



FACULTAD DE AGRONOMÍA Y ZOOTECNIA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUCUMÁN



Tesis para optar por el grado académico de:

Doctor en Ciencias Biológicas

**“Cuantificación de la captura de carbono de *Chloris gayana* cv Finecut
implantada en un sistema pastoril bovino de la Llanura Deprimida Salina de
Tucumán y de la vegetación nativa que reemplaza”**

Tesista:

Ing. Zoot. Natalia Romina Banegas.

Director:

Dr. Raúl Osvaldo Pedraza.

Co-Director:

Ing. Agr. MSc. Ada Susana Albanesi.

Comisión de Supervisión:

Dra. Edith Taleisnik

Dr. Carlos Bellone

ÍNDICE

I.- INTRODUCCION.

- I.1.- Cambio climático.
- I.2.- Marco legal e internacional.
- I.3.- Agroecosistemas: sistemas pastoriles como sumideros de carbono.

II.- ANTECEDENTES.

- II.1.- Sistemas pastoriles de bovinos para carne en Argentina.
 - II.1.2.- Sistemas pastoriles de bovinos para carne en NOA.
 - II.1.2.1.- Pasturas megatérmicas: *Chloris gayana* cv Finecut
- II.2.- Ciclo de carbono.
- II.3.- Productividad primaria.
 - II.3.1.- Productividad primaria aérea.
 - II.3.1.1.- Biomasa arbórea.
 - II.3.1.2.- Biomasa herbácea y forrajera.
 - II.3.1.3.- Mantillo.
 - II.3.2.- Productividad primaria subterránea.
 - II.3.2.1.- Raíces.
- II.4.- Carbono en el suelo.
 - II.4.1.- Fraccionamiento del carbono orgánico.
 - II.4.2.- Glomalina y secuestro de carbono.
- II.5.- Biomasa y actividad microbiana.
- II.6.- Sistemas pastoriles y el contenido de carbono orgánico del suelo.

HIPÓTESIS.

OBJETIVO GENERAL.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

III.- MATERIALES Y MÉTODOS.

- III.1. Localización del ensayo y diseño experimental.
- III.2. Módulo de producción ganadera en base a *Chloris gayana* cv. Finecut.
- III.3. Situación de referencia (Monte).
- III.4. Compartimentos de carbono.
 - III.4.1. Productividad primaria aérea.
 - III.4.1.1. Biomasa herbácea y/o forrajera.
 - III.4.1.2. Biomasa arbórea.
 - III.4.1.3. Mantillo.
 - III.4.1.3.1. Mantillo acumulado.
 - III.4.1.3.2. Dinámica de mantillo.
 - III.4.1.3.3. Descomposición de mantillo.
 - III.4.2. Productividad primaria subterránea.
 - III.4.2.1. Biomasa de raíces.
 - III.4.3. Suelo.
- III.5. Análisis estadístico.

IV.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

- IV.1. Productividad primaria aérea.

- IV.1.1. Biomasa herbácea.
- IV.1.2. Biomasa de árboles.
- IV.1.3. Mantillo.
- IV.2. Productividad primaria subterránea.
 - IV.2.1. Raíces.
- IV.3. Suelo.
 - IV.3.1. Carbono orgánico (CO) y Nitrógeno total (Nt) en suelo.
 - IV.3.1.1. Fracciones de carbono.
 - IV.3.1.1.1. Carbono orgánico particulado (COPa).
 - IV.3.1.1.2. Carbono orgánico ligero (COL).
 - IV.3.1.1.3. Carbono orgánico pesado (COPe).
 - IV.3.1.1.4. Carbono en glomalina.
 - IV.3.2. Biomasa y actividad microbiana.
 - IV.3.2.1. Carbono de biomasa microbiana (CBM).
 - IV.3.2.2. Respiración edáfica.
 - IV.3.2.3. Carbono potencialmente mineralizable.
- IV.4. Carbono acumulado total.

V.- CONCLUSIONES.

AGRADECIMIENTOS

A mi director, Dr. Raúl Pedraza, y co-directora, MSc Ing. Agr. Ada Albanesi, por su constante dedicación e impulso que hicieron posible la realización de este trabajo.

A los miembros de Comisión de Supervisión, Dr. Carlos Bellone y Dra. Edith Taleisnik, por sus valiosas sugerencias y aportes durante el desarrollo de la misma.

A los Ing. Zoot. Manuela Toranzos, Pedro Pérez y Hugo Ricci por sus sugerencias y esfuerzos para hacer posible el desarrollo de esta tesis.

A mis compañeros de laboratorio, Analia Anriquez, Juan Silverman, Laura Tortora, Nadia Lovaisa y Fernanda Guerrero Molina.

A mis compañeros de cátedra, Roberto, Dorkas, Adriana y Flopy.

A José, mi gran compañero.

A mi familia por su compañía y comprensión.

Dedico esta tesis,
A mi pequeña Lucía y a mi madre.

HIPÓTESIS:

- En la Llanura deprimida salina de Tucumán, es posible establecer las diferencias cuantitativas del carbono capturado por diferentes usos de suelo.
- Los sistemas ganaderos con base de pasturas megatérmicas almacenan mayor cantidad de carbono en suelo, con respecto a la vegetación nativa que reemplazan.

OBJETIVO GENERAL:

Cuantificar la captura de carbono de una pastura tropical (*Chloris gayana* cv Finecut) implantada en un sistema pastoril bovino de invernada y la captura de carbono de la vegetación nativa que reemplaza, a través de la medición de la productividad primaria neta (aérea y subterránea) y del contenido de carbono del suelo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Cuantificar la captura de carbono de *Chloris gayana* cv Finecut, pastura base de un sistema de invernada pastoril bovino de la Llanura Deprimida Salina de Tucumán, a través de la medición de la productividad primaria aérea y subterránea.
- Cuantificar la captura de carbono en una formación vegetal nativa (monte) de la Llanura Deprimida Salina de Tucumán a través de la medición de la productividad primaria aérea y subterránea.
- Determinar el contenido y formas de presentación del carbono en el suelo de un sistema de invernada pastoril bovino de la Llanura Deprimida Salina de Tucumán con pastura base: *Chloris gayana* cv Finecut
- Determinar el contenido y formas de presentación del carbono en el suelo de la vegetación nativa (monte) de la Llanura Deprimida Salina de Tucumán.

I.- INTRODUCCION

I.1.- Cambio climático

En las últimas décadas, el crecimiento de la población humana se evidencia en el deterioro de los recursos naturales. El aumento de la frontera agrícola y de la producción de alimentos para una población creciente ha traído como consecuencia aumentos en la tasa de deforestación, en el uso de agroquímicos, en la erosión de los suelos, en el deterioro de las cuencas y fuentes de agua y en la emisión de gases asociados al calentamiento global (French 1.994; Houghton *et al.* 2.001). Todas estas alteraciones forman parte del fenómeno denominado Cambio Climático Global y representan un gran desafío para la comunidad científica, debido a la necesidad urgente de brindar soluciones prácticas a estos problemas (Piñeiro 2.006).

Hay abundante evidencia de que las acciones humanas han causado cambios en la concentración de los gases presentes en la atmósfera. Los productos de muchas actividades humanas contribuyen en forma sustancial al incremento de los mencionados gases: la quema de combustibles fósiles, la agricultura, el drenaje artificial de suelos anegados, la ganadería, la deforestación, los procesos industriales y los depósitos de residuos urbanos (Botero 2.003).

En el inventario más reciente efectuado en Argentina (Año 2.009) las fuentes principales de emisiones están en el sector energético y el agrícola-ganadero (Fig. 1).

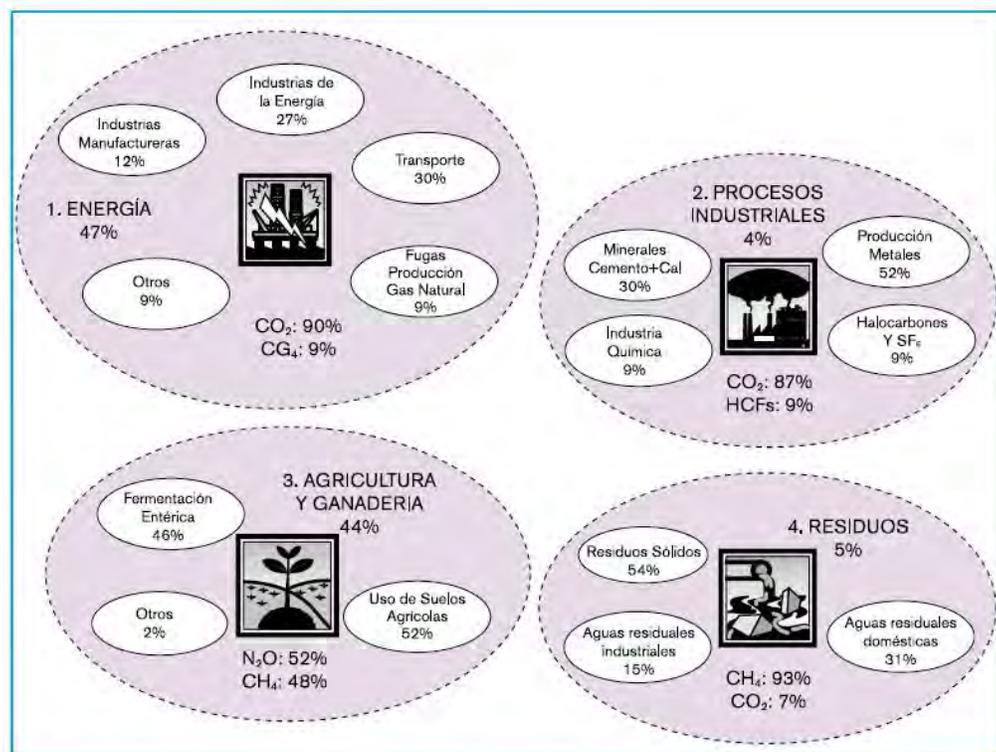


Figura 1. Emisiones de gases en Argentina, sin incluir Uso de Suelo, Cambios en el Uso de Suelo y Silvicultura.

Fuente: Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (2.009).

Una de las primeras evidencias de que los seres humanos han alterado la composición de la atmósfera global, se observa en los incrementos del dióxido de carbono (CO₂) atmosférico registrados en el Observatorio de Mauna Loa, Hawaii (Fig. 2).

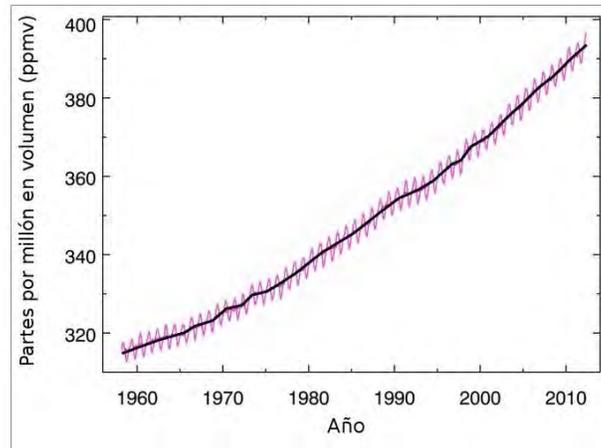


Figura 2. Evolución de la concentración de CO₂ atmosférico: La curva de Mauna Loa.

Fuente Fuente: Keeling y Whorf. (2005).

En tiempos de la revolución industrial, a finales de los años 1.700s, la cantidad de CO₂ en la atmósfera de la Tierra era cerca de 280 ppm. Las concentraciones de este gas crecieron lentamente hasta el siglo veinte, y han aumentado rápidamente desde entonces, particularmente en los últimos 50 años. Según el informe presentado por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático, conocido por su sigla en inglés *IPPC: Intergovernmental Panel on Climate Change*, del año 2.007, la concentración atmosférica de CO₂ pasó de 280 ppm en la era preindustrial hasta 379 ppm en el año 2.005.

Este aumento de las concentraciones de los gases de efecto invernadero (GEI) hace que la capacidad de la atmósfera para retener parte de la energía reflejada por la Tierra aumente, lo cual produce finalmente el denominado calentamiento global. Este fenómeno habría causado un aumento en la temperatura media anual de la superficie de la Tierra de 0,5°C. Los informes presentados por el *IPPC* desde 1.990 afirman que la temperatura incrementó 0,3-0,6 °C en los últimos 100 años, lo que ocasionó un incremento de 10-20 cm en el nivel del mar. Los mismos especialistas sostienen que si este incremento continúa, la temperatura sobre la superficie de la Tierra aumentaría entre 1,5 a 4,5°C.

En Argentina, científicos del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) informaron que durante el último siglo se registró un significativo aumento de la temperatura de superficie en la Patagonia e islas del Atlántico sur. Al norte de los 40°LS las tendencias positivas de temperatura fueron menores y sólo perceptibles a partir de los últimos 40 años. En contraste, allí se registró un importante aumento de la precipitación durante las décadas del '60 y '70. En casi todo el país hubo un aumento de

las precipitaciones medias anuales con mayor incidencia en el noreste y en el centro del país (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2.004).

Veldkamp (1.993) sostiene que el CO₂ es el gas de mayor importancia, desde el punto de vista del incremento térmico, debido al volumen producido todos los años y por el tiempo de residencia del gas en la atmósfera (Tabla 1).

Tabla 1. Principales gases de efecto invernadero.

	Residencia en años	Niveles preindustriales	Niveles 1993	Niveles 2005	Tasa de crecimiento	Contribución (%)	Potencial calentamiento*
CO ₂	120	275 ppm	365 ppm	379 ppm	2 ppm	53	---
CH ₄	10,5	700 ppb	1.745 ppb	1.774 ppb	4,14 ppb	13	6-7
N ₂ O	132	270 ppb	314 ppb	319 ppb	0,71 ppb	11	270

Referencias: CO₂: dióxido de carbono, CH₄: metano, N₂O: óxido nitroso, ppm: partes por millón, ppb: partes por billón.
*Es una medida del efecto comparado con el CO₂, ya que no todos los gases absorben la radiación infrarroja de la misma manera ni todos tienen igual vida media en la atmósfera. Cuanto mayor sea esa capacidad, mayor será su Potencial de Calentamiento Global

Esta problemática global requiere tomar acciones que permitan mitigar y estabilizar las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera en un plazo suficiente para permitir que los ecosistemas se adapten naturalmente al cambio climático, asegurando que la producción de alimentos no se vea amenazada y permita que el desarrollo económico prosiga de manera sostenible. Es por ello que a nivel mundial se determinó la necesidad de generar un marco legal de carácter internacional con adhesiones de los diversos países.

I.2.-Marco legal internacional y nacional

La Primera Conferencia Mundial del Clima, realizada en Ginebra en el año 1.979, reconoció al cambio climático como un problema importante.

