrar carbono con cambios en el manejo de la tierra son los argumentos más importantes a favor del secuestro de carbono (FAO, 2010, Freedman, 2014).

En 2015, la comunidad internacional reunida en París definió un acuerdo con base en contribuciones nacionales de 189 países, fundamentalmente de países en desarrollo, para fomentar el desarrollo sustentable en respuesta al cambio climático. Se destaca que las contribuciones de cada país en el sector agrícola tienen un potencial único como herramienta para la mitigación y adaptación al cambio climático (FAO, 2017). Por tal motivo, ajustar las prácticas de manejo de los sistemas puede ser importante, teniendo en cuenta los desafíos de la adaptación al cambio climático y la posibilidad de entrada en

vigencia de las barreras arancelarias por emisión de gases de efecto invernadero en los procesos productivos.

Los ecosistemas pastoriles cubren gran parte de la superficie terrestre y contienen importantes cantidades de COS. Las pasturas nativas en zonas de clima templado ocupan 9 millones de km² (Peri et al., 2016). La preservación de estos ecosistemas y su manejo resulta crítica para preservar la calidad ambiental y la sustentabilidad de aquellos, más aún después de largas historias de pastoreo (Paz-Kagan et al., 2016).

El COS es sensible al cambio en el uso y manejo del suelo, ya que el tipo de pastoreo, la composición de especies, la disponibilidad de nutrientes, además de disturbios como el sobrepastoreo, el fuego y la introducción de especies invasoras pueden dar lugar a la pérdida o ganancia en los stock de COS (Droogers y Bouma, 1998, FAO, 2010, Piñeiro, 2010, Freedman, 2014, Conant et al., 2017). Por otra parte, las condiciones climáticas, los diferentes tipos de suelo y las comunidades vegetales presentes han sido reportadas como otros de los principales factores que afectan el stock de COS bajo pastoreo (Meyer et al., 2015, Conant et al., 2017, Rong et al., 2017, Abdalla et al., 2018). A escala regional, los factores climáticos (humedad y temperatura) presentan mayor importancia, mientras que las características de suelo definen los contenidos de COS a escala de paisaje (Paruelo et al., 2010).

Debido a todos esos factores, estimar el potencial de secuestro de carbono de los sistemas pastoriles resulta importante, pero también bastante incierto (Piñeiro, 2010, Abdalla et al., 2018). En pasturas, el balance de carbono está dado por la fotosíntesis, la asimilación de carbono en componentes orgánicos (subterráneos y aéreos), el porcentaje de utilización de la pastura por parte del ganado, la oxidación de la materia orgánica por los microorganismos de suelo y las pérdidas por lixiviación y erosión que aceleran las pérdidas de COS (FAO, 2010, Piñeiro, 2010).

En suelos bajo pasturas, las prácticas sustentables tienden a maximizar la cobertura vegetal y reducir la erosión del suelo, incrementar los niveles de materia orgánica, aumentar la infiltración y mejorar el balance de agua (Follet y

Reed, 2010, Piñeiro, 2010). Prácticas de manejo como el agregado de leguminosas, la fertilización y la reducción de la intensidad de pastoreo pueden incrementar la fijación de COS (Henderson et al., 2015). Según Conant et al. (2017), estos incrementos se dan a tasas de entre 0,15 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ hasta 1 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ dependiendo de las condiciones ambientales y de uso del suelo (T (° C): -1,5-27,9; PP (mm): 7,6-4900).

En pastizales la intensidad y la frecuencia de pastoreo son las principales prácticas de manejo que afectan la cantidad de COS en el suelo (Piñeiro et al., 2010, Hoffmann et al., 2016, Peri et al., 2016). Sus efectos varían en el corto y largo plazo (Piñeiro, 2010, Paz-Kagan et al., 2016), lo que modifica tanto las propiedades físicas como químicas del suelo (Bertol et al., 1998, Salton et al., 2008, Hoffman et al., 2016). En el ámbito internacional se han comparado los efectos del pastoreo con la exclusión total de éste por varios años; sin embargo, poco se ha estudiado sobre diferentes intensidades de pastoreo (Piñeiro, 2010). Aun así, los resultados son controversiales y están relacionados con las condiciones ambientales (Conant et al., 2003, Piñeiro, 2010) y con la textura del suelo, principalmente con los contenidos de limo y arcilla, que adsorben moléculas orgánicas y hacen más estable la materia orgánica del suelo (Parton et al., 1987, Conant et al., 2003, Salvo, 2008, Paruelo et al., 2010, Nusse et al., 2017).

La intensidad de pastoreo está asociada a la capacidad de carga de los sistemas pastoriles. Esta es definida por el Comité de Forraje y Pastoreo, como «... la máxima dotación animal para lograr cierta performance animal durante un período de tiempo sin deteriorar el ecosistema» (Aiken, 2016). La sobreestimación de dicha capacidad, así como la inadecuada distribución de los animales en pastoreo y largas historias de pastoreo continuo, han dejado como resultado grandes modificaciones en los ecosistemas pastoriles (Peri et al., 2016, Paz-Kagan et al., 2016). Inversa a la intensidad de pastoreo, se describe la oferta de forraje (OF), definida como la relación entre la masa de forraje (kg ha⁻¹) y el peso vivo animal (kg ha⁻¹) por unidad de área en un momento dado (Allen et al., 2011, Sollenberger et al., 2005). Los impactos de la actividad de pastoreo de los

animales suelen ser más intensos en los alrededores de las fuentes de agua, así como en los lugares de acceso a la sombra o de descanso (Altesor et al., 2006, Sandhage-Hofmann et al., 2015, Paz-Kagan et al., 2016).

Diferentes intensidades de pastoreo pueden afectar la partición de carbono a los diferentes órganos de las plantas y, como consecuencia, al suelo. En algunas regiones del mundo, intensidades de pastoreo más altas han provocado el detrimento del crecimiento radicular a favor del desarrollo vegetativo. En otras partes, altas intensidades de pastoreo han generado mayor desarrollo de raíces o afectado la tasa de recambio de éstas en el suelo (Conant et al., 2003, Paruelo et al., 2010). En general, en nuestra región, los efectos del pastoreo sobre la producción subterránea son positivos debido a la generación de gran cantidad de raíces, lo que resulta en el principal aporte de COS y NOS al suelo, mientras que los efectos sobre la producción aérea son negativos (Piñeiro, 2010, Paruelo et al., 2010). Además, la presencia de especies perennes podría incrementar el COS en profundidad, asociado al mayor desarrollo radicular de éstas (Gentile et al., 2005).

A su vez, el pastoreo también puede favorecer la productividad primaria neta aérea, lo que provoca un aumento en el contenido de COS (Piñeiro, 2010), con lo cual también se incrementa la biomasa microbiana, el contenido de materia orgánica, la capacidad de infiltración de agua y la disponibilidad de nutrientes (Guterres et al., 2006).

En general, los ajustes en la capacidad de carga o tiempos de descanso postpastoreo pueden provocar el secuestro de carbono a tasas de entre 0,35 y 0,47 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (FAO, 2010, Follet y Reed, 2010, Conant et al., 2017). En Brasil, luego de 30 años, los incrementos en la OF del 4 % al 16 % no mostraron diferencias en los stock de COS de 0 a 30 cm. Sin embargo, cuando se determinaron los stock hasta 1 m de profundidad, el manejo del pastoreo con OF del 8 % incrementó un 15 % el stock de COS respecto a la OF del 4 % (186 vs. 161 Mg C ha⁻¹) (Schirrmann et al., 2017).

Por otro lado, altas intensidades de pastoreo pueden incrementar la temperatura y reducir la infiltración de agua en el suelo lo que favorece la

reducción de los contenidos de COS por descomposición (Bertol et al., 1998, Piñeiro, 2010, Freedman, 2014, Henderson et al., 2015), por menor productividad, o por una alta extracción por parte de los herbívoros (Guterres et al., 2006, Paruelo et al., 2010, Paz-Kagan et al., 2016).

Contrariamente, Conant et al. (2003) mostraron que, en Canadá, el manejo de pasturas con alta intensidad (pastoreo rotativo con altas cargas instantáneas) reportó mayor contenido de COS total (Mg ha^{-1}) y asociado a la fracción particulada de la materia orgánica, comparado con pastoreo extensivo o enfardado. Los sitios pastoreados más intensamente reportaron $48,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$, mientras que los sitios con pastoreo extensivo presentaron $39,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ de 0 a 50 cm de profundidad.

En condiciones de mayor temperatura y humedad, Abdalla et al. (2018) encontraron que incrementos en la intensidad de pastoreo, calculada como el equivalente animal por hectárea de pastoreo promedio mensual (AUM, según USDA), permitieron aumentar los stock de COS en suelo (7,6 %). En cambio, en climas húmedos ($> 500 \text{ mm}$) y frescos, aumentos en la intensidad de pastoreo (0-1,0 AUM) provocaron reducciones en el COS (-19,5 %), mientras que en climas secos ($< 500 \text{ mm}$), con intensidades bajas a moderadas (0-0,33 AUM; 0,33-0,66 AUM) lograron incrementos de C en suelo (5,6-16 %). Resultados similares fueron reportados por Henderson et al. (2015).

La utilización de modelos para simular los efectos del manejo del pastoreo sobre el área de pasturas nativas en el ámbito mundial sugiere que podría lograrse un incremento en el contenido de COS en el 26 % del área, principalmente sobre áreas degradadas o con menor contenido inicial de COS. Las regiones con mayor capacidad de secuestrar COS son América Central y América del Sur con un potencial de secuestro de $0,28 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ($0,076 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Henderson et al., 2015). Según ese trabajo, la reducción de la intensidad de pastoreo en áreas sobrepastoreadas alcanzó, en promedio, una tasa de secuestro de carbono de $0,26 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ($0,071 \text{ Mg C ha}^{-1}$), mientras que una mayor intensidad de pastoreo en áreas subpastoreadas alcanzó una tasa de secuestro de carbono de $0,21 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ($0,057 \text{ Mg C ha}^{-1}$).

Por otro lado, según Parton et al. (1987), en la región del río de la Plata, la disminución del COS ha sido de 10,5 Mg C ha⁻¹ en los sitios menos productivos hasta 35 Mg C ha⁻¹ en los sitios más productivos desde la introducción de la ganadería. En esta región, en suelos profundos el pastoreo incrementó los niveles de COS, mientras que en suelos superficiales el contenido disminuyó (Piñeiro et al., 2010).

Además, para entender el efecto del pastoreo en el aporte de materia orgánica del suelo, es necesario considerar tanto los flujos de COS como los de NOS (Cambardella y Elliott, 1992, Paruelo et al., 2010, Sandhage-Hofmann et al., 2015, Hoffmann et al., 2016, Conant et al., 2017). En general, los cambios en stock de NOS tienen la misma tendencia que los cambios en COS (Piñeiro, 2010). A su vez, las pérdidas de NOS pueden restringir los cambios en el stock de COS (Piñeiro et al., 2006).

Si bien son necesarios varios años para evaluar los cambios en los stock de COS y NOS del suelo, Salton et al. (2008) reportaron la capacidad de las diferentes fracciones de la materia orgánica y la relación entre ellas como indicadores de la funcionalidad y labilidad del suelo. Si el suelo no presenta suficiente COS asociado a la fracción particulada de la MOS, podría favorecerse la pérdida de calidad de suelo por oxidación de la materia orgánica asociada a la fracción mineral del suelo. A lo largo del tiempo se han desarrollado una gran variedad de modelos que han sido usados para representar los cambios del COS y NOS en el largo plazo (Parton et al., 1987). Ambos elementos están estrechamente ligados a la MOS. Los modelos que mejor representaron el comportamiento de la MOS la separan en dos o tres pools (Cambardella y Elliot, 1992, Galantini y Suñer, 2008).

En 1992, Cambardella y Elliot propusieron un método simple de fraccionamiento físico, mediante dispersión. La dispersión del suelo se realiza con hexametáfosfato de sodio y se tamiza a través de una malla de 53 µm. Este fraccionamiento, está basado en que la MOS se compone de partículas de distinto tamaño, las cuales se asocian a diferentes fracciones mineralógicas del suelo y difieren en su estructura y función (Christensen, 2001, Salvo et al., 2008).

La fracción de mayor tamaño, retenida en el tamiz, se denomina materia orgánica particulada (MOP). Está compuesta por restos frescos poco transformados y constituye la parte más dinámica de la MOS. Se asocia a funciones como la disponibilidad de nutrientes en el corto plazo, a la actividad microbiana y la estabilidad estructural del suelo (Salton et al., 2011). Su contenido en suelo varía entre 10 y 20 % de la materia orgánica total. En suelos con vegetación permanente puede representar entre un 15 a un 40 % del COS de los horizontes superficiales (Christensen, 2001). El COS asociado a esta fracción (C-MOP) resulta un indicador de calidad de suelo altamente sensible para detectar cambios producidos por diferentes usos del suelo y prácticas de manejo (Cambardella y Elliot, 1992, Conant et al., 2003, Salvo et al., 2010, Salton et al., 2011).

Por otra parte, el material de menor tamaño ($< 53 \mu\text{m}$) se denomina materia orgánica asociada a la fracción mineral del suelo (MOAM). Es la fracción más estabilizada de la MOS y es de lenta degradación por su compleja estructura. Se relaciona principalmente con las propiedades químicas del suelo. Debido a su gran estabilidad, las diferencias en su cantidad y calidad se observan con el paso de muchos años. Representa la mayor parte de la MOS y su proporción aumenta hacia los horizontes más profundos (Galantini y Suñer, 2008).

En Uruguay, diversos trabajos han medido los cambios de materia orgánica en suelos bajo uso agrícola, pero poco se sabe sobre la dinámica del COS en los sistemas pastoriles. Experimentos de largo plazo en Uruguay, que evaluaron el contenido de COS, luego de 30 años de cultivos continuos con laboreo, mostraron pérdidas promedio de $0,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; mientras que los tratamientos de rotación cultivos-pasturas para los mismos años mostraron ganancias de COS durante la fase de pasturas, lo que resultó en pérdidas promedio de COS de $0,080 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (García Préchac et al., 2004). La reducción en la intensidad de laboreo de un suelo ayuda a mantener o incrementar la materia orgánica del suelo (Salvo et al., 2010). Según Terra y García Préchac (2001), luego de 4 años de sistemas agrícolas-pastoriles muy extractivos en biomasa forrajera, se generaron pérdidas significativas de COS de

entre 24 y 7,5 % bajo laboreo convencional y siembra directa, respectivamente. Por otro lado, cuando las rotaciones agrícolas incluyeron pasturas perennes, el contenido de COS resultó similar al encontrado en el mismo suelo bajo campo natural. Esto pone de manifiesto la importancia de la existencia y el tipo de cobertura vegetal en el COS. Salvo et al. (2010), luego de 10 años de sistemas de cultivos continuos o en rotación con pasturas, con y sin laboreo, solo encontraron diferencias en el stock de COS en los primeros 3 cm de suelo a favor de los sistemas en siembra directa.

En sistemas específicamente pastoriles, Salvo et al. (2008), evaluando tratamientos de largo plazo de manejo de campo natural vs. fertilización fosfatada y agregado de leguminosas, no reportaron cambios en las concentraciones de COS de 0 a 15 cm luego de 9 años de instalado el experimento. Sin embargo, los mejoramientos de campo presentaron mayor stock de COS de 0 a 5 cm y menor de 5 a 15 cm en relación con el campo natural. A su vez, los mismos autores reportaron cambios en COS asociados a las diferentes fracciones de la materia orgánica de 0 a 15 cm. Los tratamientos con fertilización fosfatada mostraron incremento en C-MOP y disminución de C-MOAM, lo que pudo verse asociado a mayor producción y menor relación C/N de los restos incorporados por estos tratamientos. Bondaruk et al. (2020), comparando campo natural vs. campo natural mejorado con leguminosas más fósforo en predios comerciales, tampoco reportaron diferencias significativas en los stock de COS y NOS en la profundidad de 0 a 30 cm. Solo algunas diferencias fueron encontradas en los contenidos de C-MOP de 0 a 5 cm a favor de los tratamientos con agregados de leguminosas y fósforo sobre campo natural. Estos autores mencionan que los diferentes manejos del pastoreo, como el ajuste de carga y los momentos de alivio, podrían haber enmascarado las diferencias entre tratamientos.

En Uruguay, la ganadería sobre campo natural ocupa un 79 % de la superficie del país (DIEA, 2020). La mayoría de estos sistemas son ineficientes tanto productivamente como en el uso de los recursos naturales que manejan, debido a que trabajan con OF menores a 3,5 kg MS kg PV⁻¹ a lo largo del año

(alta intensidad de pastoreo) (Paparamborda, 2017). Esto resulta en sistemas más vulnerables y poco eficientes ante la variabilidad climática, con producciones de carne muy bajas, debido a tasas de reproducción insuficientes y escaso peso de los animales (Paparamborda, 2017). El ajuste del pastoreo basado en la OF como kilogramos de materia seca por kilogramo de peso vivo animal (kg MS kg PV^{-1}) podría ser una de las claves del manejo del campo natural que permita no solo el incremento en producción de carne y en el potencial productivo de las pasturas, sino también mitigar los efectos del cambio climático por mayor aporte de restos orgánicos al suelo (Do Carmo et al., 2018). Recientemente, trabajos realizados en sistemas ganaderos comerciales, con cambios en la OF de 3,3 a 5,6 kg MS kg PV^{-1} , luego de 3 años, reportaron un incremento de 22 % en la producción de carne (kg ha^{-1}). En estos sistemas no se encontraron diferencias significativas en el COS total de 0 a 18 cm de profundidad entre el año 0 y el año 3 de monitoreo. Solo algunas diferencias significativas se encontraron de 0 a 6 cm en la fracción más lábil del COS por incrementos en la OF (Aguerre et al., 2018). Actualmente se ha incorporado el análisis ambiental ante manejos con diferentes OF sobre campo natural, pero muy poco se sabe sobre los efectos del ajuste de pastoreo sobre el COS como indicador de la calidad del suelo para estos sistemas. De lo mencionado anteriormente surge la necesidad de evaluar los efectos de trabajar con diferentes intensidades de pastoreo no solo en la producción animal, sino también en la calidad de suelo de nuestros sistemas ganaderos.

La hipótesis de trabajo planteada fue que, en suelos poco degradados, el pastoreo a diferentes niveles de OF no provocaría cambios detectables sobre el stock de COS en una profundidad de 0 a 30 cm, pero podrían generarse cambios en los estratos más superficiales y en su distribución en las fracciones físicas de la materia orgánica.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de dos ofertas de forraje en campo natural sobre el contenido y distribución del carbono orgánico del suelo en profundidad y en sus diferentes fracciones físicas.

2. CONTENIDO Y DISTRIBUCIÓN DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO BAJO DOS OFERTAS DE FORRAJE

2.1. RESUMEN

Preservar los stocks de carbono orgánico del suelo (COS) en ecosistemas pastoriles resulta sustancial para mantener los servicios ecosistémicos. En el ámbito nacional existe poca información sobre el efecto del pastoreo en el COS. Este trabajo evaluó el efecto de dos ofertas de forraje en campo natural sobre el contenido y la distribución del COS, así como en sus fracciones. Se trabajó en la estación experimental Bernardo Rosengurtt de Facultad de Agronomía, sobre un suelo franco arcillo arenoso (FrAcAr) y uno arcilloso (Ac). Se contrastaron dos ofertas de forraje. El diseño fue de bloques completos al azar con dos repeticiones. Se realizó el muestreo estratificado y se determinó COS y nitrógeno orgánico del suelo (NOS) de la muestra entera y de las fracciones de la materia orgánica. Las OF no generaron diferencias en los stock de COS y NOS de 0 a 30 cm de profundidad. El stock de COS varió solamente en suelo Ac de 0 a 5 y de 20 a 30 cm a favor de la AO. Tampoco las fracciones mostraron importantes diferencias entre tratamientos. Solamente el stock de C-MOP, de 10 a 20 cm en suelo FrAcAr fue mayor en la AO respecto a BO. La dinámica de NOS acompañó la dinámica de COS. Los resultados encontrados evidencian que 12 años de pastoreo con esas ofertas de forraje aún no han generado cambios importantes en el COS. Sería importante continuar monitoreando el efecto de las OF a largo plazo e incorporar el estudio de raíces.

Palabra clave: oferta de forraje, materia orgánica, sustentabilidad, sistemas pastoriles, cambio climático

2.2. ABSTRACT

Preserving soil organic carbon (SOC) stocks in grassland ecosystems is essential for maintaining ecosystem services. In Uruguay there is little information about the effect of grazing on SOC. This work evaluated the effect of two forage allowances (FA) on the content and distribution of SOC. Two experiments were conducted at the Bernardo Rosengurtt Experimental Station, School of Agronomy, on sandy clay loam soil (FrAcAr) and clay soil (Ac). Two FA were contrasted. The design of experiments consisted in a randomized complete block with two repetitions. Stratified sampling was carried out and SOC and SON were determined for the whole sample and for the organic matter fractions. The FA did not generate differences in the stocks on SOC and NOS from 0 to 30 cm deep. The SOC varied in Ac soil from 0 to 5 cm and from 20 to 30 cm in favor of AO. Nor did the fractions show significant differences between treatments. In FrAcAr soil the C-POM stock varied from 10 to 20 cm in favor of AO. The dynamics of SON accompanied the dynamics of SOC. The results show that 12 years of grazing with these FA have not yet generated important changes in the SOC. It would be important to continue monitoring the effects of FA in the long term and incorporate the study of roots.

Keywords: forage allowance, organic matter, sustainability, grassland ecosystems, climate change

2.3. INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) es uno de los indicadores de calidad de suelos más importante a nivel mundial, ya que se relaciona con varias de sus propiedades físicas, químicas y biológicas⁽¹⁾. La búsqueda de sistemas productivos que implementen prácticas de uso y manejo que mantengan o aumenten los stock de COS ha sido constante, ya sea para mejorar la calidad del suelo, su productividad, o más recientemente, como una alternativa para mitigar el cambio climático⁽²⁾. En 2015, 189 países acordaron reducir las emisiones de C; en este acuerdo se destaca que las contribuciones de cada país en el sector agrícola tienen un potencial único como herramienta para la mitigación y adaptación al cambio climático⁽³⁾. Las cantidades sustanciales de CO₂ emitidas por el sector agrícola y el alto potencial para secuestrar carbono a través de cambios en el uso y manejo de la tierra son los argumentos más importantes a favor del secuestro de carbono⁽⁴⁾⁽⁵⁾.

Los ecosistemas pastoriles cubren gran parte de la superficie terrestre y contienen importantes cantidades de COS⁽¹⁾. Alrededor del 20 % del área de pasturas nativas en el mundo ha sido convertida a áreas de cultivos, lo que ha generado una pérdida de aproximadamente un 60 % del stock del COS⁽⁶⁾. Por ello, mantener estos sistemas pastoriles, de alta reserva de COS, y manejarlos adecuadamente evita nuevas emisiones de CO₂ a la atmósfera. Conant et al.⁽⁶⁾ han reportado incrementos en COS de 0,47 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ por cambios en el manejo de las pasturas. A su vez, cuantificar el efecto del manejo del pastoreo en los sistemas ganaderos sobre el COS es importante para preservar la calidad ambiental y la sustentabilidad ecológica⁽⁷⁾.

Si bien en el ámbito internacional y regional hay diferentes trabajos que comparan el efecto del pastoreo en relación con la exclusión total de éste sobre el COS⁽⁸⁾⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾, poco se ha estudiado sobre cómo afecta el manejo de diferentes intensidades de pastoreo⁽⁸⁾. La intensidad de pastoreo está relacionada con la capacidad de carga del sistema, definida por el Comité de Forraje y Pastoreo

como «... la máxima dotación animal para lograr cierta performance animal durante un período de tiempo sin deteriorar el ecosistema»⁽¹¹⁾. Inverso a este concepto se describe la oferta de forraje (OF), que se define como la relación entre la masa de forraje (kg ha^{-1}) y el peso vivo animal (kg ha^{-1}) por unidad de área en un momento dado⁽¹²⁾⁽¹³⁾. La reducción de la intensidad de pastoreo es una de las prácticas de manejo sustentable que podría incrementar el secuestro de COS en los ecosistemas pastoriles, además de la introducción de leguminosas y la fertilización⁽¹⁴⁾. Sin embargo, los resultados encontrados en el ámbito mundial son controversiales⁽⁶⁾⁽⁸⁾⁽⁹⁾, fundamentalmente porque los procesos involucrados en la captura de COS son fuertemente influenciados por el tipo de suelo, el clima y el manejo realizado por los productores del lugar⁽⁶⁾⁽¹⁵⁾⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾.

A su vez, para entender el ciclo biogeoquímico del C, es importante conocer su relación con los niveles de NOS⁽¹⁸⁾⁽¹⁹⁾⁽²⁰⁾⁽⁷⁾. Alteraciones en el ciclado de NOS de los ecosistemas podrían restringir la acumulación de COS⁽²¹⁾⁽⁸⁾. De ahí la necesidad de contar con estudios locales que contemplen el efecto de todas esas variables, no solo en los primeros 20 cm de suelo, sino también a mayores profundidades⁽²²⁾⁽²³⁾⁽⁸⁾.

En la región, modelaciones realizadas con Century indican que, el pastoreo animal luego de 370 años modificó los niveles de COS respecto a la situación original «libre de herbívora», y los redujo desde 10,5 hasta 35 Mg C ha^{-1} para los suelos menos productivos y más productivos, respectivamente⁽²¹⁾. Sin embargo, Shrestha et al.⁽⁹⁾ no reportaron cambios en stock de COS comparando exclusiones de más de 40 años vs. pastoreo en áreas adyacentes. Piñeiro et al.⁽⁸⁾, en una revisión de trabajos donde se compararon 67 sitios pareados entre situaciones pastoreadas y sin pastoreo, contemplando diferentes condiciones climáticas, encontraron que en algunos casos el contenido de COS aumentó con el pastoreo, en otros casos disminuyó y en otros se mantuvo inalterado. A su vez, en términos generales, la relación C:N del suelo aumentó con el pastoreo o permaneció sin cambios.

Guterres et al.⁽²³⁾, en campos pastoreados del sur de Brasil, mostraron que luego de 3 años los aumentos en la oferta de forraje (OF) del 4 % al 14 % para

animales en pastoreo mejoraron no solo la producción animal, sino también la acumulación de residuos en suelo. Sin embargo, en el mismo sitio, luego de 30 años de evaluación, las ofertas de forraje no presentaron diferencias en el stock total de COS de 0 a 30 cm ni en las diferentes fracciones de la MOS. El incremento en la OF únicamente determinó cambios en los stock de COS cuando se trabajó hasta 1 m de profundidad de suelo, existiendo las mayores diferencias entre las OF de 4 % y 8 % ⁽²⁴⁾.