En 1.988, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y la Organización Meteorológica Mundial establecieron el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (*IPCC*). Su mandato consiste en evaluar el estado del conocimiento sobre el sistema climático global y el cambio climático, sus impactos ambientales, económicos y sociales, y las posibles estrategias de respuesta en esta materia. Sus acciones contribuyeron a sistematizar la evidencia científica disponible sobre el cambio climático global y a facilitar el proceso de elaboración de una respuesta internacional para un problema que afecta a un bien ambiental común de escala global.

Finalmente, el *IPCC* provee información clave para los que toman decisiones políticas en el marco del sistema multilateral de negociación, con el propósito de construir una arquitectura institucional de escala internacional que permita regular las emisiones con la participación de todos los países (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2.004).

Desde entonces, las negociaciones sobre cambio climático han ocupado un lugar cada vez más importante en el escenario internacional. La respuesta inicial para combatir el cambio climático comenzó en la Convención de Río de Janeiro en el año 1.992, con la adopción de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC). La República Argentina ratificó la Convención en el año 1.994,

mediante la Ley N° 24.295. Esta Convención establece como objetivo principal la estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impida interferencias antropogénicas peligrosas en el sistema climático (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2.004).

La herramienta legal que implementó la CMNUCC para el cumplimiento de sus objetivos es el llamado Protocolo de Kyoto (PK), el cual se adoptó en 1.997, y en septiembre de 2.001 la República Argentina lo ratificó mediante la Ley N° 25.438. El PK entró en vigencia en 2.005 (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2.004).

La principal diferencia entre la CMNUCC y el Protocolo de Kyoto radica en que en este último caso, las partes (Anexo I del PK) adoptan compromisos cuantitativos de reducción o limitación de emisiones que en conjunto representan una reducción del 5% con respecto al nivel de emisiones que tenían en el año 1.990.

A fin de lograr el cumplimiento de los compromisos adquiridos y de atenuar las cargas económicas derivadas de los mismos, el PK incorporó tres mecanismos de flexibilización:

- **Implementación Conjunta, (Art. 6):** permite a las partes (Anexo I del PK) desarrollar proyectos que reduzcan emisiones de GEI o capturen dióxido de carbono en el territorio de otros países adherentes, obteniendo como resultado Unidades de Reducción de Emisiones.
- **Comercio de Emisiones (Art. 17):** permite a las partes comercializar entre sí “derechos de emisión”.
- **Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) (Art.12):** permite a las partes desarrollar proyectos que reduzcan emisiones de GEI o capturen dióxido de carbono en el territorio de países en desarrollo que son adherentes del PK, obteniendo como resultado Reducciones Certificadas de Emisiones (RCE), comúnmente conocidas como “Créditos de Carbono”.

Los proyectos que logren reducir emisiones de GEI o capturar dióxido de carbono, y que además, cumplan con una serie de requisitos adicionales, incluyendo los que requieren la aprobación nacional y la internacional, podrán generar “Reducciones Certificadas de Emisiones” (RCE).

Por cada tonelada de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq) (Tabla 1) que el proyecto evita emitir o captura de la atmósfera, genera un RCE. Las RCE tienen un precio fluctuante, que en febrero de 2009 oscilaba en el rango de 8 a 15 Euros, dependiendo de las características particulares del proyecto, del tipo de contrato de compra-venta establecido, y del momento en que se realiza la transacción (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable 2.004).

La República Argentina, como país en desarrollo y con aproximadamente el 0,6 % del total de las emisiones mundiales, no estaba obligada a cumplir las metas cuantitativas fijadas por el PK. Pese a ello ratificó el acuerdo, y en consecuencia, su condición de país adherente hace que deba comprometerse con la reducción de emisiones, o al menos, con su no incremento.

Insertos en el marco legal, en Argentina se plantean diversas alternativas de cambio, y entre ellas, cambios en las formas de uso de la tierra, de tal manera que los

suelos y los vegetales se conviertan en sumideros y no en productores de gases invernadero. Janzen (2.004) expresa que algunas décadas atrás, Dyson (1.977) destacó la importancia de crear “bancos de carbono” en la biósfera, los cuales permitirían controlar la concentración de CO₂ en la atmósfera. Al respecto, Amézquita *et al.* (2.007) indican que los sistemas con pastos representan un sistema vivo con capacidad de ofrecer altas tasas de captura de carbono (C) y que ameritan ser considerado en la política de Kyoto para su próximo período, 2.012-2.020, como aptos para reducir emisiones de GEI, en particular CO₂. Según Piñeiro (2.006), fijar C en los ecosistemas terrestres no solo contribuye a disminuir la concentración de CO₂ atmosférico, sino que también puede incrementar las reservas de C y otros nutrientes del suelo, mejorando la fertilidad y la capacidad de producción de bienes y servicios. En este sentido el estudio de estos sistemas se torna imprescindible para desarrollar estrategias de manejo que maximicen la retención de C.

I.3.-Agroecosistemas: los sistemas pastoriles como sumideros de carbono

Los agroecosistemas son ecosistemas simplificados, domesticados y manejados por el hombre para sus propios beneficios (Dent *et al.* 1.995). Se caracterizan por su dependencia de agentes externos (Odum 1.984). El manejo persigue el control de los procesos de producción, principalmente mediante el redireccionamiento de los procesos ecológicos naturales en productividad agropecuaria (Rykiel 1.984). La simplificación de los agroecosistemas es una manera de mejorar la previsibilidad, y por consiguiente, la capacidad de manejar el sistema, con el propósito de cumplir con objetivos socioeconómicos. Como consecuencia, en los agroecosistemas se ocasionan disturbios que modifican los ciclos, alterándose, generalmente, la estructura y el funcionamiento de las comunidades del agroecosistema (Piñeiro 2.006).

Los animales en pastoreo representan un disturbio ya que modifican la interacción entre la vegetación y el suelo, y por ende, alteran el flujo de carbono (C) y nitrógeno (N), y la diversidad y actividad de los microorganismos del suelo (Piñeiro 2.006). Ante esto, Viglizzo y Roberto (1.997) afirman que ningún proceso productivo es neutro para el ambiente y que es inevitable que toda producción interfiera en los equilibrios naturales del ecosistema, que sea extractiva y que genere desechos. Sin embargo, la clave está en la magnitud que adquiere esa intervención y hacia dónde se vuelca la relación entre extracción y generación de desechos. Por ello, es importante considerar a nivel de agroecosistemas la figura de quien maneja el sistema, dado que es quien toma las decisiones y las implementa (Dent *et al.* 1.995).

Según Piñeiro (2.006) y Viglizzo (1.994) la ganadería pastoril implica una actividad en la que la extracción de nutrientes del suelo es inferior a la de agricultura de cosecha, y es por ello que la misma puede enmarcarse en un contexto en el cual brinde productos para consumo, como así también un servicio ambiental.

El secuestro de C en los agroecosistemas terrestres involucra la captura del CO₂ a través del proceso de fotosíntesis, y su conversión y almacenamiento en la biomasa (aérea y subterránea), materia orgánica del suelo (MOS) y carbonatos (Lal 2.004).

El C se acumula en los agroecosistemas cuando las pérdidas (emisiones, lavado, erosión) son menores a las entradas por la fotosíntesis y deposición (Fig. 3).

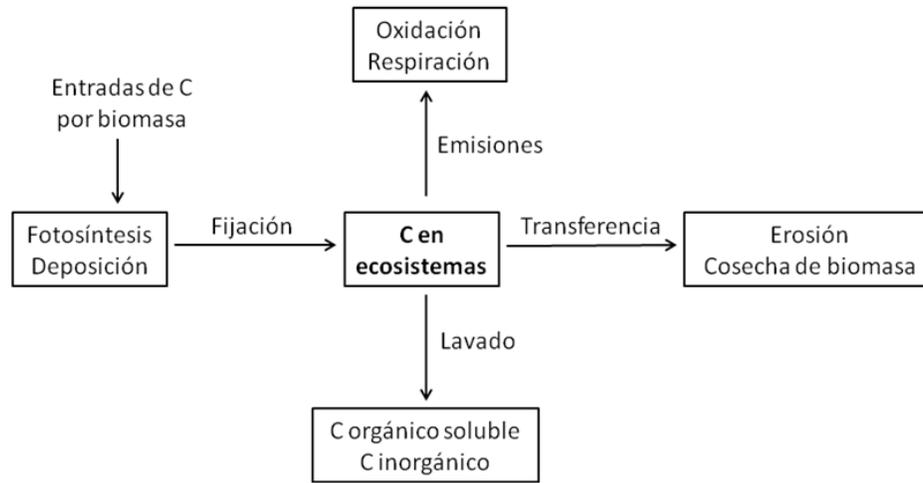


Figura 3. La dinámica de C en los ecosistemas.

Adaptado de Lal 2.004

Zerva (2.004) expresa que en el sector agropecuario, la adopción de ciertas prácticas de uso y manejo de los sistemas podrían contribuir a reducir estas pérdidas e incrementar el C secuestrado en ecosistemas terrestres.

Los sistemas pastoriles y silvopastoriles mejorados y bien manejados, representan una importante alternativa de recuperación de áreas degradadas y muestran un alto potencial de captura de C (Fisher *et al.* 1.994; Cuellar *et al.* 1.999; Amézquita *et al.* 2.005; Puig *et al.* 2.011).

En este contexto, aumentos en la captura de GEI por el 40 % de la superficie terrestre cubierta con pasturas, puede tener un importante impacto en la disminución de la concentración de CO₂ atmosférico (‘t Mannetje 2.007). Houghton *et al.* (1.995) estimaron que la cantidad de carbono almacenado en las pasturas tropicales en biomasa y en suelo es de 16 a 48 Mg.ha⁻¹.

Se estima que la actividad agropecuaria representa entre 10-12 % del total de emisiones antropogénicas de GEI a nivel mundial, con 5,1-6,1 Gt CO₂ eq.año⁻¹ (IPCC 2.007). El cambio de uso del suelo es el factor que más contribuye en el sector agropecuario. Los sistemas pecuarios representan un 9 % del total de emisiones (Soussana *et al.* 2.010). Sin embargo, a nivel mundial los agroecosistemas poseen importantes reservas de C (IPPC 2.001), principalmente en el suelo como materia orgánica. De esta manera, el sector agropecuario cumple un papel destacado como sumidero de C con una contribución estimada de 89 % (IPCC 2.007; Soussana *et al.* 2.010).

A nivel mundial, se estima que el potencial de secuestro de C como carbono orgánico del suelo (COS) es de 0,01-0,3 Gt C.año⁻¹. Considerando que existen 3,7

billones de hectáreas con pasturas permanentes (Lal 2.004), los sistemas pastoriles podrían compensar hasta un 4 % de las emisiones de GEI (Soussana *et al.* 2.010).

Entre los principales factores que regulan las entradas y salidas de C edáfico, podemos señalar a las características climáticas, tipo de suelo y las prácticas de manejo implementadas en los sistemas agropecuarios (elección de especies, rotación de cultivos, uso de fertilizantes y/o enmiendas orgánicas, tipo y frecuencia de labranza, frecuencia e intensidad de pastoreo) (Conant *et al.* 2.001; Franzluebbbers y Stuedemann 2.009).

Lal (2.004) señala que algunas prácticas de manejo implementadas en los sistemas pastoriles permitirían mejorar la entrada de C al sistema, mientras que otras, incrementarían las pérdidas de los niveles de C (Tabla 2).

Tabla 2. Prácticas de manejo en sistemas pastoriles que incrementan las entradas ó pérdidas de carbono (C).

Prácticas que favorecen las entradas de C	Prácticas que incrementan las pérdidas de C
Pastoreo controlado/rotativo	Sobrepastoreo
Introducción de especies mejoradas adaptadas	Especies poco productivas
Manejo integrado de nutrientes	Uso irracional de fertilizantes
Conservación del suelo y agua	Ausencia de cobertura o prácticas contra la erosión
Fuego prescripto/ No quemar	Quema indiscriminada

Piñeiro (2.006) y Nasca (2.007) destacan la necesidad de complementar estrategias de manejo sustentables (aumentar el secuestro de C y la provisión de otros servicios ecosistémicos) con planteos productivos atractivos (y rentables) para los productores agropecuarios. Además, Piñeiro (2.006) señala que la ganadería es la actividad que implicaría el menor grado de alteración del ecosistema original, y jugaría un papel central en el desarrollo de sistemas de producción sostenibles en ambientes frágiles, asegurando la producción de bienes y servicios de mercado y ecosistémicos. Comprender el impacto de diferentes planteos de manejo sobre los distintos procesos y componentes de los ecosistemas es un elemento imprescindible para desarrollar estos sistemas.

Las consideraciones precedentes promueven el análisis de los sistemas pastoriles, especialmente los de Argentina y en particular los de la región del noroeste argentino (NOA), en orden a establecer la posibilidad de los mismos para actuar como sumideros de carbono.

II.- ANTECEDENTES

II.1.- Sistemas pastoriles de bovinos para carne en Argentina.

El consumo mundial de carne vacuna está creciendo ininterrumpidamente. La demanda de la misma creció a razón de 2 % en el período 1.993-2.004, y está creciendo actualmente a razón del 2,3 % anual, y lo hará a tasas cercanas al 3 % hacia el 2.020 (Sal 2.010). Por su parte, la producción de carne vacuna también está creciendo pero a tasas menores que la demanda.

El reconocimiento internacional de la calidad de carne argentina, y el actual status sanitario de país libre de aftosa con vacunación y libre de encefalopatía espongiforme bovina, coloca a la Argentina muy cercana del circuito comercial preferencial de elevados precios internacionales. Todo ello redondea una perspectiva internacional muy favorable en el corto y mediano plazo, con precios en alza para la carne exportada por Argentina (Sal 2.010).

El mercado interno del país, por su parte, es un importante demandante de la carne vacuna. El consumo de ésta se incrementó desde 57 kg.capita⁻¹ en el año 2.002 a 68 kg.capita⁻¹ en el año 2.006. Actualmente, el consumo disminuyó levemente (66 kg.capita⁻¹) debido a la restricción de la oferta y a la competencia con la demanda externa (Sal 2.010). Se considera que al igual que lo previsto para el mercado externo, la demanda interna se mantendrá tonificada, con precios sostenidos en los próximos años, debido a la tradición en el consumo de carne vacuna, como así también a la recuperación del poder adquisitivo de la población (Sal 2.010).

Sin embargo, en los últimos 4 años, la ganadería nacional perdió más de 9 millones de cabezas, registrándose al mismo tiempo una fuerte migración de la actividad de la zona pampeana a las otras regiones, en mayor medida al noreste argentino (NEA) y noroeste argentino (NOA) (Sal 2.010). Por esta razón, y por crecimiento propio, el NOA hoy tiene una mayor participación en la ganadería nacional.

II.1.2.- Sistemas pastoriles de bovinos para carne en el NOA.

El NOA es una de las seis regiones agroecológicas de la República Argentina, caracterizada por tener clima subtropical con estación seca, que abarca una gran diversidad de ambientes, desde árido de alta montaña al oeste hasta semiárido en la llanura Chaqueña, pasando por subtropical serrano húmedo (Nasca 2.007). Está conformado por las provincias de Salta, Jujuy, Tucumán, Santiago del Estero, Catamarca y La Rioja.

El NOA posee la mayor diversidad ambiental del territorio argentino. El paisaje agropecuario inserto en él no escapa a esta característica, conformada por una matriz de ambientes naturales de 10 millones de hectáreas en el que se encuentran mosaicos agrícolas discontinuos. La ubicación, forma y tamaño de estos últimos están determinados, principalmente, por la conjugación de factores climáticos, edáficos y topográficos (Volante *et al.* 2.005).

Las lluvias en toda la región son de régimen monzónico, muy concentradas en el verano, con valores superiores al 60 %. Los veranos son muy calurosos y los inviernos moderados. Existe una prolongada época seca durante el invierno y la primavera. Como una característica distintiva de la región cabe destacar la variabilidad en cuanto a la cantidad de lluvia caída entre años (Volante *et al.* 2.005).

Los cultivos agrícolas extensivos ocupan 2,8 millones de hectáreas, con predominio de suelos caracterizados como Haplustoles (40,8 %) y Argiustoles (29,6 %) (Volante *et al.* 2.005). La superficie agrícola destinada a cultivos extensivos (soja, maíz, poroto, algodón, trigo y cártamo) se ha incrementado a razón de 65.200 ha.año⁻¹ (Volante *et al.* 2.005), lo que ha determinado que sea la región del país que ha sufrido la mayor modificación en el paisaje en los últimos 30 años (Volante *et al.* 2.005). Los mismos autores señalan que dicho crecimiento se hizo a expensas de cambios en la ocupación del suelo por medio de dos mecanismos: incorporación de tierras por medio de desmotes, y ocupación por medio del remplazo o sustitución de actividades (por ejemplo, remplazo de la ganadería por la agricultura).

La existencia ganadera bovina en el país asciende a 60 millones de cabezas de ganado (Sal 2.010). En el NOA las existencias totales de vacunos crecieron significativamente, a pesar de que el stock nacional disminuyó. Las causas son varias: sequía en las zonas ganaderas principales del país, relocalización o redistribución del ganado hacia la región NOA, y continuidad del proceso de intensificación que se está dando en la misma región (Sal 2.010).

La mayor cantidad de hacienda vacuna de la región del noroeste (80 %) se concentra en el Umbral al Chaco y en el Chaco semiárido ganadero. Un 90 % del área está ocupada con recursos naturales y el resto ha sido desmontado para explotación agrícola y/o ganadera (Nasca 2.007).

El NOA posee 24,7 millones de hectáreas con aptitud para la ganadería vacuna, distribuidas en las zonas agro-económicas del centro y este de la región (Sal 2.010). La producción bovina se realiza en sistemas pastoriles extensivos y semi extensivos, sobre pastizales y bosques naturales degradados, con un fuerte componente de leñosas arbustivas y arbóreas que limitan severamente la oferta de forraje y la capacidad de carga animal de los sistemas (Orellana 2.003; Nasca 2.007). Las forrajeras nativas más destacadas son *Setaria* spp., *Gouinia* spp. y *Trichloris* spp., que aportan entre 1.500 y 3.000 kg MS.ha⁻¹.año⁻¹. La producción bovina de la región, y particularmente de Tucumán, resulta en su conjunto altamente deficitaria, cubriendo el consumo solo en un 39% de la demanda regional (Orellana 2.003).

Sal (2.010) señala que en la región es posible duplicar la capacidad de carga, implantando entre un 8 % y 20 % de las áreas más degradadas con pasturas megatérmicas perennes, e incrementando los niveles de eficiencia de uso de la biomasa forrajera hasta el 60%. Los terneros de esta zona de cría podrían ser invernados en un ciclo corto, menor de 12 meses, sobre pasturas megatérmicas, mejorando así el autoabastecimiento de carne bovina (Nasca 2.007).

El desarrollo de los sistemas ganaderos pastoriles de la región está ligado a la conservación de los pastizales productivos existentes, y a la implantación de pasturas megatérmicas en sitios degradados de baja y muy baja productividad forrajera.

II.1.2.1.- Pasturas megatérmicas: *Chloris gayana* cv Finecut.

La ganadería de nuestro país es esencialmente de base pastoril. Los principales recursos forrajeros son las pasturas perennes, verdes invernales y estivales, rastrojos de cosecha y pastizales naturales, cuya combinación en cada agroecosistema determina una cadena forrajera (De León y Boetto 2.004).

El primer paso para lograr una alta producción ganadera es procurar producir la máxima cantidad de forraje posible. Pero esto no es suficiente, ya que la respuesta productiva de un determinado sistema ganadero va a depender, no sólo de cuál sea su base forrajera, sino de cómo sea utilizado el forraje producido y transformado en producto animal (De León y Boetto 2.004).

El ambiente donde se asienta principalmente la ganadería bovina en la región NOA, está enmarcado dentro de la subtropicalidad (Ricci 2.006). El subtropico argentino presenta limitantes climáticas y edáficas que actúan como condicionantes en la adaptación de las especies forrajeras (Ricci 2.006; Pérez y Martínez Calsina 2.008). Es por ello necesario evaluar especies forrajeras que sean productivas, persistentes, palatables y de alta calidad nutritiva (Pérez y Martínez Calsina 2.008).

Las pasturas perennes contribuyen a mejorar las características del suelo ya que generan una alta cobertura del suelo (relativamente continua), permiten el secuestro de C e incrementan el reciclaje de nutrientes (Pérez y Martínez Calsina 2.008). Las pasturas C₄ megatérmicas ofrecen una alternativa viable para incrementar la productividad de los sistemas pastoriles y silvopastoriles de la región NOA, la cual se caracteriza por su elevada radiación solar, déficit hídrico (otoño-primaveral), altas temperaturas estivales, heladas en invierno, concentración de lluvias en verano, y suelos frágiles, muchos de ellos con problemas muy acentuados de salinidad y sodicidad (Ricci 2.006).

Pérez y Martínez Calsina (2.008) expresan que estas pasturas, originarias de África, han evolucionado en un ambiente tropical y subtropical desarrollando adaptaciones fisiológicas y morfológicas que las hacen más eficientes en el uso de los recursos lumínicos, térmicos e hídricos. Al mismo tiempo, al sufrir el impacto del pastoreo, fueron adquiriendo mecanismos tolerantes a los efectos de defoliación y pastoreo. Por otro lado, cobra relevancia su mecanismo fotosintético C₄, que les confiere una mayor eficiencia en la captura de CO₂ debido a que no se saturan a medida que la intensidad luminosa aumenta (Pérez y Martínez Calsina 2.008).

En la región NOA fueron tres las pasturas megatérmicas pioneras: *Chloris gayana*, *Cenchrus ciliaris* y *Panicum máximum*. Posteriormente se sumaron otras como *Brachiaria brizantha*, *Panicum coloratum*, *Setaria sphacelat* y *Digitaria eriantha* (Pérez y Martínez Calsina 2.008).

Las diferencias de comportamiento y atributos existentes dentro del grupo de pasturas megatérmicas, determinan su capacidad de adaptación en los distintos ambientes (Ricci 2.006). En ambientes con suelos salinos, en los cuales dicha característica constituye la principal limitante en la producción forrajera, se implanta *Chloris gayana*.

Chloris gayana es una poácea perenne, erecta, estolonífera, cespitosa (aunque puede formar matas) y de polinización cruzada. Sus tallos floríferos tienen 0,6-1,4 m de altura. Las hojas pueden tener hasta 0,50 m de longitud y 20 mm de ancho (Martínez Calsina 2.009). Posee raíces robustas y profundas, las que le confieren un apreciable grado de resistencia a la sequía (Pérez y Martínez Calsina 2.008). Ricci (2.006) informó que las raíces de *Chloris gayana* pueden alcanzar los 4 metros de profundidad, pudiendo extraer agua de dicha profundidad, pero el volumen importante de biomasa radicular se concentra en los primeros 30 cm de suelo.

Esta especie prospera en zonas que reciben una precipitación media anual de 600-1.000 mm, y crece en un amplio rango de suelos, desde arcillosos a arenosos, y en un rango de pH de 5 a 8,3 (Martínez Calsina 2.009). *Chloris gayana* es una pastura con gran plasticidad para adaptarse a diferentes condiciones de suelo; su producción primaveral es temprana, es de fácil implantación, alta persistencia y tolerante a la salinidad (Ricci 2.006).

Particularmente, el cultivar Finecut (Fig. 4) presenta un alto potencial de producción de semilla, gran facilidad de implantación, moderada tolerancia a condiciones de sequía, y alta tolerancia a condiciones de salinidad y sodicidad del suelo (Martínez Calsina 2.009).



Figura 4. Fotografías de *Chloris gayana* cv Finecut.
a y b-) *Chloris gayana* cv Finecut en floración; c-) *Chloris gayana* cv Finecut en pastoreo; d-) *Chloris gayana* cv Finecut diferida.

En ambientes frágiles, como los de la llanura deprimida salina de Tucumán, las pasturas megatérmicas bien manejadas permiten tener sistemas ganaderos productivos, estables, resilientes y sustentables.

II.2.- Ciclo del carbono

El carbono (C) es el cuarto elemento de mayor abundancia en el mundo y es absolutamente esencial para la vida terrestre. Cada organismo sobre la Tierra necesita del carbono ya sea para su estructura, su energía o ambos. En el planeta Tierra, el C circula a través de los océanos, de la atmósfera, la litosfera y la biosfera, en un gran ciclo biogeoquímico, el cual puede definirse como la sucesión de transformaciones químicas, físico-químicas y bioquímicas que sufre este elemento a lo largo del tiempo.

El ciclo del carbono es de gran importancia para la regulación del clima de la Tierra, y en él se ven implicadas actividades básicas para el sostenimiento de la vida. El ciclo global del C puede ser dividido en dos componentes: geológico y biológico.

- **Ciclo geológico:** regula la transferencia de carbono entre la **atmósfera y la litosfera** (océanos y suelo). El CO₂ atmosférico se disuelve con facilidad en agua, formando ácido carbónico que ataca a los silicatos que constituyen los minerales de las rocas, resultando iones bicarbonato. Estos iones disueltos en agua alcanzan el mar, son asimilados por los animales para formar sus tejidos, y tras su muerte se depositan en los sedimentos. El retorno a la atmósfera se produce en las erupciones volcánicas, tras la fusión de las rocas que lo contienen. Además, hay ocasiones en las que la materia orgánica queda sepultada, sin contacto con el oxígeno que la descomponga, produciéndose así la fermentación que lo transforma en carbón, petróleo y gas natural. Este ciclo funciona en una escala temporal de millones de años, al verse implicados los mecanismos geológicos.
- **Ciclo biológico:** comprende los intercambios de carbono (CO₂) entre los **seres vivos y la atmósfera**, es decir **la fotosíntesis**, proceso mediante el cual el carbono queda retenido en las plantas y **la respiración** que lo devuelve a la atmósfera. Este ciclo es relativamente rápido, estimándose que la renovación del carbono atmosférico se produce cada 20 años.

El ciclo del C gira especialmente alrededor del CO₂, ya que constituye la especie química predominante en la atmósfera. Mediante la fotosíntesis, las plantas absorben el CO₂ atmosférico y lo acumulan en sus tejidos aéreos y subterráneos. Los animales herbívoros se alimentan de estos vegetales, de los que obtienen energía, para después transferir esa energía a los restantes niveles tróficos de la cadena alimenticia. Existe liberación de C como CO₂ a la biosfera por la respiración de las plantas y animales, la quema de vegetación y la descomposición de la materia orgánica (Amézquita *et al.* 2.005) (Fig. 5).

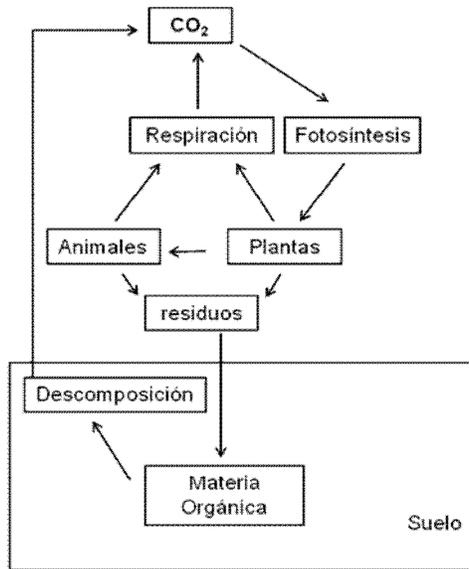


Figura 5. Esquema ciclo biológico de carbono.

Así, el C fijado por las plantas se transforma en moléculas móviles que se asignan a las diferentes estructuras de las plantas para satisfacer sus demandas fisiológicas y estructurales. Esta asignación determina las rutas por las cuales se dará posteriormente el flujo de C al suelo. Se estima que los ecosistemas terrestres intercambian 125.000 millones de toneladas de C entre la atmósfera, la vegetación y el suelo (FAO 2.001; Amézquita *et al.* 2.005).

De esta manera, el C en ecosistemas terrestres circula activamente por diferentes compartimentos, pudiendo dividirse estos en dos fundamentales: productividad primaria y materia orgánica del suelo (Fig. 6).

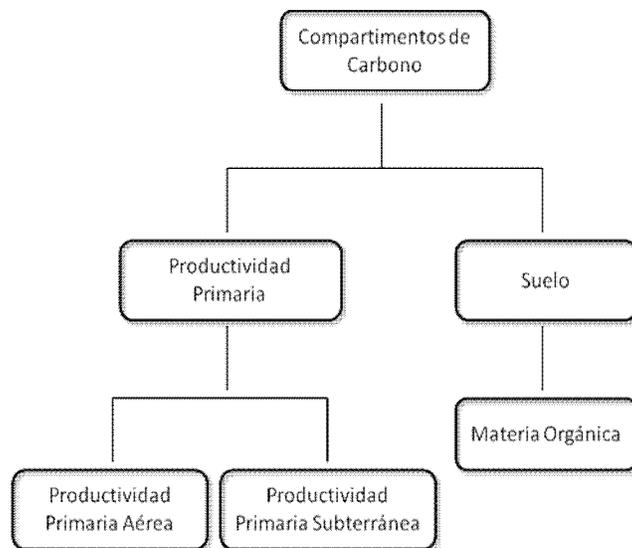


Figura 6. Esquema compartimentos de carbono en sistemas.

Mora Calvo (2.001) indica que la cantidad de C que cualquier ecosistema vegetal puede inmovilizar está relacionado con la productividad primaria del mismo. La productividad primaria (PP) de un ecosistema, definida como su capacidad de generar biomasa vegetal, es uno de sus atributos claves tanto desde el punto de vista agropecuario como ecológico (McNaughton *et al.* 1.989; Schlesinger 1.997; Jobbágy y Jackson 2.000).