En Uruguay, hay muy pocos estudios que evalúen el efecto de las diferentes prácticas de manejo del campo natural sobre los stock de COS y NOS, contrariamente a lo que sucede en los sistemas de uso más intensivos como los agrícolas. En sistemas agrícola ganaderos, realizados con siembra directa, pero muy extractivos en biomasa, Terra y García Préchac⁽²⁰⁾ reportaron, luego de 3-4 años, una pérdida de 7,5 % de COS en los primeros 15 cm de suelo respecto a su situación de origen. Sin embargo, cuando dichas rotaciones incluyeron pasturas perennes, el contenido de COS resultó similar al encontrado en el mismo suelo bajo campo natural, efecto que también fue observado luego de 8 años⁽²⁵⁾. Por otra parte, Salvo et al.⁽²⁶⁾ evaluaron el efecto de 10 años de agricultura continua y rotaciones con pasturas, tanto con laboreo convencional como con siembra directa, en el stock de COS. Los autores reportan que los principales cambios entre usos y manejos se observaron en los primeros 3 cm de suelo, pero ya no se diferenciaban al considerar el stock de COS de la capa arable (20 cm) ni de profundidades mayores.

En sistemas pastoriles, Salvo et al.⁽²⁶⁾ trabajando sobre un experimento de largo plazo, reportan que, a 9 años de instalado, no se encontraron diferencias en la concentración de COS de 0-15 cm de profundidad entre el mejoramiento de campo con introducción de leguminosas y fertilización fosfatada y el campo natural. Sin embargo, el suelo bajo mejoramientos de campo tuvo mayor nivel de COS en la profundidad de 0-5 cm y menor en la de 5-15 cm respecto al campo natural. A su vez, en el mejoramiento hubo una proporción superior de materia orgánica particulada (considerada de mayor labilidad) y menos proporción de materia orgánica asociada a la fracción mineral del suelo (más estabilizada).

Resultados similares fueron reportados por Bondaruk et al.⁽²⁷⁾ evaluando situaciones pareadas de mejoramientos de campo vs. campo natural en predios comerciales.

En el ámbito nacional, la ganadería sobre campo natural ocupa un 70 % de la superficie del país⁽¹⁹⁾. La mayoría de esos sistemas ganaderos trabajan con alta intensidad de pastoreo⁽²⁸⁾, lo que los hace menos eficientes y más vulnerables climáticamente. Trabajos nacionales realizados en predios ganaderos comerciales con cambios en la oferta de forraje (reducción de la intensidad de pastoreo) de 3,3 a 5,6 kg MS kg PV⁻¹, reportaron un aumento de 22 % en la producción de carne (kg ha⁻¹). Además, se determinó el COS total y sus fracciones de 0 a 18 cm de profundidad sin diferencias significativas entre el año 0 y el año 3 de monitoreo. Sin embargo, en algunos predios se encontraron aumentos significativos en C-MOP de 0 a 6 cm, luego de 3 años de trabajar con mayor OF⁽²⁹⁾. De ahí la necesidad de evaluar los efectos de trabajar con menores intensidades de pastoreo, no solo en la producción animal, sino también en la calidad de suelo de nuestros sistemas ganaderos.

La hipótesis planteada fue que, en suelos poco degradados, el pastoreo a diferentes niveles de oferta de forraje no provocaría cambios detectables sobre el stock de COS en una profundidad de 0 a 30 cm, pero podrían generarse cambios en los estratos más superficiales y en su distribución en las fracciones físicas de la materia orgánica a favor de una mayor oferta de forraje.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de dos ofertas de forraje en campo natural sobre el contenido y distribución del COS en profundidad y en sus diferentes fracciones físicas.

2.4. MATERIALES Y MÉTODOS

2.4.1. Características del sitio experimental

El trabajo se llevó a cabo en dos experimentos de pastoreo de largo plazo, instalados en 2007 en la estación experimental Bernardo Rosengurtt (32°S, 54°W) de Facultad de Agronomía, en paraje Bañado de Medina, Cerro Largo, Uruguay. El experimento 1 tiene un área de 60 ha, mientras que el experimento 2 tiene un área de 35 ha. Según la clasificación clásica de Koeppen, el clima en Uruguay es templado y lluvioso (temperatura del mes más frío entre -3 °C y mes más cálido superior a 22 °C)⁽³⁰⁾.

En ambos experimentos, en los cuales se realiza pastoreo continuo con vacunos, se compara el efecto de la alta oferta de forraje (AO) respecto a la baja oferta de forraje (BO). A lo largo del tiempo hubo una redefinición de los niveles de OF. En este sentido, desde 2007 a 2015 (primera fase), los tratamientos de AO consistían en una OF promedio anual de 4 kg MS Kg PV⁻¹ y los tratamientos de BO mantenían una OF promedio de 2,5 kg MS Kg PV⁻¹. A partir del año 2015 (segunda fase), los tratamientos de AO mantuvieron una OF promedio anual de 8 kg MS kg PV⁻¹, mientras que, en los tratamientos de BO, la OF promedio anual fue de 5 kg MS kg PV⁻¹. Para esta última fase, la distribución anual de la oferta forrajera fue de 12-8-8-4 kg MS kg PV⁻¹ y 8-4-4-4 kg MS kg PV⁻¹ para los tratamientos de AO y BO durante primavera-verano-otoño-invierno, respectivamente. Cabe destacar que no existieron diferencias en la carga animal (kg PV ha⁻¹) entre tratamientos. En ambos experimentos hubo 2 repeticiones por tratamiento. El diseño experimental fue de bloques completos al azar.

Los experimentos presentan una gran diversidad de suelos entre ellos y dentro de ellos. Es por esto que para cada experimento se buscó y seleccionó un tipo de suelo, con base en descripciones morfológicas con taladro holandés, que estuviera presente en las cuatro unidades experimentales y sobre el cual poder realizar las evaluaciones.

Definido el tipo de suelo, se tomaron muestras de los primeros 20 cm (horizonte A) para realizar su caracterización físico-química (tabla 1). De esta

forma, los experimentos se diferencian entre sí por el tipo de suelo muestreado. Para facilitar la comprensión, a lo largo del manuscrito los experimentos serán nombrados por la textura de su horizonte A.

Experimento 1: el horizonte A del suelo seleccionado para realizar el muestreo presenta una textura franco arcillo arenosa (FrAcAr). Las características de éste fueron similares en todas las unidades experimentales, encontrándose un horizonte A que varió entre 40 a 49 cm de espesor, de color pardo oscuro. Sin embargo, en dos de las unidades experimentales, por debajo del horizonte A existía un E de entre 14 y 18 cm de espesor, un Bt de 28 y 30 cm de espesor y, luego, un BC a partir de los 92 y 94 cm de profundidad. En cambio, en las otras unidades experimentales inmediatamente por debajo del horizonte A de 42 a 45 cm de espesor, existía un Bt de 22 a 28 cm de espesor, con presencia de moteados amarillentos asociados al mal drenaje del suelo y luego un BC de 32 a 35 cm de espesor, por debajo del cual se encontraba el horizonte C. Dado que no fue posible encontrar suelos con idénticas características en su horizonte subsuperficial en las cuatro unidades experimentales, en este experimento se optó por trabajar solo hasta los 30 cm de profundidad para no introducir mayor variabilidad. La pendiente promedio de los sitios de muestreo fue de 4 %.

Experimento 2: se seleccionó un suelo con horizonte A de textura arcillosa (Ac) de 0 a 21 cm de espesor y color pardo muy oscuro. Inmediatamente por debajo de este existía un Bt que se extendía desde los 20 a los 76 cm de profundidad, de color grisáceo oscuro a negro. A partir de los 76 cm de profundidad, el suelo presentaba un horizonte BC. En este experimento se trabajó hasta los 70 cm de profundidad. La pendiente promedio en éste fue de 2 %.

2.4.2. Muestreo de suelo y determinaciones analíticas

Los muestreos de suelo se realizaron en agosto de 2018 y mayo de 2019. Dentro de cada unidad experimental se seleccionó y georreferenció un punto de muestreo (definido por el tipo de suelo existente). Las muestras fueron sacadas en un radio de 5 m alrededor de este.

Para la caracterización físico-química del horizonte A del suelo de cada unidad experimental, se utilizó un calador y se tomó una muestra de suelo compuesta por 20 tomas de 0 a 20 cm de profundidad. Las muestras fueron secadas en estufa a 40 °C por 48 horas y posteriormente molidas a un tamaño menor a 2 mm. Luego se les determinó la textura, la concentración de COS, el pH y las bases intercambiables.

El análisis de la textura se realizó por el método de Bouyoucos, determinando el contenido de arcilla por el método del hidrómetro ⁽³¹⁾ después de remover la MOS por oxidación con H₂O₂. El contenido de arena fue determinado por tamizado y el limo fue determinado por diferencia. La concentración de COS se determinó por el método de Mebius modificado⁽³²⁾ y posteriormente se calculó la concentración de MOS, asumiendo que está compuesta por un 58 % de C. El pH del suelo se determinó por el método potenciométrico, usando una relación suelo-agua 1:1 (v:v). Las bases de intercambio se extrajeron con acetato de amonio 1M a pH 7 y posteriormente se determinó el contenido de Ca y Mg por espectroscopia de absorción atómica, y la determinación del K y Na por espectrometría de emisión.

El resultado de la caracterización de suelo para ambos experimentos se presenta en la tabla 1.

Tabla 1. Características físico-químicas de los primeros 20 cm de los suelos seleccionados en cada experimento de pastoreo de largo plazo.

	Experimento 1 (FrAcAr)		Experimento 2 (Ac)	
	Media	CV (%)	Media	CV (%)
Arena (g kg ⁻¹)	650	7,8	140	34
Limo (g kg ⁻¹)	130	30,3	320	4,2
Arcilla (g kg ⁻¹)	220	19,4	540	6,4
Clasificación textural	Franco arcillo arenoso		Arcilloso	
MOS (g kg ⁻¹)	27,6	8,5	45,6	5,5
pH H ₂ O	5,1	2,2	5,4	10,0
Ca (cmolc kg ⁻¹)	4,3	29,0	14,2	4,1
Mg (cmolc kg ⁻¹)	1,3	44,0	7,9	16,8
Na (cmolc kg ⁻¹)	0,4	41,7	0,7	28,5
K (cmolc kg ⁻¹)	0,3	27,5	1,0	29,4
Bases totales (cmolc kg ⁻¹)	6,3	31,8	23,8	8,6

Puntos de muestreo: Experimento 1: 32°20'2.57'' S, 54°26'16''W; 32°20'15.88''S, 54°26'12.48''W; 32°20'16.1''S, 54°26'12.33''W; 32°20'26.31''S, 54°26'5.64''W. Experimento 2: 32°21'56''S, 54°26'40.2''W; 32°21'54.65''S, 54°26'45.36''W; 32°22'4.62''S, 54°26'40.3''W; 32°22'5.47''S, 54°26'42.22''W

Por otro lado, para la comparación entre tratamientos, se tomaron muestras compuestas a las profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-50 y 50-70 cm. Hasta los 30 cm, el muestreo se realizó con calador y la muestra de cada estrato estuvo compuesta por 20 tomas. En cambio, los estratos más profundos fueron muestreados con taladro holandés y la muestra estuvo compuesta por 8 tomas. Este muestreo fue el utilizado para el fraccionamiento y los análisis de COS y NOS. Las muestras fueron desmenuzadas manualmente en húmedo, tamizadas con malla de 2 mm y posteriormente secadas en estufa a 40 °C por 48 horas. Posteriormente se fraccionaron por la técnica de Cambardella y Elliot⁽³³⁾, separando la materia orgánica particulada (MOP, partículas > 53µm) de la materia orgánica asociada a la fracción mineral (MAOM, partículas < 53µm). Todas las muestras fueron molidas de forma manual con mortero de hierro. Tanto a la muestra de suelo sin fraccionar como a la fracción de MOP se les determinó la concentración de COS y NOS. En ambos casos el COS fue analizado por el método de Mebius modificado, mediante oxidación de la muestra de suelo con K₂Cr₂O₇ en medio ácido (H₂SO₄) con aporte de calor

exterior (150 °C durante 30 minutos)⁽³²⁾. La concentración de nitrógeno total se determinó mediante digestión de la muestra por vía húmeda (H₂SO₄ + catalizadores) y posterior destilación Kjeldahl⁽³⁴⁾. La concentración de COS y NOS de la MOAM se estimó por diferencia entre la de la muestra sin fraccionar y la determinada en la materia orgánica particulada (MOP).

Además, se obtuvieron muestras imperturbadas con muestreador de anillos para la determinación de densidad aparente a las profundidades de 0-3, 5-8, 15-18 y 25-28 cm. En cada uno de estos estratos se tomaron 5 muestras por unidad experimental. Estas muestras se saturaron de agua para llevar el suelo a su máxima expansión, en caso necesario se recortaron para nuevamente ajustarlas al volumen del cilindro y posteriormente se secaron en estufa a 105 °C por 48 horas, según lo propuesto por García y Kaplan⁽³²⁾.

La densidad aparente de las profundidades de suelo entre 30 y 70 cm se estimó a partir de la textura y el contenido de materia orgánica de cada estrato, utilizando la ecuación propuesta por Fernández⁽³⁵⁾.

Para el presente trabajo solo se presenta gráficamente la información de contenido y distribución de COS hasta los 30 cm de profundidad de ambos experimentos, como indica la referencia del IPCC⁽³⁶⁾. A pesar de ello, en el suelo arcilloso, se realizó el análisis de stock hasta los 70 cm para evaluar posibles cambios de COS en profundidad.

2.4.3. Estimaciones del stock de C y N orgánico del suelo

Los stock de COS y NOS para los diferentes estratos evaluados fueron calculados en masa equivalente de suelo⁽³⁷⁾. Lo mismo se realizó para evitar posibles sobre o subestimaciones debidas a las diferentes magnitudes de densidad aparente encontradas entre tratamientos.

Para esto, en cada experimento se tomó como masa de referencia la unidad experimental con menor masa de suelo en la profundidad total evaluada. En el caso del experimento 1, sobre suelo FrAcAr, la masa de referencia correspondió a la repetición 2 del tratamiento de AO (32°20'15.88''S, 54°26'12.48''W) de 0 a 30 cm. En el experimento 2, sobre suelo Ac, la masa de referencia correspondió a la repetición 1 del tratamiento de BO (32°21'54.65''S, 54°26'45.36''W) de 0

a 70 cm. El valor de la masa de referencia para el suelo FrAcAr fue 3582 Mg, mientras que para el suelo Ac fue de 8429 Mg.

La cantidad de masa a adicionar o sustraer de cierto estrato de profundidad para obtener la masa de referencia o masa equivalente se calculó de la siguiente forma:

$$M_{\text{suelo ad o sust.}} = M_{\text{un.exp.}} - M_{\text{ref.}}$$

Donde:

$M_{\text{suelo ad o sust.}}$: masa de suelo adicionada o sustraída para obtener la masa de referencia (Mg ha^{-1}).

$M_{\text{un.exp.}}$: masa de suelo del estrato de profundidad de la unidad experimental en cuestión (Mg ha^{-1}).

$M_{\text{ref.}}$: masa de referencia (Mg ha^{-1}).

Si $M_{\text{suelo ad o sust.}}$, tiene magnitud negativa, entonces se adiciona masa del siguiente estrato de profundidad

Si $M_{\text{suelo ad o sust.}}$, tiene magnitud positiva, se sustrae masa de la profundidad correspondiente, que se adicionará para el cálculo de $M_{\text{suelo ad o sust.}}$ de la siguiente profundidad.

Luego, para el cálculo de stock de los diferentes elementos en masa equivalente, se consideró la siguiente ecuación:

$$\text{Masa elemento equivalente} = M_{\text{un.exp.}} * [\text{elemento}] + M_{\text{suelo ad o sust.}} * [\text{elemento ad o sust.}]$$

Donde:

$M_{\text{un.exp.}}$: masa de suelo del estrato de profundidad de la unidad experimental en cuestión (Mg ha^{-1})

[elemento]: concentración del elemento (g kg^{-1}) del estrato de profundidad en cuestión

$M_{\text{suelo ad o sust}}$: masa de suelo adicionada o sustraída para obtener la masa de referencia (Mg ha^{-1})

[elemento ad. o sust.]: concentración del elemento (g kg^{-1}) de la masa adicionada o sustraída

A su vez, los stock en masa equivalente para cada estrato de profundidad se acumularon para las determinaciones de 0 a 30 cm de profundidad en suelo FrAcAr y, en el caso del suelo Ac, de 30 a 70 y de 0 a 70 cm.

A partir de los stock de COS y NOS, se estimó la relación carbono:nitrógeno (C:N) de la muestra entera y de cada una de las fracciones por estratos y para la profundidad total de 0 a 30 y 0 a 70 cm en cada uno de los suelos, respectivamente.

2.4.4. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos, se realizó un análisis de varianza para un diseño de bloques completos al azar ($P \leq 0,1$) a través del procedimiento GLM del programa estadístico SAS⁽³⁸⁾.

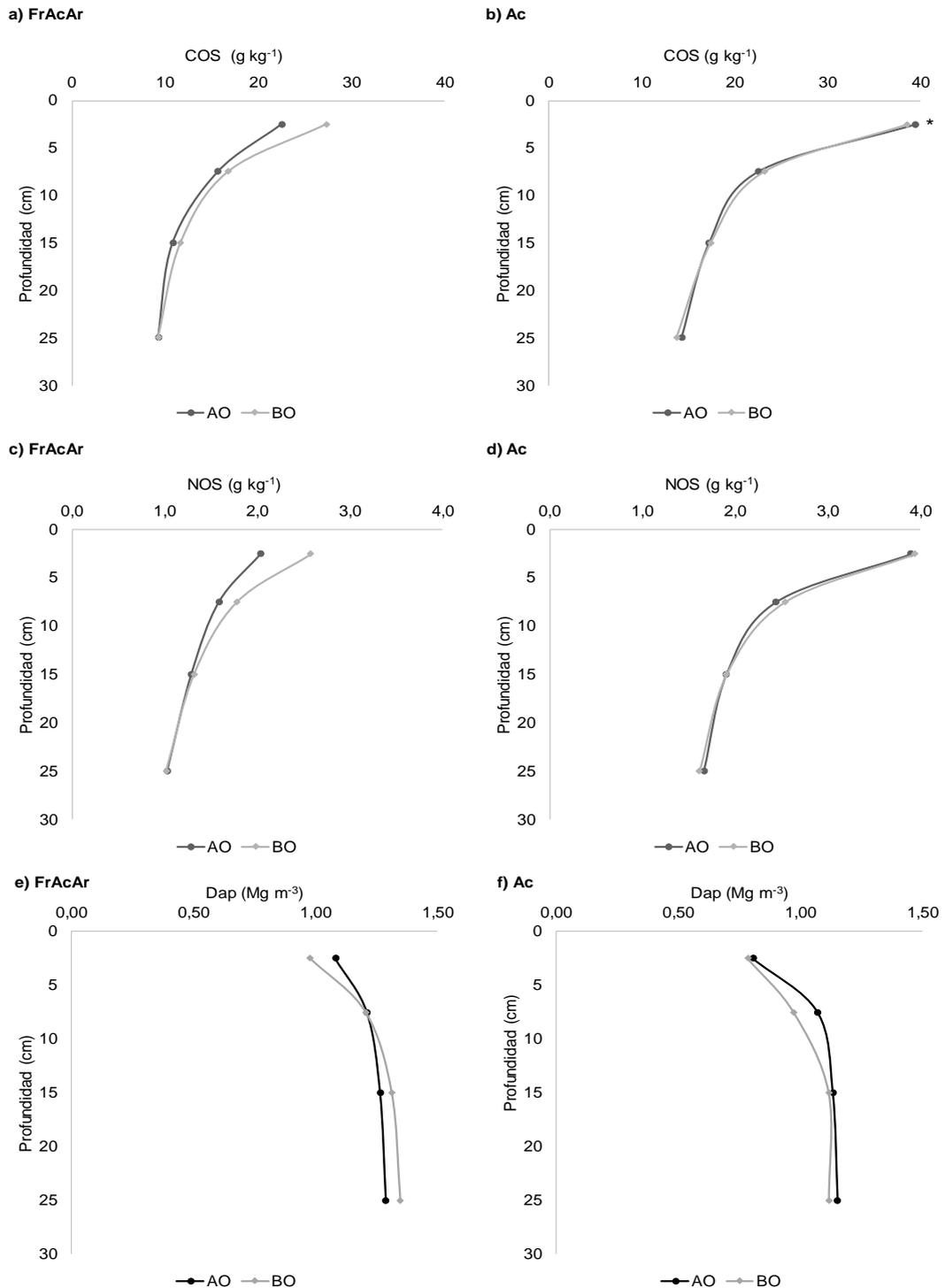
2.5. RESULTADOS

2.5.1. Concentración de C y N orgánico del suelo

En el suelo FrAcAr las diferentes OF no generaron diferencias significativas en concentración de COS (g kg^{-1}) en ninguno de los estratos de profundidad evaluados hasta 30 cm (fig. 1a). En tanto en el suelo Ac, y considerando hasta los 70 cm de profundidad, únicamente se encontraron diferencias significativas en los primeros 5 cm de suelo ($P \leq 0,037$) a favor del tratamiento de AO (fig. 1b).

En cuanto a la concentración de NOS, tampoco se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos de OF para ninguna profundidad y en ninguno de los tipos de suelos (fig. 1c y d). En todos los casos, el NOS acompañó la evolución en profundidad encontrada para el COS.

Figura 1. Concentración de C y N orgánico del suelo y densidad aparente de este por estrato de profundidad, bajo diferentes ofertas de forraje y diferentes tipos de suelo.



a y b) COS (g kg⁻¹); c y d) NOS (g kg⁻¹); e y f) densidad aparente de suelo (Mg m⁻³) en suelo FrAcAr (izquierda) y Ac (derecha) para los tratamientos de AO y BO (* diferencias significativas con P ≤ 0,1).

2.5.2. Stock de C y N orgánico del suelo

La densidad aparente no presentó diferencias significativas entre OF para ninguno de los suelos ni profundidades evaluadas (fig. 1d y e). Sin embargo, como ya se mencionó en la metodología, para que los cambios de magnitud de esta variable no afectaran los resultados de los stock de COS y NOS, éstos se estimaron usando la metodología de masa equivalente⁽³⁷⁾.

Considerando los stock de COS y de NOS en masa equivalente, de 0 a 30 cm de profundidad, no se encontraron diferencias significativas entre OF para ninguno de los tipos de suelo (tabla 2).

En el suelo Ac, cuando se consideraron los stock acumulados de 0 a 70 y de 30 a 70 cm de profundidad, tampoco se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para ninguno de los 2 elementos.

La relación C:N de 0 a 30 cm de profundidad no se diferenció significativamente entre tratamientos en ninguno de los suelos evaluados.

Cuando se analizaron los stock por estratos de profundidad, en el suelo FrAcAr, las OF no generaron diferencias significativas en el stock de COS en ninguna de las profundidades evaluadas (fig. 2a). En cambio, bajo el suelo Ac, el stock de COS resultó significativamente diferente entre tratamientos a la profundidad de 0 a 5 cm ($P \leq 0,0001$) y de 20 a 30 cm ($P \leq 0,087$). Estas diferencias se dieron a favor de los tratamientos de AO (fig. 2b).

Del stock de COS presente en la masa de suelo hasta los 30 cm de profundidad, un 47 % (suelo FrAcAr) y un 44 % (suelo Ac) se concentró en los primeros 10 cm de suelo.

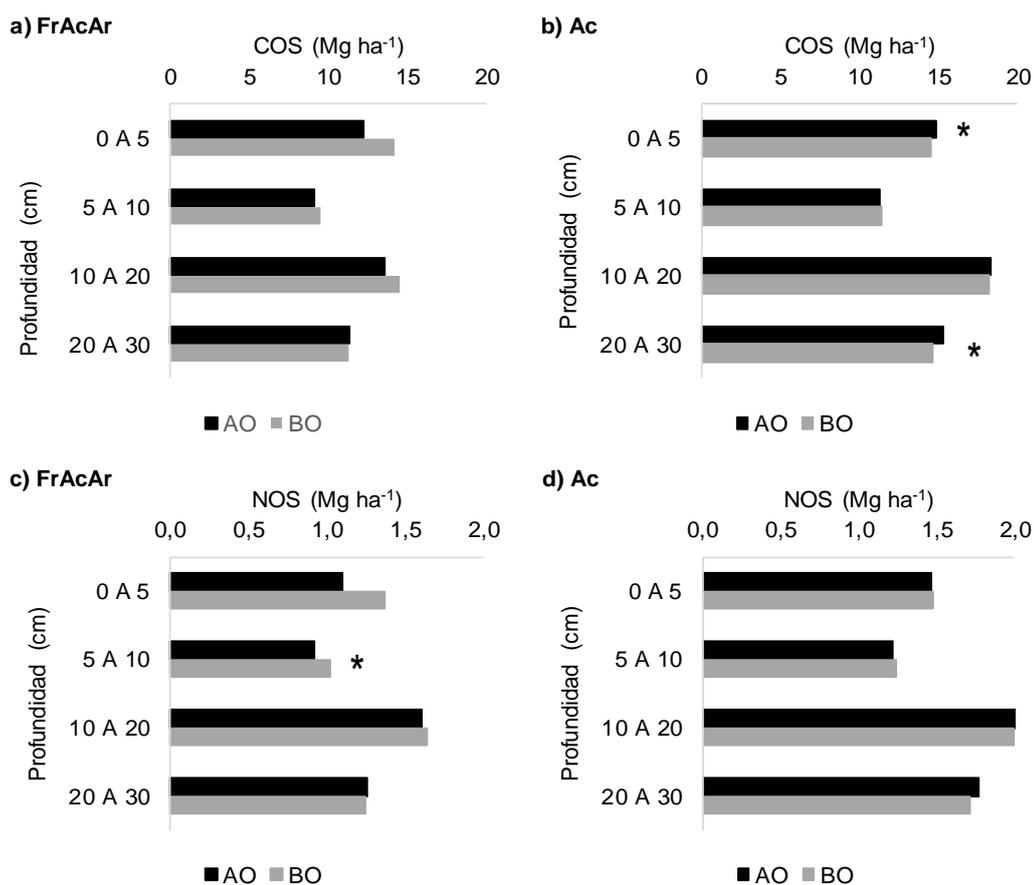
En cuanto al stock de NOS, en el suelo FrAcAr (fig. 2c), las OF solo generaron diferencias significativas en la profundidad de 5 a 10 cm (1,02 vs. 0,93 Mg ha⁻¹) a favor de la BO ($P \leq 0,0034$). Por otro lado, en el suelo Ac (fig. 2d), no hubo diferencias significativas entre tratamientos en ninguno de los estratos de profundidad evaluados.

Más allá de las pocas diferencias significativas encontradas, si se consideran los valores absolutos de COS y NOS de 0 a 30 cm y por estrato de profundidad, puede observarse que, en el suelo FrAcAr, el tratamiento de BO de

forraje presentó el mayor stock de COS y NOS (fig. 2a), invirtiéndose este resultado bajo el suelo Ac, donde el tratamiento de AO tuvo más COS y NOS (fig. 2b).