La productividad primaria y la materia orgánica del suelo (MOS) están estrechamente relacionadas. La PP determina la disponibilidad de detritos para la formación de la MOS, y por ende, la acumulación de C y N orgánico en el suelo. Recíprocamente, la MOS determina a la PP en el largo plazo, a través de su efecto sobre la fertilidad del suelo, particularmente sobre la disponibilidad de N para el crecimiento de las plantas (Piñeiro 2.006).

Según Piñeiro (2.006), la PP y la MOS son probablemente el flujo y el componente estructural más importante de los sistemas. El mismo autor sostiene que la PP representa las entradas de C al ecosistema, y por lo tanto, define la energía disponible para el resto de los niveles tróficos.

La productividad primaria representa las ganancias totales de C del ecosistema (McNaughton *et al.* 1.989; Scurlock *et al.* 2.002; Piñeiro 2.006) y comprende a la productividad primaria aérea (biomasa forrajera, biomasa arbórea y mantillo) y productividad primaria subterránea (raíces) (Fig. 6).

II.3.- Productividad primaria

II.3.1.- Productividad primaria aérea

II.3.1.1.- Biomasa arbórea

En la actualidad, desde la celebración de la reunión de Kyoto (2.007), se comenzó a percibir a los bosques y montes nativos como productores de servicios ambientales para la sociedad en su conjunto (Gasparri *et al.* 2.004). Los bosques y sistemas boscosos juegan un papel destacado en el ciclo de C. La vegetación nativa ocupa 29 % de la superficie terrestre, y es responsable de más del 80 % del intercambio entre la vegetación, el suelo y la atmósfera (Amézquita *et al.* 2.005).

Estas formaciones naturales suelen presentarse como ecosistemas cerrados, con especies vegetales que co-habitan en equilibrio. Son ecosistemas dinámicos, capaces de producir su propio alimento, transformar y descomponer los residuos (Amézquita *et al.* 2.005).

La eliminación de la superficie con árboles es responsable del 10 al 20 % de las emisiones de CO₂ a la atmósfera (Amézquita *et al.* 2.005), ya que un gran contenido del C en estos sistemas se encuentra almacenado en la biomasa arbórea. Se sabe que la biomasa de árboles y su producción son un importante sumidero de C (Mora Calvo 2.001).

Gasparri *et al.* (2.004) indican que los estudios de biomasa son importantes porque permiten evaluar los efectos de intervención con respecto al equilibrio del

ecosistema, y señalan que la extensa superficie de bosques con que cuenta Argentina podría contribuir en gran medida a la mitigación de las emisiones de CO₂.

Estudios realizados en bosques secundarios y plantaciones de Costa Rica encontraron valores de C en la biomasa de 28,09 Mg.ha⁻¹ a 67,90 Mg.ha⁻¹, dependiendo de la edad de los árboles, lo que representó una tasa de fijación promedio para los mismos de 3 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ (Fonseca *et al.* 2.008).

Mayores valores en biomasa fueron informados por Hughes *et al.* (1.999) en árboles de 16 años de edad, con 272 Mg.ha⁻¹. En bosques secundarios de 15 años de edad, y bosques primarios en climas húmedos y per-húmedos de Costa Rica se registraron valores de 162,01 Mg.ha⁻¹ y 324,1 Mg.ha⁻¹, respectivamente (Corrales 1.998).

También se conoce que la acumulación de carbono en la biomasa de árboles es más rápida que en el suelo, y que la misma representa un componente de C destacado en estos sistemas (Valero 2.004). Ortiz *et al.* (2.008) indican que en sistemas agroforestales el C fijado en la biomasa de árboles está entre 80-85 % del C total, mientras que Fonseca *et al.* (2.008) y Arce *et al.* (2.008) muestran valores cercanos al 40 % de C en biomasa.

En un estudio realizado por Gasparri *et al.* (2.004) se relevaron 4 formaciones boscosas nativas en Argentina para obtener datos de biomasa (en materia seca) y C. Los valores de materia seca (MS) fueron de 98,8 Mg MS.ha⁻¹ en el Parque Chaqueño; 266,24 Mg MS.ha⁻¹ en la Selva Misionera; 172,87 Mg MS.ha⁻¹ en la Selva Tucumano Boliviana y 540,20 Mg MS.ha⁻¹ en el Bosque Andino Patagónico.

Se conoce que el carbono captado por cada región forestal depende de la superficie de la región y del incremento medio anual de materia seca por hectárea para cada tipo de bosque. En el trabajo realizado por Gasparri *et al.* (2.004) se encontraron valores de incremento en biomasa seca de 1 Mg MS.ha⁻¹.año⁻¹ para la región Parque Chaqueño, lo que significa 0,5 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹, es decir, 1,833 Mg CO₂.ha⁻¹.año⁻¹ fijados. Para la Selva Tucumano Boliviana se adoptó un valor de 2.5 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ que equivale a 4,582 Mg de CO₂.ha⁻¹.año⁻¹.

II.3.1.2.- Biomasa herbácea y forrajera

La necesidad de habilitar nuevas áreas para la explotación ganadera, sumado al hecho de que sobre pastizales naturales no se alcanzan niveles productivos rentables, actualmente es necesario incorporar pasturas perennes adaptadas a ambientes marginales que puedan generar una buena oferta forrajera en época estival. En los sistemas pastoriles de producción bovina, la productividad está principalmente condicionada por la producción de forraje (Ricci 2.006; Nasca 2.007). El desafío es aumentar la producción de pasto (en calidad y cantidad) mediante la implantación de pasturas megatérmicas. La implantación de estas especies no sólo cambiaría la oferta forrajera, sino que además generaría un cambio positivo a mediano y largo plazo sobre los suelos, por el gran desarrollo radicular de estas especies y el aporte de mantillo, que aumenta la materia orgánica del suelo (Ricci 2.006; Nasca 2.007).

Estudios realizados previamente en la región NOA denotan que existe una gran variabilidad en la producción y distribución de una misma pastura en distintas zonas, de un mismo genotipo en un mismo lugar, y de distintos cultivares de una misma especie. Esta variabilidad está relacionada con numerosos factores que condicionan la producción de forraje, destacándose para la región la variabilidad y distribución en las precipitaciones (Ricci 2.006) (Fig. 7).

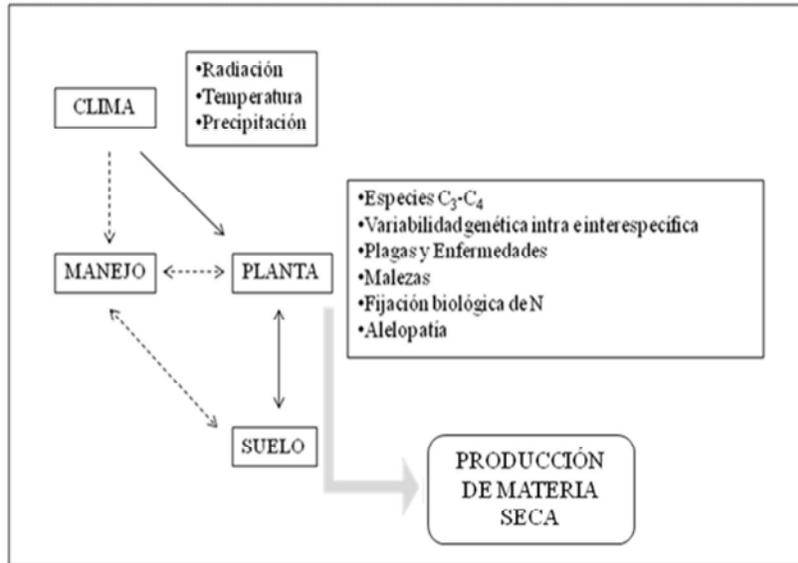


Figura 7. Factores que condicionan la productividad de las plantas.

Fuente: Ricci (2006).

Referencias: Flechas líneas continua, flujo de material; Flechas líneas punteadas, Flujo de información y decisiones de manejo.

En ambientes subtropicales, las pasturas megatérmicas constituyen una opción en sistemas productivos, dada la mayor producción de materia seca, mayor palatabilidad, mejor foliosidad, mejor persistencia al pastoreo y calidad (Cornacchione 2.008). En ese sentido, los sistemas de producción basados en pasturas megatérmicas tienen un gran potencial como sumidero de C por su metabolismo C₄ (Mora Calvo 2.001), el cual les permite mayor capacidad de integrar el CO₂ en la biomasa de las pasturas (aérea y subterránea). Esta biomasa puede ser consumida por los animales, y gran parte de ella (30-70%) regresa al suelo como heces y orina. Parte de los residuos (de origen vegetal y animal) se incorporan al suelo como materia orgánica, principal reservorio de C en ecosistemas terrestres (Mora Calvo 2.001).

En el NOA, las pasturas megatérmicas tienen un crecimiento estival (generalmente de octubre a abril), y durante este período, presentan una tasa de crecimiento alta, ofreciendo una buena cantidad de forraje y de calidad. A medida que la pastura avanza en su ciclo de crecimiento, aumenta la cantidad de forraje a una determinada tasa de crecimiento en kg de materia seca.ha⁻¹.día⁻¹, pero al aumentar su grado de madurez, disminuye su calidad. Esta disminución de calidad se refiere principalmente a una reducción en el contenido de proteína bruta y a un incremento del contenido de fibra. Las mayores tasas de producción están asociadas al estado

reproductivo, cuando se forman los tallos, que a su vez es el momento en que comienza a declinar en mayor medida la calidad de la pastura.

Nasca (2.007) destaca al factor manejo en la producción de pastura, e indica que existe una serie de relaciones entre la pastura y los animales, que son necesarias analizar para decidir sobre la utilización de las mismas: la carga animal, el sistema de pastoreo, el momento, la intensidad y frecuencia del pastoreo y/o corte. Esto afectará a la pastura en su capacidad de rebrote, su potencial de producción y su persistencia. En pasturas megatérmicas, los cortes frecuentes pueden prácticamente inhibir la asimilación de nutrientes y reducir apreciablemente las reservas de carbohidratos (Nasca 2.007). Esto último repercute en un pobre desarrollo del área foliar y afecta, por lo tanto, la tasa fotosintética, la producción de materia seca, y densidad de vegetación (cobertura). El total de materia seca anualmente producida por las forrajeras megatérmicas es mayor cuando menor es la frecuencia de corte a la que fueron sometidas (Ricci 2.006).

En los sistemas ganaderos el sobrepastoreo es una importante causa de degradación de las pasturas, provocando disminución en el rendimiento y productividad. El pastoreo continuo puede ser muy perjudicial para la vegetación y el suelo. En sistemas de pastoreo continuo se observaron baja cobertura vegetal, pobre acumulación de mantillo, muy baja concentración de C orgánico y N y una muy reducida actividad de la flora microbiana del suelo (Yong-Zhong *et al.* 2.005). También se observó que el efecto animal provoca la presencia de suelo desnudo, susceptible a la erosión, con la consecuente pérdida de materia orgánica y la aparición de malezas subarborescentes y arbustivas con alta capacidad de invasión del terreno (Yong-Zhong *et al.* 2.005).

Defoliaciones constantes y/o severas reducen el índice de área foliar, y la reserva de carbohidratos de la planta, provocando un desbalance entre fuente y reservorio que modifica las prioridades en la asignación de C y N (Cruz Hernández *et al.* 2.010). Sin embargo, los efectos degenerativos serán mayores cuando más severas sean las restricciones impuestas por el ambiente para el crecimiento de las plantas; y si la presión ambiental es alta, el estrés provocado por el pastoreo será crítico. Como esto último es manipulable dentro de un sistema, es entonces el hombre el que define el grado de daño al que someterá al agroecosistema en cuestión (Nasca 2.007).

La tasa de crecimiento en pasturas megatérmicas también se encuentra condicionada con el paso del tiempo, siendo diferente según variaciones en la fertilidad del sitio estudiado, las condiciones estacionales durante la vida de la pastura y el sistema de manejo empleado (Robbins *et al.* 1.987). Esta degradación es un proceso dinámico degenerativo, relacionado con una restricción en la disponibilidad de N en el suelo.

Existen diferentes trabajos en pasturas megatérmicas que muestran una respuesta lineal en la producción de materia seca ante el agregado de N vía fertilizante (cuando no hayan otros elementos minerales deficitarios, se cubran las necesidades nutricionales, y las condiciones ambientales no sean limitantes) (Gartner *et al.* 1.967; Del Pozo *et al.* 2.001; Candoti y Berti 2.000). Esto se fundamenta en la influencia positiva que dicho elemento ejerce en los procesos fisiológicos y bioquímicos básicos, relacionados con el crecimiento de la planta (Del Pozo *et al.* 2.001).

La bibliografía consultada remarca que los mayores valores de producción se corresponden con el suministro de N, observándose una rápida acumulación de materia seca hasta alcanzar un valor de producción máximo, el cual varía en función de la especie. De Pozo *et al.* (2.001) relacionan esta rápida respuesta en pasturas megatérmicas a la alta capacidad metabólica de las mismas en los procesos de movilización y síntesis de sustancias orgánicas para la formación y funcionamiento de sus estructuras.

Debido a la estrecha vinculación existente entre C y N en algunas partes de sus ciclos, es posible que la carencia de un elemento limite la circulación y acumulación del otro (Piñeiro 2.006; Franzluebbbers y Stuedemann 2.009). Se plantea entonces la necesidad de incorporar éste elemento en los sistemas, especialmente en aquellos suelos con muchos años de cultivo de poáceas.

II.3.1.3.- Mantillo

Se denomina mantillo al material vegetal senescente que se deposita sobre la superficie del suelo, resultando susceptible a los procesos de descomposición. Constituye la principal fuente de materia orgánica en los sistemas agrícolas, y ejerce un sinnúmero de funciones: regula su temperatura, frena procesos erosivos, regula la humedad edáfica, aumenta la actividad biológica y constituye una importante fuente de nutrientes para las plantas y organismos del suelo (Corbella 2.005). Scholefield *et al.* (1.993) encontraron que el mantillo resulta ser una fuente de nutrientes que contribuye a reponer las pérdidas de los mismos, pero que dicha reposición depende de su concentración en el material muerto. Nasca (2.007) plantea como interrogante si estas contribuciones, principalmente de N, son suficientes para contrabalancear las pérdidas y mantener estable su nivel en el suelo.

Aproximadamente dos tercios de la producción aérea cae y se deposita sobre la superficie del suelo, sufriendo posteriormente un proceso de transformación microbiana e incorporación como materia orgánica del suelo (Brady y Weil 2.008). Guo *et al.* (2.007) mostraron valores de mantillo de 0,5 Mg de MS.ha⁻¹.año⁻¹ y de 0,22 Mg de C.ha⁻¹.año⁻¹ contenido en él, en una pradera de *Themeda triandra* (pastura nativa C₄) en Billy Billy, Kowen Forest, Australia.

Cuando se incorpora material vegetal al suelo se produce, paralelamente a su descomposición, la multiplicación de la flora microbiana que utiliza al mismo como fuente de carbono y energía (Alexander 1.981). Este proceso está regulado por múltiples factores, como cantidad y calidad del residuo que se deposita, elementos nutricionales en el suelo, características edafoclimáticas y manejo (Corbella 2.005; Noé y Abril 2.008). Cualquier factor que afecte la actividad microbiana se encontrará modificando el proceso de descomposición, ya que la eficiencia de conversión del sustrato en biomasa microbiana y de ésta en materia orgánica del suelo humificada se vería alterada, variando consecuentemente la residualidad del aporte carbonado (Alvarez 1.997).

También se conoce que la cantidad de mantillo presente en una comunidad herbácea es el resultado del balance entre la acumulación de restos vegetales y su

descomposición. Esa dinámica, en los ecosistemas pastoriles está gobernada por varios factores; entre ellos el tipo de vegetación, la calidad del mantillo, las condiciones climáticas, la biodiversidad de las comunidades microbianas, la degradación fisicoquímica (particularmente por radiación UV), la cantidad y frecuencia de deposición de restos vegetales, el pastoreo y otras prácticas de manejo (Noe y Abril 2.008).

El aporte de material que puede realizar la pastura al suelo está en relación con el manejo implementado y la cosecha del animal. Por lo tanto, el pastoreo aparece como un factor regulador de la acumulación de restos vegetales, al punto que Williams *et al.* (1.995) han propuesto a la cantidad de mantillo como un indicador de la presión de pastoreo. En concordancia, Murillo Flores (1.999) señala que en sistemas de pastoreo continuo, caracterizado por una alta selectividad sobre la pastura por parte del animal, se dan situaciones de sobrepastoreo y subpastoreo que llevan a una disminución de la cobertura vegetal, y por ende, de mantillo. El uso continuo de la pastura, sin períodos de descanso en la estación de crecimiento, podría contribuir a una disminución de la capacidad de producción de la pastura, de la deposición de los residuos, y a la aparición de suelo desnudo (Nasca 2.007).

Haynes (1.993) y Schuman *et al.* (1.999; 2.002; 2.009) explican que en sistemas pastoriles, el animal a través del consumo juega un papel fundamental en el reciclaje y flujo de nutrientes, ya que esto determina la cantidad de residuos depositados sobre la superficie del suelo.

En cuanto a las condiciones climáticas, se ha reportado que en ambientes tropicales hay escasa estacionalidad de mantillo existente y depositado. Al respecto, Boddey *et al.* (2.004), en el sur de Bahía, Brasil, encontraron que el mantillo existente y depositado de *Brachiaria* durante el año fue relativamente constante, pudiendo ello explicarse por las condiciones climáticas de elevadas precipitaciones y temperatura durante todo el año, que inducen altas tasas de producción y descomposición.

El tipo de vegetación, la cantidad y calidad del mantillo están relacionados. Este último aspecto está influenciado fuertemente por la composición de las especies vegetales a partir del cual se acumula. Es importante la relación entre cantidad y calidad de los residuos depositados, ya que en algunos casos una elevada cantidad de material agregado puede ocasionar una menor velocidad de descomposición como consecuencia de la menor disponibilidad de algún nutriente (Corbella 2.005).

Por otro lado, la relación C/N de los residuos vegetales es un parámetro que evalúa la calidad de los restos orgánicos, es decir, determina el grado de mineralización de los mismos. Generalmente, el contenido de C en la materia seca de las plantas es de aproximadamente 42 %, en contraste, el contenido de N en los residuos es menor y más variable (de <1 a >6 %). El valor de la relación C/N de los residuos orgánicos aplicados sobre la superficie del suelo es muy importante por dos razones:

- Se produce una competencia entre microorganismos, y entre microorganismos y planta por el N disponible cuando los residuos presentan una elevada relación C/N.
- Permite estimar la tasa de mineralización de los residuos y el aporte de nutrientes al suelo, principalmente de N.

La relación C/N de los residuos de las plantas oscila entre 10:1 – 30:1 para leguminosas y hojas verdes jóvenes, hasta valores tan elevados como 600:1 en aserrín (Brady y Weil 2.008). A medida que la planta madura la proporción de proteína en el tejido vegetal disminuye, mientras que el contenido de lignina, celulosa y la relación C/N se incrementan. Esta diferencia en la composición química de los residuos determina diferentes tasas de descomposición. Brady y Weil (2.008) indican que cuando esta relación es mayor a 25, se produce un período de depresión de nitrato, no encontrándose este elemento disponible para la planta. A medida que la descomposición continúa, la relación C/N de los residuos comienza a disminuir como consecuencia de la pérdida de C (por respiración) y la conservación del N en las células microbianas. Los mismos autores afirman que cuando esta relación disminuye hasta 20, el N comienza a ser nuevamente liberado y está disponible en suelo para la planta. Este período de depresión de nitrato puede ser de unos días, semanas o meses, pudiendo ser aún mayor cuando la tasa de descomposición se ve reducida por la elevada cantidad de residuos adicionados y/o la relación C/N. Debido a este período limitante en la disponibilidad de N, sería conveniente suministrar alguna fuente nitrogenada para satisfacer los requerimientos nutricionales de las plantas y microorganismos (Brady y Weil 2.008).

El pastoreo modifica el ingreso de N al suelo, ya que altera la cantidad de material senescente que se deposita en el suelo (Semmartin y Ghera 2.006). En los sistemas levemente pastoreados, la totalidad de N reingresa al suelo a partir del material vegetal senescente. En cambio, en aquellos sistemas pastoriles intensamente pastoreados, entre un 20-40 % del N proviene de heces y orina, promoviendo una circulación de N más rápida. Cabe destacar que estos aportes no tienen una distribución uniforme en toda la superficie del suelo, quedando sujetos a zonas pequeñas denominadas “parches”. Cada uno de estos “parches”, a su vez, presentará una dinámica de nutrientes propia, con distintas magnitudes en su flujo de entrada, salida e intercambio entre el suelo y el material, que estarán regulados parcialmente por la calidad del material agregado (Semmartin y Ghera 2.006).

II.3.2.- Productividad primaria subterránea

II.3.2.1.- Raíces

Las raíces son una parte importante del balance de carbono, ya que grandes cantidades de este elemento se transfieren al suelo por esta vía (Fisher *et al.* 1.994; Jobbágy y Jackson 2.000; Rees *et al.* 2.005). Diversos estudios han demostrado que la importancia de las pasturas en la reducción de los niveles de CO₂ de la atmósfera está ligada a la acumulación de C en el sistema radicular (Frank *et al.* 2.004; Rees *et al.* 2.005), y posterior descomposición e incorporación del mismo en el suelo (Nguyen 2.003).

Rees *et al.* (2.005), a su vez, destacan el aporte que realizan las raíces al C del suelo a través de la liberación de compuestos carbonados en procesos de exudación, secreción, descamación y lisis de las células y tejido radicular (rizodeposición). Los mismos autores expresan que aproximadamente entre 5-10 % del C es liberado al suelo.

Se han registrado aportes de 1-2,8 $\mu\text{g C}\cdot\text{mg}^{-1}$ de MS radicular en descamación, y 4-19 $\mu\text{g C}\cdot\text{mg}^{-1}$ de MS radicular por producción de mucílago (Nguyen 2.003). Los factores que alteren el crecimiento y desarrollo radicular serán factores que modifiquen los patrones de rizodeposición. Al respecto, Van der Krift *et al.* (2.001) encontraron una correlación positiva entre biomasa de raíces y rizodeposición.

Glover *et al.* (2.010) observaron que los sistemas con pasturas perennes presentan mayor contenido de C en raíces, mayor longitud radical, y mayores niveles de C y N en profundidad, con respecto a cultivos anuales. Muestreos repetidos en sitios con pasturas mostraron incrementos en carbono orgánico del suelo, encontrándose relacionado éste aumento con las altas tasas de producción de raíces de los pastos (Cerri *et al.* 1.991; Fisher *et al.* 1.994; Nepstad *et al.* 1.994; Franzluebbbers y Stuedemann 2.009).

Botero (2.003) estima que entre el 40 y el 85% de la productividad primaria neta de las pasturas se encuentra en las raíces, y atribuye esta característica a que las pasturas megatérmicas han sido seleccionadas para lograr una adaptación a factores abióticos (climáticos y edáficos) y bióticos (plagas y enfermedades) y tolerancia a moderadas presiones de pastoreo.

Resulta importante no sólo estudiar la cantidad de raíces y el contenido de C en ellas, sino también su distribución en el perfil del suelo. Fisher *et al.* (1.994) destacan el papel de las raíces como reserva de C en partes profundas del perfil. Sin embargo, Fisher *et al.* (2.007) señalan que la mayoría de los estudios realizados están limitados a los primeros 15 cm de suelo, por ser la zona de mayor actividad biológica, estrechamente vinculada con la toma de nutrientes de la solución de suelo por las plantas. Rao *et al.* (2.001), Ramírez *et al.* (2.009) y Carter *et al.* (2.009) observaron que más del 80% de las raíces se encontraron en las capas superficiales, en especial en los primeros 30 cm de profundidad, y relacionaron esta circunstancia con especies vegetales que crecen en suelos pobres en nutrientes y con la actividad biológica en los primeros centímetros del suelo.

La producción de raíces está afectada por factores como el manejo, los periodos de pastoreo, la carga animal y las condiciones del suelo (Fynn *et al.* 2.003; Wise y Abrahamson 2.007; Thorne y Frank 2.009; Ramírez *et al.* 2.009). Trujillo *et al.* (2.005) estimaron la productividad primaria subterránea en los Llanos de Colombia en una sabana nativa (SN), una pradera de *Briachiaria humidicola* degradada, una pradera de *Brachiaria dictyoneura* bien manejada y una pradera mixta de *Arachis pintoi* y *Brachiaria dictyoneura*. Los autores encontraron que en praderas bien manejadas de pasturas introducidas, la producción de raíces fue 3 veces mayor con respecto a SN.

Por lo tanto, Robbins *et al.* (1.987) y Boddey *et al.* (2.004) señalan la necesidad de evaluar el efecto de la fertilización nitrogenada en la biomasa aérea y subterránea, y su relación con el secuestro de C en sistemas pastoriles.

II.4.- Carbono en el suelo

El almacenamiento y secuestro de C y la conservación de N en suelo son de particular interés científico y político como estrategias de manejo para mitigar las

emisiones de gases de efecto invernadero (Franzluebbers y Stuedemann 2.009). El mencionado interés se debe a que el suelo constituye el principal reservorio de C sobre la superficie terrestre, almacenando al mismo como carbono orgánico (CO) (Schlesinger 1.997; Jobbágy y Jackson 2.000; IPCC 2.001; Janzen 2.004).

Se estima que a una profundidad de un metro, el suelo contiene entre 1.500-2.000 Pg de C en varias formas orgánicas, desde residuos recientemente incorporados hasta compuestos recalcitrantes humificados (Janzen 2.004). Aproximadamente un tercio de este CO se encuentra en suelos forestales, otro tercio en suelos de pasturas y sabanas, y el tercio restante en humedales, suelos agrícolas y otros biomas (Janzen 2.004). En condiciones aeróbicas del suelo, gran parte del carbono que ingresa al mismo es lábil y solo una pequeña fracción (1%) del que ingresa (55 Pg.año^{-1}) se acumula en la fracción húmica estable ($0,4 \text{ Pg.año}^{-1}$) (Ramos Veintemilla 2.003).

Jobbágy y Jackson (2.000) y Follet *et al.* (2.001) expresan que el almacenamiento de CO en los ecosistemas está controlado por el balance entre entradas de C y salidas por el proceso de descomposición. Las entradas de carbono al suelo provienen de diferentes fuentes como: mantillo, raíces y la rizodeposición de las diferentes plantas que componen el sistema, y en algunos casos, las excretas de los animales. La cantidad, calidad y frecuencia en los aportes de los residuos son factores esenciales para la formación de materia orgánica del suelo y los procesos de humificación en los ecosistemas terrestres (Muñoz Vargas 2.006). Las salidas están determinadas principalmente por la oxidación de la MOS en forma de CO_2 .

Las prácticas que tiendan a incrementar la producción y crecimiento vegetal, y el aporte de residuos, contribuirán a aumentar los niveles de CO en suelo. Es por ello que la historia y el uso de suelo tienen un impacto importante en el secuestro de C (Lal 1.999; 2.004 y Follet *et al.* 2.001).

Conant *et al.* (2.001), Li *et al.* (2.007) y Franzluebbers y Stuedemann (2.009) destacan al manejo de suelos de los agroecosistemas como factor clave en el secuestro de C, ya que en cierta condición climática, la cantidad, calidad y distribución de la MOS está regulada por la especie vegetal seleccionada, las prácticas de rotación, uso de fertilizantes y/o enmiendas orgánicas, tipo y frecuencia de labranza, y por la frecuencia e intensidad de pastoreo.

El sobrepastoreo en sistemas pastoriles es una importante causa de degradación de las pasturas, ya que quiebra el equilibrio entre el reciclaje de nutrientes acumulados, reduciendo el crecimiento de la pastura, y por ende, disminuyendo el aporte de residuos aéreos y subterráneos, y la cobertura, e incrementando la respiración edáfica (desprendimiento de CO_2) (Nasca 2.007; Li *et al.* 2.007). Un correcto planteo ganadero aporta materia orgánica y fertilidad al sistema (Díaz Zorita 1.997), y el establecimiento de pasturas perennes con poáceas, durante al menos 3 a 5 años, permite la recuperación física y bioquímica de los estratos superiores de suelos degradados (Díaz-Zorita y Davies 1.995).

Ramos Veintemilla (2.003) señala que el carbono orgánico presente en los suelos naturales representa un balance dinámico entre la absorción de material vegetal muerto y la pérdida por descomposición (mineralización). Cuando se produce su habilitación para ganadería u otra actividad agrícola suele producirse una pérdida de

MOS. La capacidad del suelo para recuperar y mantener niveles iniciales de MOS, o intensificar su descenso dependerá del manejo posterior a la habilitación (Lavado *et al.* 1.995; Schuman *et al.* 1.999; Conant *et al.* 2.001; Conant y Paustian 2.002; Schuman *et al.* 2.002; Piñeiro 2.006; Amézquita *et al.* 2.007). Al respecto, Janzen (2.004) expresa que los flujos de C en el agroecosistema pueden ser administrados a través de las decisiones de manejo, y por ende, se podría decidir qué funciones de suelo pueden ser estimuladas de acuerdo a las necesidades de cada sistema en particular en un tiempo y espacio determinado. Basándose en estos trabajos y conceptos, se propone al pastoreo como un potencial instrumento para secuestrar C (Piñeiro 2.006).