Las relaciones de C:N no se diferenciaron entre las OF para ninguno de los estratos considerados en el suelo FrAcAr. En tanto, en el suelo Ac, considerando hasta los 70 cm, solo de 0 a 5 cm se encontró mayor relación C:N bajo el tratamiento de AO en relación con el de BO (10,4 vs. 9,8; $P \leq 0,0095$). En ambos suelos la relación C:N disminuyó en profundidad.

Figura 2. Stock de C y N orgánico del suelo por estrato de profundidad, bajo diferentes ofertas de forraje y para diferentes suelos.



a y b) COS (Mg ha⁻¹) c y d) NOS (Mg ha⁻¹) para cada estrato según AO y BO en suelo FrAcAr (izquierda) y Ac (derecha) (* diferencias significativas con $P \leq 0,1$).

2.5.3. Stock de C y N orgánico en las fracciones de la materia orgánica

Considerando la profundidad de 0 a 30 cm como un único estrato, solo se encontraron diferencias en el stock de N-MOP en el suelo FrAcAr a favor del tratamiento de BO (0,85 Mg ha⁻¹; $P \leq 0,03$) (tabla 2), mientras que no se observaron diferencias significativas en los stock de C-MOP, C-MOAM ni de N-MOAM entre OF en ninguno de los dos suelos evaluados (tabla 2).

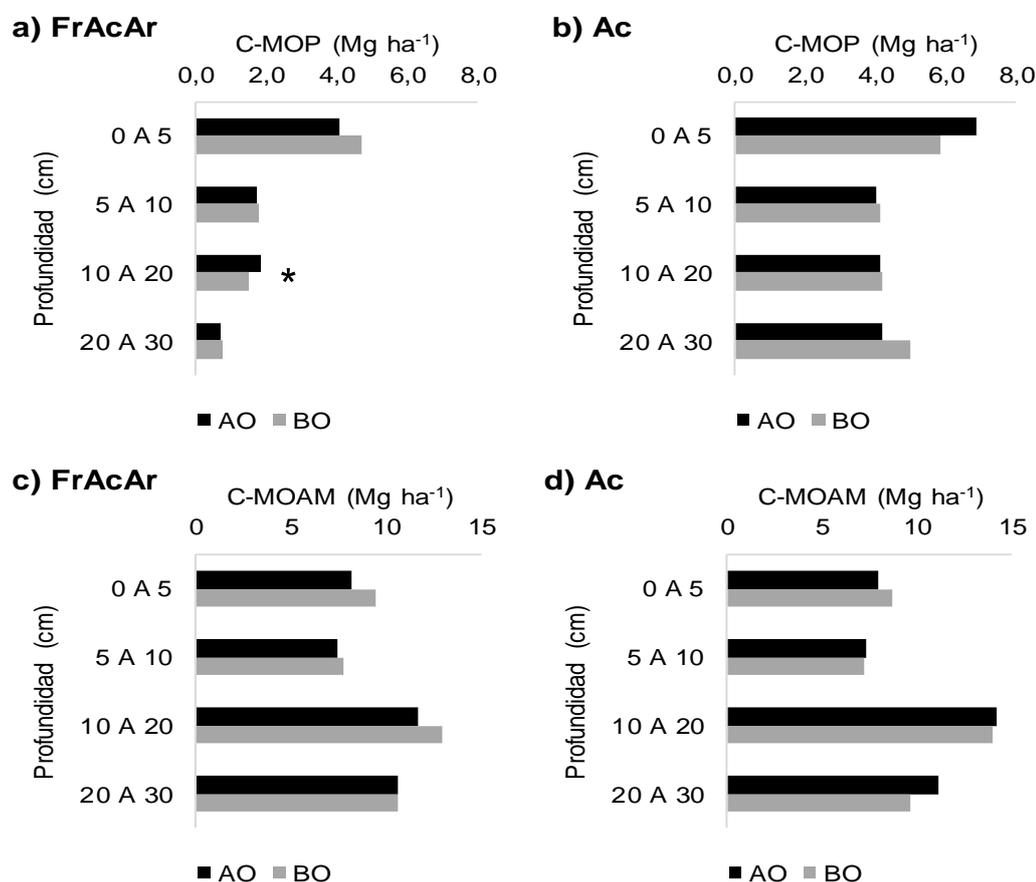
En el suelo Ac, al considerar la profundidad de 0 a 70 cm, tampoco se observaron diferencias significativas entre tratamientos. Solo cuando se evaluó la profundidad de 30 a 70 cm como un único estrato se encontraron diferencias significativas en los stock de N-MOAM para el tratamiento de AO respecto al de BO (4,08 vs. 3,65; $P \leq 0,09$).

La relación C:N de las fracciones a la profundidad de 0 a 30 cm, no tuvo un efecto significativo del manejo del pastoreo en ninguno de los dos suelos.

Cuando se analizó por estratos de profundidad, en el suelo FrAcAr, el contenido de C-MOP (fig. 3a) solo se diferenció significativamente de 10 a 20 cm ($P \leq 0,087$) a favor de la AO. En el suelo Ac, los tratamientos de OF no se diferenciaron significativamente en el stock de C-MOP a ninguna profundidad (fig. 3b), incluso considerando hasta los 70 cm. Como era de esperar, en los primeros 30 cm de suelo, el mayor contenido de C-MOP se encontró a la profundidad de 0 a 5 cm, en ambos experimentos.

Por otro lado, el contenido de C-MOAM no presentó diferencias significativas entre tratamientos a ninguna de las profundidades evaluadas, para ninguno de los dos tipos de suelo (fig. 3c y d).

Figura 3. Stock de carbono orgánico en la fracción particulada (C-MOP) y asociado a la fracción mineral (C-MOAM) de la materia orgánica por estrato de profundidad, bajo diferentes ofertas de forraje y para diferentes suelos.



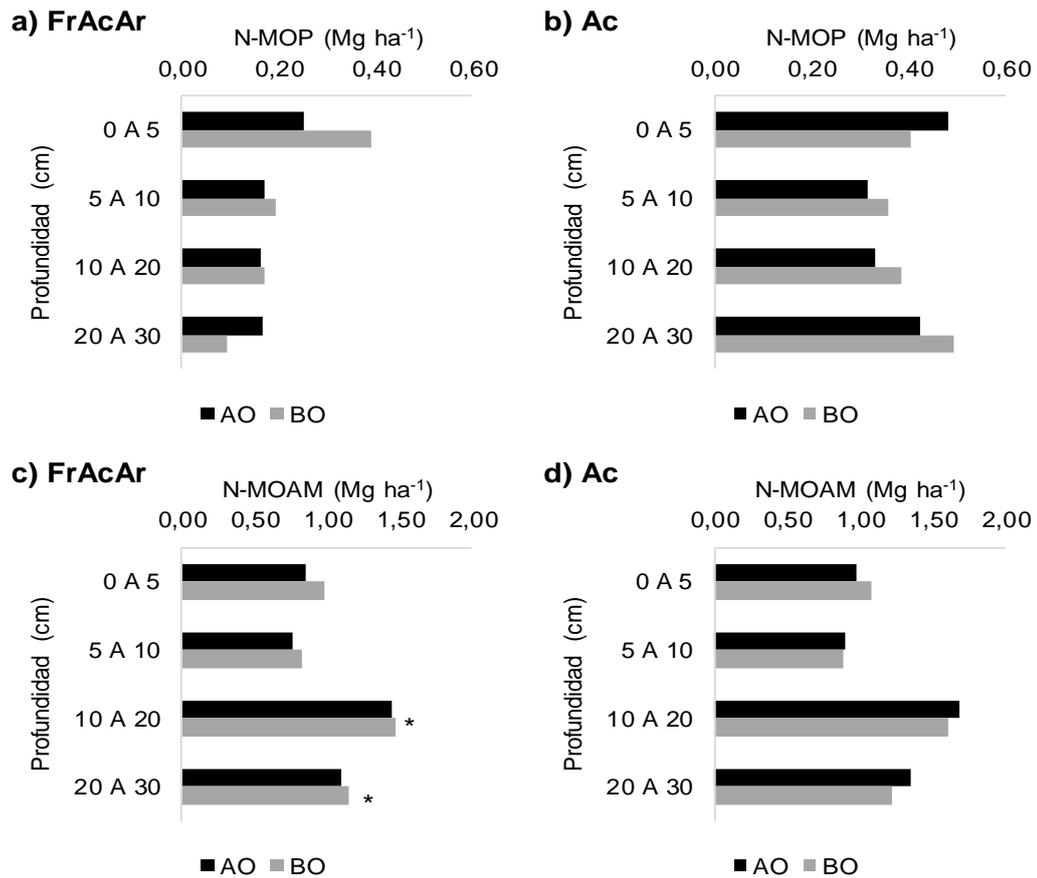
a y b) C-MOP (Mg ha⁻¹); c y d) C-MOAM (Mg ha⁻¹) por estrato de profundidad según AO y BO en suelo FrAcAr (izquierda) y Ac (derecha) (* diferencias significativas con $P \leq 0,1$).

En el caso del stock de N-MOP (Mg ha⁻¹), en ninguno de los dos suelos y para ninguna de las profundidades evaluadas se encontraron diferencias significativas entre tratamientos de OF (fig. 4a y b). Aun así, puede observarse que las mayores variaciones se encontraron en los primeros 5 cm de profundidad.

En cuanto al contenido de N-MOAM (fig. 4c y d), en el suelo FrAcAr se encontraron diferencias significativas a favor de la BO a la profundidad de 10 a 20 cm (1,47 vs. 1,44 Mg ha⁻¹; $P \leq 0,0001$) y de 20 a 30 cm (1,15 vs. 1,09 Mg ha⁻¹; $P \leq 0,049$). En el suelo Ac, las diferencias significativas se encontraron

únicamente a la profundidad de 50 a 70 cm a favor de la AO (1,92 vs. 1,65 Mg ha⁻¹; P ≤ 0,06).

Figura 4. Stock de N orgánico en la fracción particulada (N-MOP) y asociado a la fracción mineral (N-MOAM) de la materia orgánica por estrato de profundidad, bajo diferentes ofertas de forraje y para diferentes suelos.



a y b) N-MOP (Mg ha⁻¹); c y d) N-MOAM (Mg ha⁻¹) por estrato según AO y BO en suelo FrAcAr (izquierda) y Ac (derecha) (* diferencias significativas con P ≤ 0,1).

Tabla 2. Contenido de C y N orgánico total y en las fracciones de la materia orgánica de 0 a 30 y de 0 a 70 cm, bajo diferentes ofertas de forraje y para diferentes suelos.

Suelo	Profundidad (cm)	Tratamiento	COS	NOS	C-MOP	C-MOAM	N-MOP	N-MOAM
			Mg ha ⁻¹					
FrAcAr	0 a 30	AO	46,2	4,9	8,3	37,9	0,7*	4,1
		BO	49,5	5,3	8,8	40,7	0,9*	4,4
Ac	0 a 30	AO	59,8	6,5	19,2	40,6	1,6	4,9
		BO	58,7	6,4	19,1	39,6	1,6	4,8
Ac	0 a 70	AO	116	11,8	32,4	84,5	2,8	9,0
		BO	109	11,5	34,7	74,4	3,1	8,4

* diferencias significativas con $P \leq 0,03$

2.6. DISCUSIÓN

Trabajos realizados en diferentes ambientes y manejos del pastoreo, han reportado tanto incrementos⁽¹⁴⁾⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾⁽²⁴⁾ como reducciones⁽⁶⁾⁽⁷⁾⁽¹⁷⁾ o ausencia de cambios en los stock de COS⁽⁹⁾⁽³⁹⁾. En nuestro trabajo, modificaciones en las OF no generaron cambios significativos en el stock de COS al considerar los primeros 30 cm de profundidad como un único estrato, para ninguno de los suelos estudiados luego de 12 años de instalado el experimento. Conocer lo que sucede en los primeros 30 cm de profundidad del suelo cuando se modifica el manejo es de importancia, dado que es lo que considera el IPCC⁽³⁶⁾ para computar un cambio de stock de C al momento de realizar los inventarios de gases nacionales (emisiones o secuestro de C).

A su vez, cuando se evaluaron los diferentes estratos de profundidad de suelo, también fueron muy pocos los cambios significativos encontrados en COS entre las OF. Solo en el suelo Ac se encontró que la AO tuvo una mayor concentración y stock de COS en los primeros 5 cm de suelo y mayor stock de COS en la profundidad de 20 a 30 cm. Estos cambios, a favor de la AO podrían estar asociados a la mayor masa de forraje producida en los tratamientos de AO según lo reportado por Do Carmo⁽⁴⁴⁾.

En contraposición a lo reportado por otros trabajos de rotaciones de cultivos y pasturas perennes en Uruguay⁽²²⁾, y también en sistemas pastoriles manejados con diferentes niveles de OF⁽²⁴⁾ del sur de Brasil, en nuestro trabajo no se encontraron cambios en el stock de COS en los estratos más profundos del suelo (30 a 70 cm y 0 a 70 cm), lo cual fue evaluado únicamente en el suelo Ac. Cabe aclarar que el muestreo de suelos se realizó al azar y pudo no haber contemplado debidamente la heterogeneidad estructural de la vegetación generada por las diferentes OF, donde el estrato alto podría presentar mayor desarrollo radicular en profundidad y generar más diferencias entre tratamientos.

Respecto a las fracciones de la materia orgánica, varios autores reportan al C-MOP como un indicador más sensible a los cambios en el uso y manejo del suelo respecto al COS⁽³³⁾⁽³⁹⁾⁽⁴⁶⁾⁽⁴⁷⁾. Sin embargo, en nuestro trabajo, las diferentes OF no generaron grandes cambios en las fracciones de la materia orgánica, ni en el C-MOP ni en el C-MOAM (fig. 3). En ambos suelos, los mayores contenidos de C-MOP se observaron en los primeros 10 cm de suelo, representando en el estrato de 30 cm un 72 % para el suelo FrAcAr y un 55 % en el suelo Ac.