Para evaluar esta potencialidad de secuestro en sistemas pastoriles surge la necesidad de evaluar no sólo el contenido de CO, sino también las fracciones del mismo. Piñeiro (2.006) expresa que los cambios de uso de suelo y el manejo de los agroecosistemas provocan alteraciones en las reservas de MOS que pueden ser oscurecidas por la gran cantidad de materia orgánica recalcitrante que es inalterable en el corto y mediano plazo. Por el contrario, es esperable observar grandes cambios en las fracciones de materia orgánica de reciente formación. La separación de estas fracciones utilizando tamices (Cambardella y Elliot 1.992) o con soluciones de alta densidad (Álvarez *et al.* 1.998), ha sido empleada con éxito por otros autores para evaluar los efectos de la agricultura y las forestaciones/deforestaciones sobre el CO (Chan *et al.* 2.002; Corbella 2.005). En estudios sobre secuestro de C, entonces, resulta también de gran interés estudiar el CO y las fracciones del mismo porque permitirían conocer y comprender la dinámica del CO en sistemas con intervención animal. Según Muñoz Vargas (2.006), el conocimiento de la dinámica del CO es esencial para entender el flujo de C en suelo, y la evaluación se puede realizar a través del estudio de las fracciones de C, definidas en base a tiempos de residencia.

II.4.1.- Fraccionamiento del carbono orgánico

Desde su ingreso al suelo, los residuos orgánicos sufren una serie continua de transformaciones, por lo que simultáneamente podemos encontrar una amplia variedad de compuestos orgánicos, sin límites definidos. Generalmente se utiliza el término fracción para describir un componente medible de la MOS (Galantini y Suñer 2.008). Una separación útil debería permitir aislar fracciones de la MOS de forma tal que tengan un significado funcional diferente, que sean sensibles para detectar efectos de corto plazo de los diferentes sistemas de producción y que aporten información relevante sobre el ciclado y la disponibilidad de nutrientes (Galantini y Suñer 2.008).

El fraccionamiento físico de los componentes orgánicos del suelo se basa en la función de los minerales edáficos dentro de la estabilización y el ciclado de la MOS. Se lo puede considerar químicamente menos destructivo y sus resultados directamente relacionados con la estructura y función de la MOS *in situ* (Muñoz Vargas 2.006).

La materia orgánica del suelo puede dividirse en tres fracciones diferentes que se interrelacionan entre sí:

- **Fracción Activa:** constituida por materiales de fácil descomposición, principalmente residuos vegetales y animales parcialmente descompuestos,

detritus y sustancias no húmicas (ácidos orgánicos y proteínas de bajo peso molecular, polisacáridos). Esta fracción se encuentra estrechamente vinculada con la estabilización de los agregados del suelo (efecto ligante) y la dinámica y disponibilidad de nutrientes. La constituyen la materia orgánica particulada y la materia orgánica ligera. Estas presentan una relación C:N relativamente alta, un rápido reciclado y un tamaño de partícula entre 53 μm y 2.000 μm , pudiendo ser separada por tamizado (Anderson e Ingram 1.989; Cambardella y Elliot 1.992).

- **Fracción constituida por los organismos vivos:** involucra a la fracción viva de la materia orgánica, la cual funciona en el ambiente físico-químico determinado por los demás componentes del suelo y por la numerosa y compleja comunidad de organismos que lo habitan (Sikora *et al.* 1.996). Es definida como la fracción más activa de la materia orgánica, con tiempos de recambio muy cortos, de días a meses, dependiendo de las condiciones ambientales, y que cumplen una función determinante en el ciclaje de nutrientes (C, N, P y S). Esta fracción contiene entre 1-3 % del total de carbono y cerca del 5 % del nitrógeno total del suelo (Sikora *et al.* 1.996).
- **Fracción Estable:** se define como la fracción de la MOS humificada asociada a la fracción mineral (limo y arcilla). Es la fracción de MOS limitada por tamaños de tamices por debajo de los 53 μm , con una vida media de 500-5.000 años y una relación C/N baja (7-10). En esta fracción se incluyen al humus protegido físicamente en complejos arcillo-húmicos, las huminas y la mayoría de los ácidos húmicos (Brady y Weil 2.008). La fracción pesada de C constituye una fracción lenta, pasiva y resistente de C, la cual cobra gran relevancia en el secuestro de C a largo plazo, y con las propiedades coloidales del suelo, como procesos de adsorción, capacidad de intercambio catiónico y capacidad de almacenamiento de agua (Muñoz Vargas 2.006; Brady y Weil 2.008).

Estas tres fracciones varían considerablemente en su estabilidad y susceptibilidad a la descomposición. La disponibilidad para los microorganismos de cada uno de estos compartimentos dependerá de su composición química, relación C:N, estado de humificación y ubicación dentro de la matriz del suelo (Galantini y Suñer 2.008).

Para numerosos autores la fracción activa y biológica del suelo son la de mayor labilidad y sensibilidad, ya que son las primeras en ser afectadas, tanto en cantidad como en actividad (Franzluebbers *et al.* 2.000), como resultado de las prácticas de manejo del suelo, modificando, como consecuencia, el suministro de nutrientes para el crecimiento de las plantas (Sikora *et al.* 1.996).

Franzluebbers *et al.* (2.002) indican que las mencionadas fracciones lábiles de C constituyen una parte importante del CO en sistemas con dominio de pasturas, como consecuencia de un ingreso importante de material orgánico particulado bajo la forma de tejido vegetal radicular, por descamación de las células radicales y la rizodeposición. Casanovas *et al.* (1.995) encontraron que la implantación de pasturas en sistemas agrícolas permite incrementar la fracción lábil de la MOS en un 123% luego de 5 años.

La fracción de materiales húmicos es aquella que comprende formas protegidas química y físicamente (ligada con partículas de arcilla y limo), que la hacen resistente a la descomposición. Li *et al.* (2.007) mostraron una elevada correlación entre los contenidos de la fracción pesada de C y el de arcilla mas limo, lo que sugiere que la asociación entre la MOS y las partículas finas del suelo pueden incrementar su estabilidad y tiempo de residencia en el mismo. Sin embargo, los mismos autores señalan que los disturbios constantes pueden provocar pérdidas en los contenidos de la fracción estables al incrementar su exposición al ataque microbiano.

Por lo tanto es de suma importancia el estudio de la relación existente entre las diferentes fracciones de C y de los parámetros biológicos, ya que permitirían comprender la dinámica de la MOS bajo diferentes prácticas de manejo (Li *et al.* 2.007).

II.4.2.- Glomalina y secuestro de carbono

La producción y crecimiento vegetal, como así también, la salud y calidad del suelo dependen de componentes físicos, químicos y biológicos. En ese sentido, la rizósfera representa en el suelo el lugar donde ocurre el flujo de energía y minerales entre dichos componentes (Nichols 2.003).

En la rizósfera puede existir una asociación simbiótica entre las raíces de las mayoría de las plantas y hongos micorrícicos arbusculares (HMA), en la cual ambos se encuentran favorecidos. Las plantas se benefician por un incremento de la superficie absorbible efectiva de la raíz, el ingreso de nutrientes de menor disponibilidad (fósforo) y la mejora de la estabilidad física del suelo (formación de agregados); mientras que los HMA reciben el C fotosintético y otros nutrientes provenientes de la planta (Nichols 2.003). Dada esta relación, se considera que en suelos deficientes en nutrientes y humedad, la captación de los mismos por los HMA puede mejorar el crecimiento de la planta y su producción.

En la actualidad, no sólo se estudia los ya mencionados beneficios de esta asociación, sino también el papel que desempeñan estos hongos en el secuestro de C, principalmente a través de la producción de una glicoproteína denominada glomalina, específica de los HMA (Baéz-Pérez *et al.* 2.010).

En 1.990, la glomalina fue identificada durante un ensayo para producir anticuerpos monoclonales reactivos de HMA (Nichols 2.003). Uno de estos anticuerpos reaccionó con una sustancia proveniente de las hifas de distintas especies de HMA. Dicha sustancia recibió el nombre de glomalina debido a que el procedimiento se realizó en numerosas especies del orden *Glomales* (Nichols 2.003).

La glomalina se caracteriza por ser una glicoproteína, es decir un oligosacárido que contienen N en su composición. Tiene aproximadamente 60% de carbohidratos en su constitución, y puede estar presente en los agregados en cantidades de 3 a 10 veces mayores que los carbohidratos extraídos con agua caliente; pero la glomalina no se extrae en estas condiciones. Lo anterior significa que es una molécula compleja, estable y resistente, que requiere para su extracción de un tratamiento energético (citrato de sodio 20 a 50 mM y uso de autoclave por 30 minutos a 1 hora o más) (González-Chavéz *et al.* 2.004).

El almacenamiento de glomalina en el suelo se deriva de la proteína producida directamente por las hifas de los HMA, presente en las raíces colonizadas, y excretada al suelo. Para su cuantificación, el análisis se basa en la determinación de proteínas totales, glomalina fácilmente extraíble (GFE) y glomalina total (GT) (González-Chavéz *et al.* 2.004).

Los valores de proteínas totales se utilizan como un parámetro confiable, debido a que los extractos crudos representan en su mayoría el contenido de glomalina. La glomalina almacena C en subunidades de proteína y carbohidratos, que contiene 30 a 40 % del C orgánico del suelo, y funciona como cementante, aglutinando fuertemente las partículas de la fracción mineral del suelo y proporcionando estabilidad a los agregados (Franzluebbers *et al.* 2.000; Weller 2.002; Baéz-Pérez *et al.* 2.010).

Al ser la glomalina un compuesto hidrofóbico y recalcitrante, su vida media es mayor con respecto a otros productos de origen microbiano en el suelo. Se encontró que puede permanecer en los suelos de 7 a 42 años, según las condiciones ambientales, el ecosistema y el manejo agrícola de los suelos (Wright y Upadhyaya 1.998; Rillig *et al.* 2.001; Weller 2.002; Nichols 2.003). De esta manera, dicho compuesto, al estar fuertemente atrapado en los micro y macroagregados, representa un importante reservorio de C en el suelo (Nichols 2.003).

La glomalina fue encontrada en abundancia (típicamente 2 a 15 mg.g⁻¹, pero logrando superar en algunos casos los 60 mg.g⁻¹) en un amplio rango de suelos (ácidos, calcáreos, con pasturas, forestales y con cultivos) (Wright y Upadhyaya 1.998). En un trabajo realizado por Wright y Upadhyaya (1.998) encontraron valores de GT de 4,8 a 21 mg.g⁻¹ de suelo. Sin embargo, Nichols (2.003) mencionó que estas concentraciones pueden ser aun mayores, debido a que, en algunos suelos, la glomalina se enlaza fuertemente a partículas del suelo y estos valores pueden estar subestimados.

Se conoce que la proliferación de HMA, y por tanto la producción de glomalina, es limitada en suelos con alta disponibilidad de P, y por algunas prácticas comunes en la agricultura como: fumigación, fertilización y uso de plaguicidas. Estos factores afectan negativamente el establecimiento y funcionalidad de los hongos micorrízico arbusculares (Baéz-Pérez *et al.* 2.010). Sin embargo, en la región de la Llanura Deprimida Salina se desconoce si existe asociación simbiótica entre las pasturas megatérmicas, particularmente *Chloris gayana* cv Finecut con los HMA, y la producción y concentración de glomalina en el suelo. Tampoco se encontraron datos acerca del aporte y contenido de C en glomalina en los sistemas pastoriles y nativos en ambientes subtropicales y suelos salinos, características propias de dicha región.

II.5.- Biomasa y actividad microbiana.

El suelo es considerado un espacio heterogéneo, definido por sus propiedades físicas, químicas y biológicas, que bajo condiciones naturales tiende a desarrollar un equilibrio dinámico entre sus diferentes atributos, lo que genera las condiciones adecuadas para una diversidad de organismos transformadores y descomponedores de sustratos. En general, se considera que la microbiota del suelo, aunque es una pequeña fracción del total de la materia orgánica del suelo, es un agente que condiciona las

transformaciones de ésta, y es fuente y destino crítico de los nutrientes mediados biológicamente (Brady y Weil 2.008). Los microorganismos desempeñan una función central en la fertilidad, reciclaje, evolución, estructura y conservación del suelo, y conocer la estructura y el funcionamiento de la comunidad microbiana es fundamental en el mantenimiento de la resiliencia del sistema suelo, dado que las prácticas de manejo que se realizan durante varios años en los sistemas agropecuarios influyen en la biota (Babujia *et al.* 2.012).

Se observó que del material que se incorpora al suelo, entre un 60-70 % de su masa se transforma por acción microbiana en un intervalo de tiempo que va desde unos pocos meses a 2 años (fase rápida de descomposición y mineralización) (Maková *et al.* 2.011). Simultáneamente, una parte se reorganiza formando compuestos más estables (compuestos humificados) que presentan velocidades de descomposición más lentas (1,5-2 % anual). De esta manera, la MOS es transformada poco a poco, por una parte, en elementos minerales solubles o gaseosos, y por otra parte en humus.

Según Maková *et al.* (2.011) la transformación de la MOS es de gran importancia en la ecología ya que:

- es fuente de CO₂, necesario para mantener constante su nivel en la atmósfera y completar el ciclo de C.
- es fuente energética básica que posibilita el desarrollo de los procesos biológicos que ocurren en el suelo (excepto microorganismos autótrofos).
- es fuente básica de N y muy importante de P y S.
- juega un papel preferencial en la pedogénesis, promoviendo la agregación y estructuración, y tiene efectos directos sobre la retención de agua y el desarrollo vegetal.

La descomposición de la materia orgánica brinda ventajas y desventajas. Por un lado, la descomposición de la misma es la principal vía por la cual los nutrientes esenciales son liberados y pueden ser aprovechados por las plantas; por otro lado, la descomposición de la materia orgánica estable reduce los beneficios que ésta confiere a las propiedades físicas y químicas del suelo (Corbella 2.005). Es por ello que para mantener la sustentabilidad de los ecosistemas, la entrada de los materiales orgánicos al suelo debe igualar (al menos) las pérdidas por descomposición (Corbella 2.005).

Los suelos con pasturas perennes se caracterizan por una extensa biomasa radicular, alta concentración de compuestos carbonados solubles, una cobertura permanente, y una vegetación activa durante un gran período del año (cuando las condiciones son las adecuadas), asegurando un flujo continuo de nutrientes al suelo y estimulando a la biota (Maková *et al.* 2.011).

Sin embargo, la respuesta fisiológica de la planta ante la defoliación puede tener un efecto importante sobre los organismos del suelo, y por ende, afectar los procesos de descomposición y mineralización de nutrientes en los agroecosistemas. Esto sería producto de cambios en la cantidad y calidad de material que ingresa al suelo como sustrato de la microflora (Bardgett *et al.* 1.998).

Estudios realizados en pasturas templadas demostraron que la introducción de animales favoreció el desarrollo de la biomasa microbiana (Bardgett *et al.* 1.998). El

pastoreo con ovejas estuvo positivamente relacionado con la biomasa y la actividad microbiana, y cuando se inhibió el pastoreo se observó una reducción en el número de microorganismos. Estos cambios en la biomasa microbiana estuvieron acompañados con cambios en la estructura de la comunidad microbiana (Bardgett *et al.* 1.998).

Jia *et al.* (2.012) encontraron que la defoliación en sistemas con pasturas no afectaba a la biomasa y actividad microbiana, con respecto a sistemas sin defoliación. En estudios previos, por el contrario, Wan y Luo (2.003) mostraron descensos en el desprendimiento de CO₂ (19-49 %) como producto de procesos de defoliación.

Bardgett *et al.* (1.998) realizaron determinaciones de biomasa y actividad microbiana en sistemas pastoriles con distintos tipos de manejo y grados de intervención, y observaron que los tratamientos pastoreados presentaron mayores valores de biomasa y actividad microbiana, con respecto a los correspondientes no pastoreados, afectando también la proporción bacterias:hongos en esos tratamientos. Los tratamientos bajo pastoreo presentaron un mayor número de bacterias, lo que estaría asociado a los efectos de defoliación que aceleran los tiempos de ciclaje, ya que favorecen la producción de sustratos lábiles para la microflora del suelo (Fig. 8).

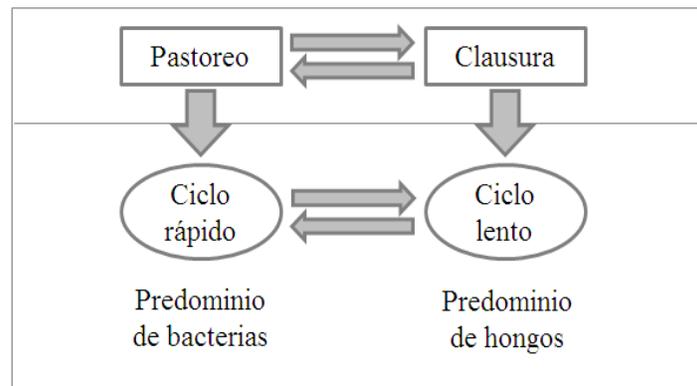


Figura 8. Esquema de ciclaje de nutrientes y comunidad microbiana en sistemas con pasturas con sin efecto animal.

Fuente: Bardgett *et al.* (1.998)

También se observó que la biomasa microbiana y su actividad se ven alteradas por el agregado de fertilizante orgánico o inorgánico, en función de su influencia del mismo sobre parámetros bioquímicos del suelo (C y N) y la productividad aérea y subterránea (Enwall *et al.* 2.007; Bardgett *et al.* 1.998).

Cuantificar la biomasa microbiana del suelo y su actividad, contribuye al conocimiento de los procesos de inmovilización y mineralización de la materia orgánica del mismo y su incidencia directa en la nutrición de las plantas. Permite comparar los cambios temporales y espaciales producidos en los contenidos de materia orgánica entre ecosistemas naturales y modificados, ya que es un sensible indicador de diferencias en la sustentabilidad de los ecosistemas (Anriquez 2.008). De igual manera, Maková *et al.* (2.011) consideran que la determinación de la biomasa y su actividad constituyen elementos clave en el funcionamiento ecosistémico. Da Siva *et al.* (2.012) expresan que

los sistemas de manejo que tienden a conservar el recurso suelo, son aquellos que promueven el crecimiento y desarrollo de la biomasa microbiana y su actividad.

En la actualidad, la cuantificación de la biomasa microbiana, dada la importancia de la misma, resulta ser un indicador necesario para comprender el funcionamiento y estado de los distintos sistemas agropecuarios. Las metodologías para realizar dicha cuantificación son diversas. El carbono de la biomasa microbiana (CBM) puede considerarse como una de las formas de cuantificación más utilizadas, ya que no sólo permite conocer a la biomasa microbiana, sino también el papel de la misma como reservorio de C en suelo. Sin embargo, se estima que menos del 1% de la biomasa y diversidad microbiana puede ser estimada a través de técnicas tradicionales, y es allí donde comienza a desempeñar un papel destacado la aplicación de técnicas genómicas y metagenómicas para la evaluación de biomasa.

Durante las últimas dos décadas, el desarrollo de metodologías para extraer y cuantificar ADN han abierto una ventana para el estudio de la biomasa y diversidad microbiana, previamente desconocido (Rajendhran y Gunasekaran 2.008). El análisis de ADN directamente extraído de “muestras ambientales” (muestra de suelo) permitiría investigar, estudiar y tomar conocimiento de las comunidades microbianas naturales sin necesidad de realizar técnicas de cultivo (Rajendhran y Gunasekaran 2.008). De igual manera, la extracción y cuantificación del ADN ambiental (ADNa) es una técnica propuesta para evaluar la biomasa microbiana del suelo, dado que resulta ser un procedimiento útil y exitoso para conocer y detectar microorganismos, tanto cultivables, como viables pero no cultivables (Aoshima *et al.* 2.006).

En la Llanura Deprimida Salina de Tucumán, en suelo salino con pasturas perennes sometida a diferentes manejos, y en la vegetación natural de dicha región, no se conoce información sobre la temática planteada. Dado que la biomasa microbiana del suelo representa una figura compleja, y que resulta ser una herramienta importante en los estudios de fertilidad y reciclaje de nutrientes (en este caso C), se plantean implicancias importantes referidas al estudio de la misma a través del ADNa:

- Un decrecimiento de su diversidad llevaría a pensar que existe un decrecimiento en la capacidad del sistema biológico.
- Considerando que la microbiota del suelo refleja el estado y la historia de las influencias sobre el microambiente, la misma sería un indicador de perturbación del sistema.

Por lo tanto, resulta importante evaluar la biomasa de suelo y su actividad, a través de técnicas que brinden una visión integral del sistema, por ser elementos clave en la regulación del ciclo de C.

II.6.- Sistemas pastoriles y el contenido de carbono orgánico del suelo.

Franzluebbbers (2.005) reconoce la importancia de estudiar los sistemas con pasturas como reservorios de C y N. Existen pocos trabajos que evalúen el manejo de la pastura y su influencia en la dinámica de carbono orgánico y nitrógeno total del suelo (Franzluebbbers y Stuedemann 2.009).

Todas las decisiones de manejo que afecten la regulación de las entradas y salidas de C y N del sistema tienden a alterar los contenidos de CO (Franzluebbers *et al.* 2.000; Conant *et al.* 2.001; Steffens *et al.* 2.007; Franzluebbers y Stuedemann 2.009). Entre ellas podemos destacar a la frecuencia y la intensidad de defoliación, la confección de reservas, la selección de las especies forrajeras, la edad de la pradera, el uso previo y la adición de enmiendas orgánicas o fertilizantes, etc. (Franzluebbers *et al.* 2.000).

Piñeiro (2.006) expresa que la introducción de animales provoca disturbios en los ecosistemas, alterando la productividad primaria, y por ende, el CO. La asignación de recursos entre los órganos aéreos y subterráneos y la distribución vertical de biomasa subterránea son determinantes en la distribución de carbono orgánico en el perfil del suelo (Jobbagy y Jackson 2.000). El pastoreo altera la asignación de recursos y la distribución de raíces en profundidad (McNaughton *et al.* 1.998; Pucheta *et al.* 2.004) y puede aumentar o disminuir el CO (Milchunas y Lauenroth 1.993; Lavado *et al.* 1.995; Conant y Paustian 2.002). Se observó que una carga animal muy elevada provocaba una reducción en el número de plantas, área basal y cantidad de material muerto sobre la superficie del suelo, ocasionando compactación y descomposición de la materia orgánica como consecuencia de la destrucción de agregados (da Silva *et al.* 2.003; Hamza y Anderson 2.005; Steffens *et al.* 2.007).

En la actualidad, existen estudios realizados en zonas tropicales para evaluar el impacto de diferentes prácticas de manejo en el secuestro de CO: tierras forestales, tierras agrícolas, sistemas silvopastoriles y tierras en pastoreo. Sin embargo, la mayoría se limita a los primeros 30 cm del suelo (Babujia *et al.* 2.010). Al respecto, Fisher *et al.* (1.994) y Franzluebbers y Stuedemann (2.009) plantean la necesidad de evaluar la potencialidad de los sistemas pastoriles a mayores profundidades.

Franzluebbers y Stuedemann (2009) encontraron que los sistemas pastoreados permitirían almacenar un adicional de $4,5 \pm 5,0$ Mg C.ha⁻¹, y de $10,9 \pm 3,5$ Mg C.ha⁻¹ con respecto a sistemas no pastoreados y de confección de rollos, respectivamente.

El C y el N circulan conjuntamente en ciertas partes de sus ciclos (consumo por herbívoros o senescencia) y separadamente en otras (volatilización, respiración, fotosíntesis, etc.), lo cual les confiere tanto interdependencia como autonomía (Piñeiro 2.006) (Fig. 9; Tabla 3).

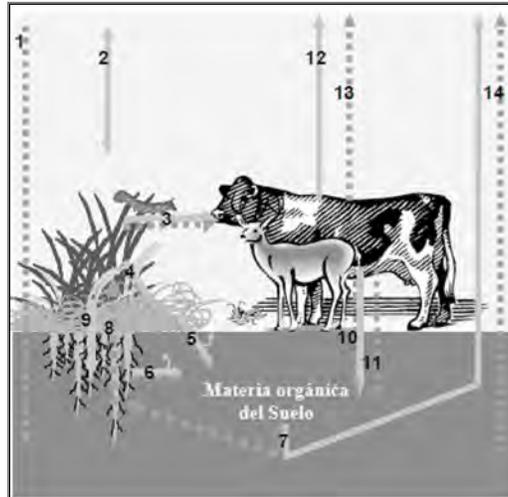


Figura 9. Esquema simplificado de los ciclos de C y N en sistemas pastoriles.

Las flechas continuas representan el flujo de carbono, las punteadas el flujo de nitrógeno, mientras que las flechas de ambos tipos muestran los flujos conjuntos.

Fuente: Piñeiro (2.006)

Tabla 3. Flujos de Carbono y Nitrógeno en un ecosistema. Los números se corresponden a la figura 9.

Número	Carbono	Nitrógeno
1		Deposiciones atmosféricas y fijación biológica de N
2	Respiración y fotosíntesis de vegetales	
3	Consumo	Consumo
4	Senescencia	Senescencia
5	Descomposición de mantillo	Mineralización de mantillo
6	Descomposición de raíces	Mineralización de raíces
7	Descomposición de materia orgánica	Mineralización de materia orgánica
8		Absorción por las raíces
9	Transporte de productos de la fotosíntesis	
10	Heces	Heces
11		Orina
12	Respiración de herbívoros	
13		Volatilización y lixiviación desde orina y heces
14		Volatilización, desnitrificación y lixiviación en suelo

Fuente: Piñeiro (2.006)

Los flujos conjuntos corresponden en general a flujos de reciclaje dentro del ecosistema, mientras que los flujos independientes son principalmente los de entrada y salida. Claramente, el C y N están unidos en los vegetales y separados en los procesos de descomposición en el suelo. De esto surge que los cambios en el flujo de un elemento pueden afectar ciertos flujos del otro, y por lo tanto, impactar sobre los distintos compartimentos en donde el C y N son almacenados con cierta estequiometría (tanto en el principal reservorio, que es el suelo, como en las plantas o animales) (Piñeiro 2.006).

El nitrógeno es sumamente importante porque “se requieren grandes cantidades para la producción de biomasa, porque sus compuestos (fertilizantes químicos) causan muchos problemas en la contaminación ambiental y los desbalances tienen consecuencias para su economía” (Stahr *et al.* 1.994). En ambientes subtropicales es

relevante porque el 90 % del nitrógeno acumulado en el año es mineralizado en el período estival (Anriquez 2008).

Existe un efecto variable sobre el balance de carbono en el suelo al aplicar fertilizantes. Cuando la disponibilidad de nutrientes aumenta, la producción vegetal también lo hace, pero cada vez con menor eficiencia (Galantini y Suñer 2.008). El aumento de la producción está asociado a una mayor producción de materia seca total, y por lo tanto, mayor cobertura y aporte de residuos al suelo, con efecto positivo sobre su MOS. En cambio, la pérdida de eficiencia está asociada a mayor cantidad de nutrientes no utilizados por el vegetal, los que quedan disponibles y pueden estimular la actividad microbiana y el consumo de sustratos orgánicos, con un efecto negativo sobre la MOS. Este último aspecto también es controversial, ya que los estudios realizados sobre el efecto de la aplicación de fertilizantes en la propiedades biológicas de suelo muestran resultados contradictorios (Raiesi *et al.* 2.004; Xu y Wan 2.008; Jia *et al.* 2.012).

En algunos estudios se observó que la fertilización afecta en forma diferente a las fracciones orgánicas, por lo que se modifica la relación entre ellas (Minoldo *et al.* 2.004) y cambia la calidad de la fracción más resistente (Galantini y Rosell 2.006). En otros casos, en cambio, la fertilización no produjo un efecto positivo sobre el balance de carbono del suelo (Gonzalez Montaner *et al.* 2.004)

Eiza *et al.* (2.005) encontró que la incorporación de pasturas a los sistemas de rotación agrícola y la fertilización permiten incrementar los contenidos de carbono orgánico particulado (COPa), y por ende, los de CO. No se encontraron variaciones en el contenido de carbono orgánico pesado (COPE) por la aplicación del fertilizante. Similares resultados fueron reportados por Campbell y Zentner (1.993), para suelos de zonas semiáridas, y Studdert y Echeverría (2.000), para suelos del sudoeste bonaerense, en los tratamientos fertilizados debido al aumento en los rendimientos y, por lo tanto, de los rastrojos. Minoldo *et al.* (2.004) concluyen que la aplicación de fertilizante produce un aumento en el COPa, lo que indicaría la existencia de una estrecha relación entre esta fracción orgánica y el aporte de residuos de los cultivos.

Analizados los antecedentes, se observa que una sólida base teórica-experimental permitirá manejar eficientemente los sistemas ganaderos pastoriles del noroeste argentino de manera que, siendo productivos, fijen y conserven sosteniblemente carbono en el suelo.

En forma adicional se ponen en consideración los programas de pago por servicio ambiental. Las pasturas son importantes depósitos de carbono, la mayoría almacenado por la materia orgánica del suelo. Sin embargo, ni los sistemas silvopastoriles, ni las pasturas, están incluidos todavía en estos programas. Si ésta situación cambia, se requerirá información cualitativa y cuantitativa de los procesos ligados a la captura de carbono.

La presente investigación busca aportar información original sobre el potencial que brindan los sistemas pastoriles de la Llanura Deprimida Salina de Tucumán en el almacenamiento y fijación de carbono. La misma podrá ser de fundamental utilidad para

Antecedentes

implementar el pago por servicios ambientales y orientar al uso de tecnologías de manejo sostenible del suelo.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

III.1. Localización del ensayo y diseño experimental.