Los pocos cambios encontrados en el COS luego de 12 años de modificar la OF puede tener múltiples razones. Algunos autores han reportado que son necesarios entre 10 y 20 años de manejo de los sistemas para encontrar cambios en el stock de COS⁽¹⁵⁾⁽⁴¹⁾. Dado lo anterior, es posible que, en nuestro trabajo, aún sean necesarios más años de monitoreo para encontrar mayores diferencias entre estratos de profundidad y de 0 a 30 cm como único estrato.

A su vez, Henderson et al.⁽¹⁴⁾, utilizando modelos de simulación, señalan que solo un 26 % de las pasturas nativas tienen potencial para presentar cambios en el stock de COS por efecto del pastoreo. Según este autor, los mayores impactos se darían por reducciones en la intensidad de pastoreo (mayores ofertas de forraje) en áreas degradadas, situación que tampoco coincide con nuestro experimento.

Por otro lado, los niveles de OF que se manejan actualmente en el experimento, podrían no resultar tan contrastantes entre sí en producción de materia seca para afectar los stock de COS. La MS acumulada en promedio en

los tratamientos de BO fue de 1650 kg MS ha⁻¹ y en los de AO fue de 2819 kg MS ha⁻¹, respectivamente⁽⁴⁴⁾. En este sentido, Schirmann et al.⁽²⁴⁾ en el sur de Brasil, luego de 30 años, evaluando los primeros 30 cm de suelo, solo encontraron diferencias significativas en COS con OF de entre 4 y 8 %, mientras que los niveles superiores de OF no mostraron diferencias significativas respecto a la OF de 8 %. La masa de forraje acumulada en éstos tratamientos de 4 y 8 % de OF, corresponden en promedio a 600 y 1280 kg MS ha⁻¹, respectivamente. La acumulación de MS en nuestros tratamientos de AO y BO resultaron superiores a los niveles de oferta evaluados por Schirmann et al.⁽²⁴⁾, por lo cual no sería esperable encontrar grandes diferencias entre tratamientos. Es preciso recordar que los niveles de OF que definen los tratamientos de nuestro trabajo variaron en el tiempo. Si bien durante la primera fase (8 años), éstas pudieron haber sido más limitantes en producción de forraje, para la segunda fase (4 años) no lo fueron tanto, lo que podría haber amortiguado los cambios de COS en suelo que pudieran haber sucedido. Otro aspecto que puede haber limitado la detección de diferencias significativas en el stock de COS entre OF, es el bajo número de repeticiones por tratamiento con el que cuenta este experimento.

Más allá de lo anteriormente mencionado, la ausencia de cambios en el stock de COS a 30 cm de suelo, es coincidente con otros resultados obtenidos en diferentes trabajos nacionales. En evaluaciones donde se comparó el stock de COS bajo campo natural y campo natural mejorado con introducción de leguminosas y aplicación de fósforo⁽²⁷⁾⁽⁴⁰⁾ a largo plazo, se detectaron algunos cambios en los primeros 5 cm de suelo, pero no se observaron modificaciones de la concentración y/o stock de COS a los 15 cm y/o 30 cm como un único estrato. Aún en trabajos que evaluaron sistemas agrícolas bien contrastantes, luego de 10 años de secuencias de cultivo continuo y rotación con pasturas bajo siembra directa y laboreo convencional⁽²⁶⁾, solo se observaron cambios en los primeros 3 cm de profundidad, pero no en el stock de COS del estrato de 0 a 20 cm. Lo anterior, muestra la dificultad a la cual nos enfrentamos para secuestrar el C atmosférico dentro de la MOS. En los sistemas pastoriles donde las pérdidas de COS por erosión y oxidación son reducidas en comparación a otros sistemas

de manejo, es necesario que el manejo del forraje genere cambios importantes en las entradas de COS para aumentar el stock de COS.

Más allá de las pocas diferencias significativas encontradas entre los tratamientos de OF en el stock de COS, llamó la atención el comportamiento inverso en magnitud, en función del tipo de suelo (fig. 2). En este sentido, las OF podrían haber generado diferentes balances de entradas y salidas de COS en función del tipo de suelo. Las entradas de C estarían explicadas por el aporte de restos vegetales en superficie y por la densidad de raíces en cada estrato de profundidad⁽⁸⁾⁽³⁹⁾⁽⁴¹⁾⁽⁴²⁾. Las salidas estarían principalmente relacionadas con la erosión del suelo, debido a la proporción de suelo desnudo y a la oxidación de MOS por los microorganismos del suelo. Este comportamiento inverso, encontrado en ambos experimentos, concuerda con la menor proporción de suelo desnudo reportada para la BO en el suelo FrAcAr (BO: 2.8 vs. AO: 3.2 %; sin análisis estadístico) y para la AO sobre suelo Ac (AO:2.9 vs. BO: 5 %; sin análisis estadístico)⁽⁴⁴⁾, respectivamente.

A su vez, en el suelo FrAcAr, la BO de forraje pudo haber favorecido el desarrollo radicular para compensar el crecimiento aéreo y generar un proceso de mayor acumulación de COS, comportamiento que ha sido reportado por Piñeiro⁽⁸⁾ y Paruelo et al.⁽⁴²⁾. Resultados similares en el desarrollo radicular fueron reportados por Altesor et al.⁽⁴¹⁾ comparando situaciones de exclusión vs. pastoreo. En el suelo Ac, el manejo de AO de forraje tuvo el mayor stock de COS, siendo en este manejo donde Do Carmo et al.⁽⁴⁴⁾ encontraron tasas de crecimiento y producción de forraje superiores. Esto coincide con lo reportado por Piñeiro⁽⁸⁾: una mayor productividad de forraje podría significar más ingreso de C al suelo. Es probable que los componentes que afectan las entradas y salidas del balance de carbono varíen diferencialmente según el tipo de suelo. Por tal motivo, incorporar el estudio de diferentes tipos de suelos, podría ser un elemento más a considerar a la hora de conocer mejor el efecto de las diferentes OF en el COS.

En cuanto al NOS, su dinámica estuvo asociada a la del COS (fig. 1c, 1d, 2c y 2d) y las OF no modificaron los contenidos de NOS total. A su vez, la carga animal promedio ($454 \text{ kg PV ha}^{-1}$) no varió entre OF, por lo que los aportes de N de las deyecciones animales tampoco provocaron cambios diferenciales en el ciclado de nutrientes y oxidación de la MOS como lo reporta Piñeiro⁽⁸⁾. En la evaluación del componente vegetal reportado por Do Carmo et al.⁽⁴³⁾, la masa de forraje resultó diferente entre las OF, sin embargo, la composición química de la pastura fue similar, lo cual podría explicar en parte la ausencia de diferencias en los contenidos de NOS en el presente trabajo. Los valores de NOS encontrados concuerdan con los valores reportados por Paruelo et al.⁽⁴²⁾ y Piñeiro et al.⁽²¹⁾. Respecto a las fracciones físicas de la MOS, los cambios detectados de 0 a 30 cm en N-MOP en el suelo FrAcAr a favor del tratamiento de BO podrían significar ganancias de NOS en el largo plazo, por lo que sería interesante seguir evaluando el efecto de estas OF. Este incremento en N-MOP podría estar asociado a una mayor tasa de recambio de raíces por efecto del pastoreo como plantea Piñeiro⁽⁸⁾. Además, concuerda con el mayor stock de COS, como se mencionó anteriormente para este tratamiento.

La relación C:N, en general, no mostró diferencias entre OF para ninguno de los suelos estudiados. Estos resultados concuerdan con los reportados por Shrestha et al.⁽⁹⁾ y Piñeiro et al.⁽²¹⁾ que mencionan que el manejo del pastoreo no suele afectar las relaciones C:N.

2.7 CONCLUSIONES

Luego de 12 años, los manejos de diferentes OF no generaron cambios significativos en los stock de COS de 0 a 30 cm en ninguno de los suelos evaluados, ni de 0 a 70 cm de profundidad en el suelo Ac. Solo en éste último y para dos estratos de profundidad se encontraron diferencias significativas en el stock de COS a favor de la AO de forraje.

El stock de C de las fracciones físicas de la MOS tampoco fue modificado por el manejo de OF, excepto en un estrato de profundidad del suelo FrAcAr.

La dinámica del NOS resultó similar a la del COS en ambos experimentos.

Las OF no modificaron el stock de NOS de 0 a 30 cm ni de 0 a 70 cm de

profundidad. Sin embargo, en el suelo FrAcAr para el tratamiento de BO de forraje se observó un enriquecimiento de N-MOP respecto al manejo de AO considerando el estrato de 0 a 30 cm.

2.8. BIBLIOGRAFÍA

1. Peri P, Ladd B, Lasagno R, Martínez G. 2016. The effects of land management (grazing intensity) vs. the effects of topography, soil properties, vegetation type, and climate on soil carbon concentration in Southern Patagonia. *Jor. A. Environ.*, 134: 73-78. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2016.06.017
2. Droogers P, Bouma J. 1998. Soil Survey Input in Exploratory Modeling of Sustainable Soil Management Practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 1704-1710. DOI: 10.2136/sssaj1997.03615995006100060023x
3. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2017. Soil organic carbon the hidden potential. Roma, Italia. 90 p
4. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2010. Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland systems: a technical report on grassland management and climate change mitigation. Roma, Italia. 65 p
5. Freedman, B., 2014. Global environmental change. *Glob. Environ. Change*, 90: 783-801. DOI:10.1007/978-94-007-5784-4
6. Conant RT, Cerri C, Osborne BB, Paustian K. 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: A new synthesis. *Ecol. Appl.*, 27: 662-668. DOI: 10.1002/eap.1473
7. Paz-Kagan T, Ohana-Levi N, Herrmann I, Zaady E, Henkin Z, Karnieli A. 2016. Grazing intensity effects on soil quality: A spatial analysis of a Mediterranean grassland. *Catena*, 146: 100-110.
8. Piñeiro G. 2010. Capítulo V: Impactos de la ganadería sobre la dinámica del C y N en los pastizales del Río de la Plata. En: Serie FPTA n.º 26. Descripción de la heterogeneidad florística y seguimiento de la productividad primaria y secundaria del campo natural. Montevideo. Instituto Nacional de investigación agropecuaria. 79-95.
9. Shrestha G, Stahl PD. 2008. Carbon accumulation and storage in semi-arid

- sagebrush steppe: Effects of long-term grazing exclusion. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 125: 173-181.
10. Piñeiro, G. 2009. Efectos de la ganadería sobre la materia orgánica del suelo en los pastizales del río de la plata. En: Simposio: Efectos de la Agricultura, la Lechería y la Ganadería en el Recurso Natural Suelo: Impactos y Propuestas. Material de difusión. Montevideo. Uruguay. 59-63.
 11. Aiken G. 2016. Invited review: Grazing management options in meeting objectives of grazing experiments. *Prof. Anim. Sci.*, 32: 1-9. DOI: 10.15232/pas.2015-01406
 12. Allen VG, Batello C, Berretta EJ, Hodgson J, Kothmann M, Li X, McIvor J, Milne J, Morris C, Peeters A, Sanderson M. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass Forage Sci.* 66:2-28. DOI 10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x.
 13. Sollenberger LE, Moore JE, Allen VG, Pedreira C. 2005. Reporting forage allowance in grazing experiments. *Crop Sci.* 45:896-900. DOI: 10.2135/cropsci2004.0216.
 14. Henderson B, Gerber P, Hilinski T, Falcucci A, Ojima D, Salvatore M, Conant R. 2015. Greenhouse gas mitigation potential of the world's grazing lands: Modeling soil carbón and nitrogen fluxes of mitigation practices. *Agric. Ecosyst Environ.*, 207: 91-100.
 15. Meyer R, Cullen B, Johnson I, Eckard R. 2015. Process modelling to assess the sequestration and productivity benefits of soil carbon pasture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 213: 272-280. DOI:10.1016/j.agee.2015.07.024.
 16. Rong Y, Johnson D, Wang Z, Zhu L. 2017. Grazing effects on ecosystem CO₂ fluxes regulated by interannual climate fluctuation in a temperate grassland steppe in northern China. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 237: 194-202.
 17. Abdalla M, Hastings A, Chadwick DR, Jones DL, Evans CD, Jones MB, Rees RM, Smith P. 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agric. Ecosyt. Environ.*, 253: 62-81. DOI: 10.1016/j.agge.2017.10.023

18. Parton WJ, Schimel DS, Cole CV, Ojima DS. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci.Soc. Am. J*, 51: 1173-1179.
19. DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias). 2020. Producción animal: Caracterización de la ganadería. [En línea]. En: Anuario Estadístico 2020. Montevideo. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 25 de agosto de 2020.
<https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2020/ANUARIO2020.pdf>
20. Terra JA, García Préchac F. 2001. Siembra directa y rotaciones forrajeras en las lomadas del Este: síntesis 1995-2000. Serie Técnica 125. Montevideo. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. 100 p.
21. Piñeiro G, Paruelo J.M, Oesterheld M. 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon cycling in grasslands of Southern South America. *Glob. Change. Biol.* 12: 1267-1284. DOI:10.1111/J.1365-2486.2006.01173.x
22. Gentile RM, Martino DL, Entz MH. 2005. Influence of perennial forages on subsoil organic carbon in a long-term rotation study in Uruguay. *Agric. Ecosyst Environ.*, 105: 419-423.
23. Guterres DB, Bayer C, Castilhos ZMS, Nabinger C. 2006. Carbono orgânico em Chernossolo sob pastagem nativa no RS. 16 Reunion Anuais da Sociedade Brasileira Ciência do Solo, Sao Cristovao, SE. Brasil.
24. Schirmann J, De Bastos D, Machado I, Bonnet O, Bayer C. 2017. Balanço de carbono e emissão de gases de efeito estufa. En: Carvalho PC ed. NATIVAO 30 años de pesquisa em campo nativo. Porto Alegre. Universidad Federal do Rio Grande do Sul, Facultad de Agronomía. 62-66.
25. Terra J. A, García Préchac F, Salvo L, Hernández J. 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. *Advan. Geocol.*, 38: 233-241.
26. Salvo L, Hernández J, Ernst O. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional

- tillage and no till-systems. *Soil Tillage Res.* 109: 116-122.
27. Bondaruk V, Lezama F, Del Pino A, Piñeiro G. 2020. Overseed legumes in natural grasslands: Impacts on root biomass and soil organic matter of commercial farms. *Sci. Total Environ.*, 743: 1-9.
 28. Paparamborda I. 2017. ¿Qué nos dicen las prácticas de gestión del pastoreo en los predios ganaderos familiares sobre su funcionamiento y resultado productivo? Tesis magíster en Ciencias Agrarias. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 133 p
 29. Aguerre V, Albicette M, Albín A, Bortagaray I, Benvenuto M, Blumetto O, Cardozo G, Castagna A, Clara P, Del Pino L, Dogliotti S, García F, Gilzans C, Leoni C, Montaldo S, Quintans G, Ruggia A, Scarlato M, Scarlato S, Silvera M, Tiscornia G. 2018. Capítulo IV: Resultados. En: Serie 243. Co-innovando para el desarrollo sostenible de sistemas ganaderos familiares de Rocha-Uruguay. Montevideo. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. 79-95.
 30. Severova V. 1997. Clima del Uruguay. [En línea] 9 julio 2020. https://www.rau.edu.uy/uruguay/geografia/Uy_c-info.htm
 31. Forsythe W. 1975. Densidad aparente, porosidad y espacio aéreo. En: De la Cruz M, Escoto J. (Eds.) Física de suelos: manual de laboratorio. San José de Costa Rica: IICA. (Serie de libros y materiales educativos n.º 25). 39-45.
 32. Nelson DW, Sommers E. 1996. Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. En: Sparks D.L. et al. (Eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* Madison (Book Series No. 5). 961-1010.
 33. Cambardella C, Elliott E. 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 777-783.
 34. Bremner JM, Mulvaney CS. 1982. Nitrogen Total. In: *Methods of Soil Analysis. Chemical and Microbiological Methods.* Soil Sci. Soc. Am. J. 9: 595-624.
 35. Fernández CJ. 1979. Estimaciones de densidad aparente, retención de agua disponible en el suelo a partir de la composición granulométrica y porcentaje de materia orgánica. En: Reunión Técnica de la Facultad de Agronomía, 2.ª,

- Montevideo. Trabajos presentados. Montevideo, 1979. p 53.
36. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006 Directrices para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. [En línea]. 19 de setiembre de 2021. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/spanish/vol4.html>
 37. Ellert B, Bettany J. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil.Sci.*, 75: 529-538.
 38. SAS Institute. 1990. SAS/STAT user's guide. Version 6. 4th ed. Vol. 1. SAS Inst. Cary, North Caroline, United States.
 39. Conant R, Six J, Paustian K. 2003. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. Management-intensive versus extensive grazing. *Biol. Fertil. Soils*, 38: 386-392. DOI: 10.1007/s00374-003-0652-z
 40. Salvo L, Terra J.A, Ayala W, Bermudez R, Correa J, Avila P, Hernández J. 2008. Long-term Phosphorous Fertilization and Perennial Legumes Addition Impacts on Temperate Natural Grassland: II Total and Particulate Soil Organic Carbon. En: International Grassland Congress Proceedings, VIII International Rangeland Congress. (XXI, 2008, Hohhot, China) Multifunctional Grasslands in a Changing World. University of Kentucky. 382.
 41. Altesor A, Piñeiro G, Lezama F, Jackson RB, Sarasola M, Paruelo J. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *J. Veg. Sci.*, 17: 323-332.
 42. Paruelo JM, Piñeiro G, Baldi G, Baeza S, Lezama F, Altesor A, Oesterheld M. 2010. Carbon stocks and fluxes in rangelands of the Río de la Plata Basin. *Rang. Ecol. Manag.*, 63: 94-108. DOI: 10.2111/08-055.1
 43. Do Carmo M, Sollenberger L, Carriquiry M, Soca P. 2018. Controlling herbage allowance and selection of cow genotype improve cow-claf productivity in campos grasslands. *Prof. Anim. Sci.*, 34: 32-41. DOI: 10.15232/pas.2016-01600.
 44. Do Carmo M. 2020. Reunión interna experimento de largo plazo de oferta de forraje. EEER. Facultad de Agronomía [sin publicar].
 45. Casalás F. 2019. Dinámica espacio temporal de la estructura del campo natural

bajo dos ofertas de forraje. Tesis magíster en Ciencias Animales. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 73 p

46. Galantini JA, Suñer L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscienti*, 15: 41-55.

47. Salton J, Mielniczuk J, Bayer C, Carvalho A, Motta M, Broch D. 2011. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesq. agropec. bras.*, 46: 1349-1356.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. STOCK DE CARBONO Y NITRÓGENO ORGÁNICO EN SUELO

A diferencia de los trabajos que proponen incrementos en los stock de COS en suelo de $0,28 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ por ajustes en el manejo del pastoreo (Conant et al., 2017), en este trabajo, no se encontraron diferencias ni en la concentración ni en los stock de COS de 0 a 30 cm de profundidad bajo ninguna de las dos OF contrastadas en ninguno de los dos suelos (fig. 2 a y b). Esto concuerda con algunos resultados encontrados en diferentes ambientes que han reportado ausencia de cambios en los stock de COS (Shrestha et al., 2008, Conant et al., 2003, Schirmann et al., 2017). Además, coincide con resultados nacionales, donde se comparó la concentración y el stock de COS en campo natural y campo natural mejorado con introducción de leguminosas y aplicación de fósforo, sin diferencias significativas de 0 a 30 cm de profundidad (Bondaruk et al., 2020, Salvo et al., 2008).

Por otro lado, algunos autores han reportado que son necesarios entre 10 y 20 años de manejo de los sistemas para encontrar cambios en los stock de COS (Altesor et al., 2006, Meyer et al., 2015), por lo que es posible que aún luego de 12 años de manejo de las diferentes OF no se encuentren grandes diferencias. Cabe aclarar que, debido a la masa de forraje acumulada en cada tratamiento, las OF no resultaron diferentes en la carga animal (454 kg PV/ha) durante el período evaluado, por lo que no se esperarían grandes diferencias en el ciclado de nutrientes, que pudieran alterar los stock de C y N en suelo.

Se destaca además que ambos experimentos representan sitios con poca alteración y degradación de la pastura natural donde generalmente se han reportado pocos cambios en COS (Henderson et al., 2015). Las condiciones de los sitios de muestro sumado al bajo número de repeticiones por tratamiento y la variabilidad de suelos dentro de cada experimento podría estar limitando los resultados encontrados ante cambios en la OF sobre el stock de COS.

El stock de NOS (fig. 2 c y d), tal como lo reportan Paruelo et al. (2010) y Piñeiro (2010), presentó una dinámica bastante similar a la del COS, sin diferencias significativas de 0 a 30 cm por efecto de los tratamientos de OF.

Tampoco se encontraron diferencias en la concentración de NOS en ninguno de los 2 suelos.

Cuando se evaluaron los diferentes estratos de profundidad (fig. 2), también fueron muy pocos los cambios significativos encontrados. Solo en el suelo Ac se encontró una mayor concentración y stock de COS en la profundidad de 0 a 5 cm (AO: 14,83 vs. BO: 14,50 Mg ha⁻¹; $P \leq 0,0001$) y de 20 a 30 cm de suelo a favor de la AO (AO: 15,33 vs. BO: 14,60 Mg ha⁻¹; $P \leq 0,087$), probablemente resultado de la acumulación de restos en superficie.

A su vez, en el suelo Ac, cuando se trabajó de 0 a 70 cm y de 30 a 70 cm de suelo, no se encontraron cambios en los stock de COS y de NOS. Este resultado se contrapone a lo reportado por Schirman et al. (2017) donde, luego de 30 años, los cambios en la OF de 4 % a 8 % generaron incrementos significativos en el stock de COS cuando se evaluó hasta 1 m de profundidad como un único estrato. Los resultados de nuestro trabajo podrían deberse a varios factores. Por un lado, según Do Carmo (2020), la materia seca promedio acumulada en nuestros tratamientos de AO y BO (2819 y 1650 kg MS ha⁻¹, respectivamente) resultó superior a la masa de forraje acumulada en suelos del Sur de Brasil para los tratamientos de 4 y 8 % de OF (600 y 1280 kg MS ha⁻¹, respectivamente) según Schirman et al. (2017). Por otra parte, en nuestro trabajo el muestreo se realizó al azar y podría no contemplar proporcionalmente los diferentes estratos de vegetación dentro de las parcelas. Sería pertinente en futuros trabajos considerar en mayor medida dentro del muestreo la heterogeneidad de la pastura que se genera por el manejo del pastoreo bajo diferentes OF, principalmente en los tratamientos de AO según Casalás (2019). Incorporar dicha heterogeneidad permitiría encontrar sitios con una proporción superior de especies perennes de alto porte y mayor desarrollo radicular, lo cual podría generar efectos en el COS en estratos más profundos, tal como fue reportado por Piñeiro (2010) y Bondaruk (2020).

Cuando se evaluó la relación C:N en ambos experimentos, de 0 a 30 cm como un único estrato de profundidad, tampoco se observaron grandes variaciones entre ellas. Los valores observados concuerdan con los reportados

por Paruelo et al. (2010). Se podría decir que el manejo del pastoreo no resultó limitante para la incorporación de COS en ninguno de los tratamientos ni de los dos suelos. Por lo que, las OF podrían resultar poco contrastantes a la hora de evaluar su impacto en suelo.

Si bien no se comparó el efecto de las OF entre experimentos, se encontró un comportamiento inverso en magnitud según el tipo de suelo. En este sentido, las OF podrían estar generando diferentes balances de entradas y salidas de COS. En el suelo FrAcAr, los mayores stock de COS y NOS se observaron bajo el tratamiento de BO (fig. 2 a y c), mientras que en el Ac, se dieron a favor de la AO (fig. 2 b y d). En suelo Ac, una productividad de forraje superior en el tratamiento de AO (Do Carmo et al., 2018) podría haber generado mayores contenidos de COS y NOS, coincidentemente con lo reportado por Piñeiro (2010), donde incrementos en la producción primaria se asocian a mejores contenidos de carbono en suelo. En el suelo FrAcAr, menores OF podrían haber promovido mayor desarrollo radicular para compensar el crecimiento aéreo de la pastura. Un mayor contenido de raíces en suelo (datos no evaluados en este trabajo) podría haber generado un aporte superior de COS y NOS en ese suelo. En ambos casos los resultados se corresponden con la menor proporción de suelo desnudo para cada OF según datos reportados por Do Carmo (2020), lo que podría reducir las pérdidas de COS.

3.2. STOCK DE CARBONO Y NITRÓGENO ORGÁNICO EN LAS FRACCIONES DE LA MATERIA ORGÁNICA

Contrariamente a lo esperado, los cambios observados en los stock de COS y NOS en las fracciones de la MOS solo se diferenciaron significativamente en algunos estratos puntuales (fig. 3 y 4), por lo que tampoco se evidenció una tendencia clara respecto al manejo del pastoreo según OF. Esto contrasta con lo reportado por varios autores, de que el C-MOP es el indicador más sensible a los cambios en el uso y manejo del suelo (Cambardella y Elliott, 1992, Conant et al., 2003, Salvo, 2008, Salton et al., 2011).

Considerando la profundidad de 0 a 30 cm como un solo estrato, únicamente se encontraron diferencias en el stock de N-MOP en el suelo FrAcAr

a favor del tratamiento de BO (BO: 0,9 vs. AO: 0,7 Mg ha⁻¹; P ≤ 0,03). Al considerar de 0 a 70 cm de profundidad como único estrato, en el suelo Ac, no se observaron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna de las fracciones de la MOS. Cuando se evaluó el stock de N-MOAM a la profundidad de 30 a 70 cm, se encontraron diferencias significativas a favor de la AO (AO: 4,09 vs. BO: 3,65 Mg ha⁻¹; P ≤ 0,09). En ambos casos las variaciones podrían relacionarse con un mayor aporte de raíces (datos no relevados en este estudio). En el suelo Ac podría agregarse además el efecto de mayor producción de forraje de la AO, lo que incrementa la cantidad de restos en superficie para su posterior incorporación al suelo.

Cuando se analizaron los stock de COS y NOS de las fracciones por estratos de profundidad, en el suelo FrAcAr el contenido de C-MOP (Fig. 3a) solo se diferenció significativamente de 10 a 20 cm a favor del tratamiento de AO (AO: 1,82 vs. BO: 1,53 Mg ha⁻¹; P ≤ 0,087). En el suelo Ac, no se encontraron diferencias en el C-MOP. En ninguno de los dos suelos se encontraron diferencias significativas en los stock de COS asociados a la MOAM (fig. 3c y d). Estos datos son contrastantes con los reportados por Aguerre et al. (2018) en sistemas ganaderos comerciales, donde se encontraron diferencias en C-MOP en los primeros centímetros del perfil del suelo luego de 3 años de monitoreo.

En el caso del stock de N-MOP, para ninguna de las profundidades evaluadas y en ninguno de los dos suelos se encontraron diferencias significativas entre tratamientos (fig. 4a y b). En cuanto al contenido de N-MOAM (fig. 4c y d), en el suelo FrAcAr se encontraron diferencias significativas a favor de la BO a la profundidad de 10 a 20 cm (BO: 1,47 vs. AO: 1,44 Mg ha⁻¹; P ≤ 0,0001) y de 20 a 30 cm (BO: 1,15 vs. AO: 1,09 Mg ha⁻¹; P ≤ 0,049). En el suelo Ac, las diferencias significativas se encontraron a la profundidad de 50 a 70 cm a favor de la AO (AO: 1,92 vs. BO: 1,65 Mg ha⁻¹; P ≤ 0,06).

Las diferencias encontradas en las fracciones de la MOS en los diferentes estratos fueron escasas. A pesar de ello, podría decirse que el pastoreo, con

ninguna de las OF limitó el contenido de NOS en suelo para el secuestro de COS, lo que también podría indicar que las OF no fueron tan contrastantes entre sí. Las mayores variaciones de stock, tanto de COS como de NOS por estratos en las fracciones, se dieron de 0 a 5 cm, lo que podría asociarse al aporte de restos en superficie. Sin embargo, las diferencias puntuales encontradas a mayor profundidad ponen de manifiesto la importancia de evaluar los impactos del manejo del pastoreo en los estratos más profundos de suelo y en la biomasa radicular como aporte de COS y NOS cómo lo indican Piñeiro et al., 2006. Por tal motivo sería importante seguir monitoreando dichos efectos en el tiempo y en el espacio.

Cuando se analizó la relación C:N de las fracciones, de 0 a 30 cm tampoco se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. A su vez, en suelo Ac, cuando se evaluó la relación C:N para la profundidad de 0 a 70 cm y de 30 a 70 cm de suelo, no se observaron diferencias significativas entre tratamientos, lo que concuerda con lo reportado por Shrestha et al. (2008): en general, el manejo del pastoreo no afecta las relaciones C:N. Esto coincide, además, con los datos de producción de forraje reportados por Do Carmo et al. (2018), que no reportaron diferencias en la calidad del forraje entre tratamientos, salvo en la masa de forraje acumulada.

4. CONCLUSIONES

Luego de 12 años de manejo del pastoreo con dos OF diferentes, no se generaron grandes cambios en los stock de COS ni de NOS de 0 a 30 cm de suelo. Tampoco se encontraron variaciones significativas cuando se evaluaron los stock de 0 a 70 ni de 30 a 70 cm de profundidad en suelo arcilloso.

En las fracciones de la MOS, solo se evidenciaron algunas diferencias significativas, sobre todo en la fracción particulada, pero no de gran magnitud.

La dinámica del NOS acompañó a la del COS. Sin embargo, en suelo FrAcAr el N-MOP mostró diferencias a favor de la BO de 0 a 30 cm, lo que

podría generar un enriquecimiento de N que, a su vez, permitiera mayores incrementos en COS en el largo plazo.

Las conclusiones anteriores permitirían suponer que las OF evaluadas no resultaron tan contrastantes entre sí.

El comportamiento inverso encontrado en los stock de COS y NOS por efecto de las OF entre los suelos evaluados sugiere que considerar una mayor heterogeneidad de estos y del estrato vegetal permitiría mejorar el conocimiento sobre el efecto del pastoreo en la calidad del suelo. Incorporar el estudio de la dinámica de raíces según OF también sería un gran aporte al entendimiento de los resultados de este trabajo.

Continuar monitoreando en el tiempo el impacto de las OF tanto sobre el COS como NOS y en las diferentes fracciones de la materia orgánica es necesario para mejorar la comprensión del manejo del pastoreo sobre el suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Abdalla M, Hastings A, Chadwick DR, Jones DL, Evans CD, Jones MB, Rees RM, Smith P. 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 253: 62-81. DOI: 10.1016/j.agge.2017.10.023
- Aguerre V, Albicette M, Albín A, Bortagaray I, Benvenuto M, Blumetto O, Cardozo G, Castagna A, Clara P, Del Pino L, Dogliotti S, García F, Gilzans C, Leoni C, Montaldo S, Quintans G, Ruggia A, Scarlato M, Scarlato S, Silvera M, Tiscornia G. 2018. Capítulo IV: Resultados. En: Serie 243. Co-innovando para el desarrollo sostenible de sistemas ganaderos familiares de Rocha-Uruguay. Montevideo. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. 79-95.
- Aiken G. 2016. Invited review: Grazing management options in meeting objectives of grazing experiments. *The Professional Animal Scientist*, 32: 1-9. DOI: 10.15232/pas.2015-01406
- Allen VG, Batello C, Berretta EJ, Hodgson J, Kothmann M, Li X, McIvor J, Milne J, Morris C, Peeters A, Sanderson M. 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass Forage Sci.* 66:2-28. DOI 10 .1111/ j .1365 -2494.2010 .00780 .x.
- Altesor A, Piñeiro G, Lezama F, Jackson RB, Sarasola M, Paruelo J. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 17: 323-332.
- Bertol I, Gomes KE, Denardi R, Machado L, Maraschin G. 1998. Propiedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem numa pastagem natural. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 33: 779-786.
- Bondaruk V, Lezama F, Del Pino A, Piñeiro G. 2020. Overseed legumes in natural grasslands: Impacts on root biomass and soil organic matter of comercial farms. *Science of the Total Environment*, 743: 1-9.
- Cambardella C, Elliott E. 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56:

777-783.

- Casalás F. Dinámica espacio temporal de la estructura del campo natural bajo dos ofertas de forraje. 2019. Tesis magíster en Ciencias Animales. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 73 p.
- Christensen BT. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52: 345-353.
- Conant RT, Cerri C, Osborne BB, Paustian K. 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: A new synthesis. *Ecological Applications*, 27: 662-668. DOI: 10.1002/eap.1473
- Conant R, Six J, Paustian K. 2003. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. Management-intensive versus extensive grazing. *Biology and Fertility of Soils*, 38: 386-392. DOI: 10.1007/s00374-003-0652-z
- DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias). 2020. Producción animal: Caracterización de la ganadería. [En línea]. En: Anuario Estadístico 2020. Montevideo. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 25 de agosto de 2020. Disponible en: <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2020/ANUARIO2020.pdf>
- Do Carmo M. 2020. Reunión interna experimento de largo plazo de oferta de forraje. EEBR. Facultad de Agronomía [sin publicar].
- Do Carmo M, Sollenberger L, Carriquiry M, Soca P. 2018. Controlling herbage allowance and selection of cow genotype improve cow-calf productivity in campos grasslands. *The Professional Animal Scientist*, 34: 32-41. DOI: 10.15232/pas.2016-01600.
- Droogers P, Bouma J. 1998. Soil Survey Input in Exploratory Modeling of Sustainable Soil Management Practices. *Soil Science Society of America Journal*, 61: 1704-1710. DOI: 10.2136/sssaj1997.03615995006100060023x
- Freedman B. 2014. Global environmental change. *Global Environmental Change*, 90: 783-801. DOI:10.1007/978-94-007-5784-4
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2017. Soil organic

- carbon the hidden potential. Roma, Italia. 90 p
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2010. Challenges and opportunities for carbon sequestration in grassland systems: a technical report on grassland management and climate change mitigation. Roma, Italia. 65 p
- Follet R, Reed D. 2010. Soil Carbon Sequestration in Grazing Lands: Societal Benefits and Policy Implications. *Rangeland Ecology & Management*, 63: 4-15. DOI: 10.2111/08-225.1
- Galantini JA, Suñer L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscienti*, 15: 41-55.
- García Préchac F, Ernst O, Siri G, Terra J. 2004. Integrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil and Tillage Research*, 77: 1-13.
- Guterres DB, Bayer C, Castilhos ZMS, Nabinger C. 2006. Carbono orgânico em Chernossolo sob pastagem nativa no RS. En: 16 Reunion Anuais da Sociedade Brasileira Ciência do Solo.
- Henderson B, Gerber P, Hilinski T, Falcucci A, Ojima D, Salvatore M, Conant R. 2015. Greenhouse gas mitigation potential of the world's grazing lands: Modeling soil carbón and nitrogen fluxes of mitigation practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 207: 91-100.
- Hoffmann C, Giese M, Dickhoefer U, Wan H, Bai Y, Steffens M, Liu C, Butterbach-Bahl K, Han X. 2016. Effects of grazing and climate variability n grassland ecosystem functions in Inner Mongolia: Synthesis of a 6 year grazing experiment. *Journal of Arid Environments*, 135: 50-63. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2016.08.003
- Meyer R, Cullen B, Johnson I, Eckard R. 2015. Process modelling to assess the sequestration and productivity benefits of soil carbon pasture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 213: 272-280. DOI:10.1016/j.agee.2015.07.024.
- Nusse A, Linsler D, Kaiser M, Tonn B, Ebeling D, Isselstein J, Ludwig B. 2017. Effect of grazing intensity and soil characteristics on soil organic carbón and nitrogen stocks in a temperate long term grassland. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 63(12): 1776-1783. DOI:10.1080/03650340.2017.1305107.
- ONUAA (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2002. Captura de Carbono en los suelos para un mejor manejo de

- la tierra. Informe sobre recursos mundiales de suelos. Roma, Italia.
- Paparamborda I. 2017. ¿Qué nos dicen las prácticas de gestión del pastoreo en los predios ganaderos familiares sobre su funcionamiento y resultado productivo? Tesis magíster en Ciencias Agrarias. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 133 p.
- Paruelo JM, Piñeiro G, Baldi G, Baeza S, Lezama F, Altesor A, Oesterheld M. 2010. Carbon stocks and fluxes in rangelands of the Río de la Plata Basin. *Rangeland Ecology and Management*, 63: 94-108. DOI: 10.2111/08-055.1
- Parton WJ, Schimel DS, Cole CV, Ojima DS. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51: 1173-1179.
- Paz-Kagan T, Ohana-Levi N, Herrmann I, Zaady E, Henkin Z, Karnieli A. 2016. Grazing intensity effects on soil quality: A spatial analysis of a Mediterranean grassland. *Catena*, 146: 100-110.
- Peri P, Ladd B, Lasagno R, Martínez G. 2016. The effects of land management (grazing intensity) vs. the effects of topography, soil properties, vegetation type, and climate on soil carbon concentration in Southern Patagonia. *Journal of Arid Environments*, 134: 73-78. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2016.06.017
- Piñeiro G. 2010. Capítulo V: Impactos de la ganadería sobre la dinámica del C y N en los pastizales del Río de la Plata. En: Serie FPTA n.º 26. Descripción de la heterogeneidad florística y seguimiento de la productividad primaria y secundaria del campo natural. Montevideo. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. 79-95.
- Piñeiro G, Paruelo JM, Oesterheld M, Jobbágy EG. 2010. Pathways of grazing effects on soil organic carbon and nitrogen. *Rangeland Ecology and Management*, 63: 109-119. <https://doi.org/10.2111/08-255.1>
- Piñeiro G, Paruelo J.M, Oesterheld M. 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon cycling in grasslands of Southern South America. *Global Change Biology*. 12: 1267-1284. DOI:10.1111/J.1365-2486.2006.01173.x
- Rong Y, Johnson D, Wang Z, Zhu L. 2017. Grazing effects on ecosystem CO₂ fluxes regulated by interannual climate fluctuation in a temperate grassland steppe in

- northern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 237: 194-202.
- Salton J, Mielniczuk J, Bayer C, Carvalho A, Motta M, Broch D. 2011. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesquisa agropecuária brasileira*, 46: 1349-1356.
- Salton J, De Mello N, Matsuoka M, De Faccio P, Nabinger C, Bayer C, Mielniczuk J. 2008. Atributos físicos de um Argissolo sob pastagem natural após 18 anos sob diferentes níveis de ofertas de forragem. *Revista de ciencias Agroveterinárias*, 7: 107-118.
- Salvo L, Hernández J, Ernst O. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no till-systems. *Soil and Tillage Research*. 109: 116-122.
- Salvo L, Terra JA, Ayala W, Bermúdez R, Correa J, Avila P, Hernández J. 2008. Long-Term Phosphorus Fertilization and Perennial Legumes addition Impacts on Temperate Natural Grassland: II. Total and Particulate Soil Organic Carbon. En: *International Grassland Congress and the VIII International Rangeland Congress (XXI, 2008, Hohhot, China)*. 382
- Sandhage-Hofmann A, Kotzé E, Van Delden L, Dominiak M, Fouché H, van der Westhuizen H, Oomen R, du Preez C, Amelung W. 2015. Rangeland management effects on soil properties in the savanna biome, South Africa: A case study along grazing gradients in comunal and comercial farms. *Journal of Arid Environments*, 120: 14-25.
- Schirmann J, De Bastos D, Machado I, Bonnet O, Bayer C. 2017. Balanco de carbono e emissao de gases de efeito estufa. En: Carvalho PC ed. *NATIVAO 30 años de pesquisa em campo nativo*. Porto Alegre. Universidad Federal do Rio Grande do Sul, Facultad de Agronomía. 62-66.
- Shrestha G, Stahl PD. 2008. Carbon accumulation and storage in semi-arid sagebrush steppe: Effects of long-term grazing exclusion. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125: 173-181.
- Sollenberger LE, Moore JE, Allen VG, Pedreira C. 2005. Reporting forage allowance in grazing experiments. *Crop Sci*. 45:896-900. DOI: 10.2135/cropsci2004.0216.
- Terra JA, García Préchac F. 2001. Siembra directa y rotaciones forrajeras en las

lomadas del Este: síntesis 1995-2000. Serie Técnica 125. Montevideo. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. 100 p.