La provincia de Tucumán está ubicada entre los paralelos 26° y 28° de Latitud Sur y los meridianos 64° 30' y 66° 30' de Longitud Oeste, con una superficie de 22.524 km².

La provincia presenta un 45 % de su superficie cubierta por un área montañosa, resultante del encuentro de dos grandes sistemas estructurales (Sierras Pampeanas y Sierras Subandinas). El 55 % restante de la superficie de Tucumán está representada por un área llana que incluye a las regiones Pedemonte, Llanura Chaco Pampeana y Llanura Deprimida (Zuccardi y Fadda 1.985).

Es en el área llana donde se instala principalmente el polo de producción agropecuario (Ricci 2.006). Por su importancia actual, pero sobre todo por su potencial de expansión para el desarrollo de la ganadería, se destaca la región de la Llanura Deprimida, localizada en el centro de la provincia de Tucumán, a ambos márgenes del río Salí. Se extiende desde el sur del departamento Capital hasta el sur del río Marapa, en el departamento Graneros. Hacia el oeste, el límite natural está dado por el pedemonte y al este, por el arroyo Muerto – Mista en los departamentos Cruz Alta y Leales. Ocupa aproximadamente 17,5 % de la superficie provincial y 29,8% del área llana. Constituye una planicie aluvial de suaves ondulaciones y débiles depresiones, con pendientes menores del 0,5 % (Zuccardi y Fadda 1.985).

El sector ubicado al occidente del río Salí está recorrido por una densa red hidrográfica constituida por ríos y arroyos provenientes del área montañosa. Numerosos arroyos nacen igualmente en esta área. Por el contrario, al este del río Salí el único cauce existente lo constituye el arroyo Muerto – Mista (Zuccardi y Fadda 1.985).

Toda el área está afectada por la presencia de una napa freática a escasa o mediana profundidad, lo cual influye sobre el balance hídrico de la región, incidiendo marcadamente en la génesis y morfología de los suelos, en el régimen hídrico y en las condiciones de aireación. Los suelos son de poco desarrollo, deficientes en materia orgánica y nitrógeno, de reacción neutra a alcalina, frecuentemente con tendencia a la salinización y susceptibles a la erosión. La baja capacidad de infiltración y el encostramiento son problemas comunes en los suelos cultivados de la región (Zuccardi y Fadda 1.985).

La naturaleza de la napa determinó la diferenciación de dos subregiones (Zuccardi y Fadda 1.985):

- Subregión de la Llanura Deprimida no Salina u Occidental: la presencia de una napa no salina, determina que esta subregión tenga aptitud eminentemente agrícola, constituyendo un importante sector del área cañera.
- Subregión de la Llanura Deprimida Salina u Oriental: se localiza al este y sur de la subregión anterior, ocupando parte de los departamentos de Cruz Alta, Leales,

Monteros, Chicligasta, Río Chico y Graneros. Comprende aproximadamente 70,4% de la Llanura Deprimida, lo que representa 21% de la superficie llana y 12,3% del total de la provincia, respectivamente (Fig. 10).

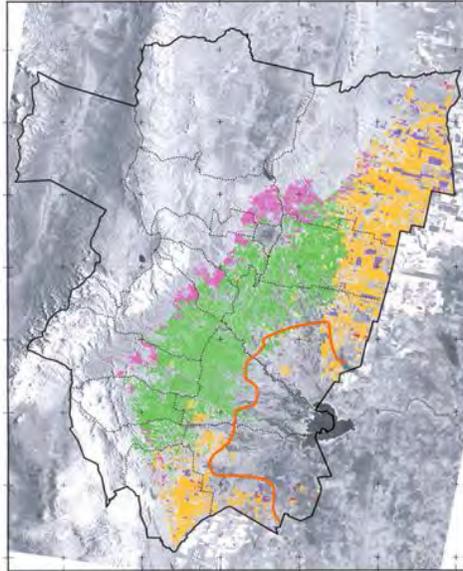


Figura 10. Provincia de Tucumán. Ubicación Llanura Deprimida Salina (definida por la línea roja).

Fuente: Ricci (2006).

Una limitante importante en esta última subregión es la napa freática, caracterizada por su profundidad, con marcadas fluctuaciones estacionales y salinidad (salina sódica).

La subregión se caracteriza por una salinización de los horizontes superficiales, como consecuencia del ascenso de las sales desde la napa freática, que acompañado con períodos de anegamientos, constituyen las principales limitantes para la producción agropecuaria (Zuccardi y Fadda 1.985).

Las condiciones climáticas, en especial las precipitaciones, varían de oeste a este. En función del factor climático se diferencian dos microrregiones: Llanura Deprimida Salina Semiárida y Llanura Deprimida Salina Seca Subhúmeda. La primera representa 36,2 % de la superficie, mientras que la segunda representa 63,7 % de la misma. En la tabla 4 se enumeran algunas de las características de estas microrregiones.

Tabla 4. Caracterización de la Llanura Deprimida Salina.

	Llanura deprimida salina	
	Semiárida	Seca subhúmeda
Ubicación	Vértice sudeste del área salina	Este del río Salí y sur de la subregión no salina
Clima	Cálido	Seco – subhúmedo cálido
Precipitaciones	650 mm al oeste hasta los 500 mm en el sudeste.	Disminuye desde 900 mm al sudoeste hasta 650 mm en el este
Evapotranspiración Potencial	Aumenta de 950 mm a 1000 mm de oeste a sudeste.	950 mm anuales
Temperatura media anual	19,5 °C	
La temperatura media del mes más cálido (Enero)	26 °C	25 °C
La temperatura media del mes más frío (Julio)	12,5 °C	12 a 15 °C
Heladas	Se registran en el período junio – agosto.	12 a 15 días por año, registrándose en el período junio – agosto.
Suelo	Perfil $A_{zn}C_{kzn}$, $A_{zn}(B_{kzn})C_{kzn}$ y $A_{zn}B_{tkzn}C_{kzn}$;	
Limitaciones	-Edáficas -Importante período con déficit hídrico (9 meses: desde abril a diciembre)	-Salinización de los horizontes -Suelos afectados son de naturaleza salino sódica -Deficiencia hídrica en el período invierno –primavera (5 a 9 meses) -Intensidad y frecuencia de heladas
Aptitud	Ganadera y complementariamente agrícola en condiciones de secano.	Agrícola, ganadera y forestal.

Fuente: Nasca (2.007)

Ricci (2.006) resume las características agroecológicas de la Llanura Deprimida Salina de la siguiente forma:

- Elevadas concentraciones de sales en superficie y subsuperficial.
- Alta probabilidad de erosión hídrica y eólica.
- Problemas de encharcamiento.
- Imperfectamente a pobremente drenado.
- Gran heterogeneidad textural de los suelos en distancias reducidas.
- Rendimientos agrícolas decrecientes.
- Elevadas temperaturas en verano y heladas en invierno.
- Estrato arbóreo natural casi desaparecido. Aparición de sucesiones secundarias con árboles de menor porte, y escasa vegetación herbácea.
- Alta concentración de lluvias desde noviembre a abril (80-90 %).

Bajo estas características, la aptitud de la Llanura Deprimida Salina es ganadera; y resulta importante en estas condiciones agroecológicamente marginales evaluar los sistemas productivos ganaderos, su manejo y el impacto en el ambiente (Ricci 2.006).

El trabajo experimental se desarrolló en el Instituto de Investigación Animal del Chaco semiárido (IIACS) de INTA, localizado en el Dpto. Leales, provincia de Tucumán ($27^{\circ}11'$ L.S y $65^{\circ}17'$ L.O), a una altitud de 335 msnm (Fig. 11). La precipitación media anual es de 880 mm, concentrados de octubre a marzo. La temperatura media anual es de 19°C , siendo la media del mes más cálido 25°C y la del mes más frío 13°C . El clima es de tipo subtropical subhúmedo con estación seca, según clasificación de Thornthwaite (Torres Bruchmann 1.978).

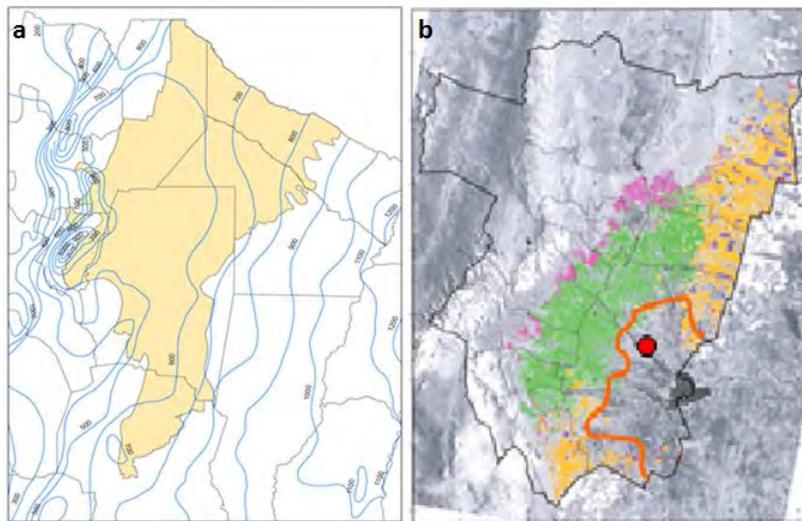


Figura 11. a-) Zona de influencia del Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido; b-) Ubicación del Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido en la provincia de Tucumán.

Se trabajó en un sistema ganadero pastoril de 12 hectáreas, implantadas con *Chloris gayana* cv Finecut en el año 2.000, y la situación de referencia con vegetación nativa a la que se denominó Monte (Fig. 12). El suelo en ambos sitios se clasifica como Haplustol fluvacuéntico (USDA). Las características edáficas de los sitios evaluados se detallan en la tabla 5.

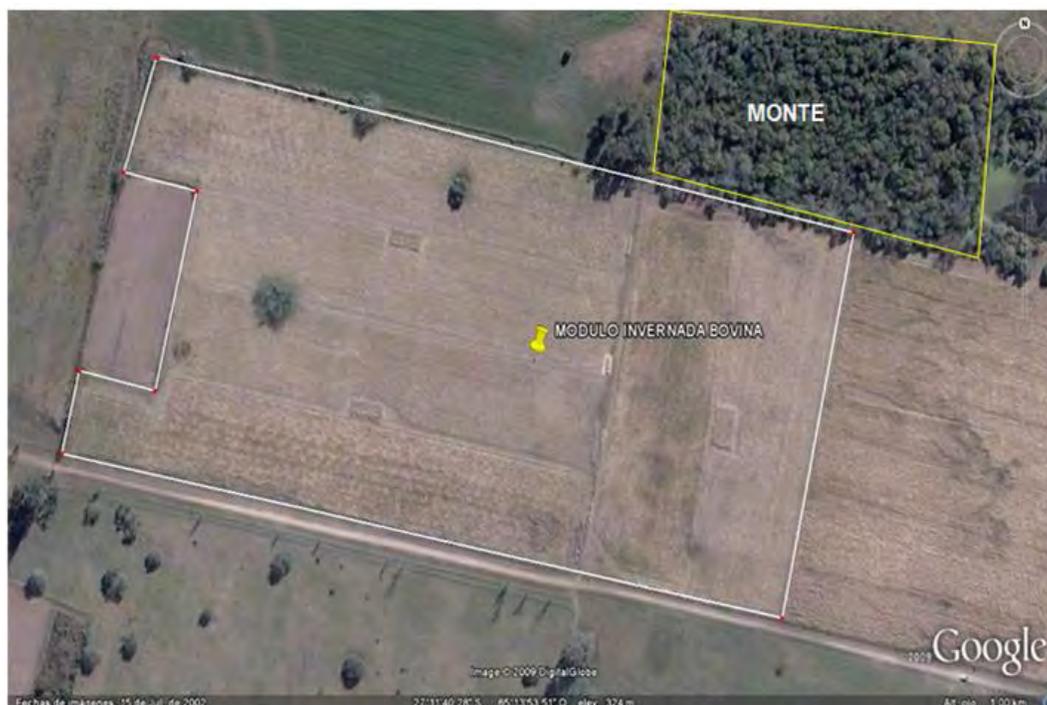


Figura 12. Ubicación de los sitios de estudio: sistema pastoril bovino con *Chloris gayana* cv Finecut y Monte.

Tabla 5. Características edáficas de los sitios evaluados.

Sitio	Profundidad (cm)	Clase textural	MO	Nt	P	pH	CE	CIC	Ca	Mg	K	Na
Monte	0-20	Franco	3,1	1,6	15	7,2	5,5	13	6,7	1,0	1,5	0,3
	21-40	Franco limoso	0,11			7,7	2,90	8	4,5	0,7	1	0,4
	41-60	Franco limoso				8,2	3,95	6	3,9	0,6	0,5	0,5
	61-80	Franco				9	4,15	-	-	-	-	-
	81-100	Franco limoso				9,5	4,22	-	-	-	-	-
Pastura	0-20	Franco limoso	2,8	1,1	9,7	5,3	4,7	11,5	5,4	1,0	1,4	0,2
	21-40	Franco limoso	0,18			7,1	2,33	8,55	4,0	0,8	1	0,3
	41-60	Franco limoso				7,5	2,52	7	3,8	0,9	0,7	0,5
	61-80	Franco				8,2	1,74	-	-	-	-	-
	81-100	Franco				8,5	1,45	-	-	-	-	-

Referencias: *MO, materia orgánica en %; **Nt, nitrógeno total en %; ***P, fósforo en mg kg⁻¹; CE, conductividad eléctrica en dS m⁻¹; CIC, capacidad de intercambio catiónico en cmol_c kg⁻¹; Ca, calcio en cmol_c kg⁻¹; Mg, magnesio en cmol_c kg⁻¹; K, potasio en cmol_c kg⁻¹; Na, sodio en cmol_c kg⁻¹.

III.2. Módulo de producción ganadera en base a *Chloris gayana* cv. Finecut.

En 12 hectáreas, en un diseño de parcelas divididas, se establecieron parcelas de 100 m² (10 m x 10 m); parte de ellas destinadas a pastoreo directo (P) y las restantes a confección de rollos (R), no pudiendo ingresar los animales a estas últimas.

En los meses de octubre y noviembre se procedió a fertilizar de manera fraccionada las parcelas, seleccionadas al azar, con 100 kg de urea.ha⁻¹ luego de cada pastoreo o corte. De esta manera, las parcelas de trabajo quedaron establecidas de la siguiente forma:

- P-NF (n=4): parcelas destinadas al pastoreo directo sin fertilización nitrogenada, con pastoreo rotativo racional, controlando tiempos de ocupación (invierno 39±11 días y verano (11±3 días) y descanso de la pastura (verano 34±11 días). Se trabajó con novillitos biotipo Braford adaptados al ambiente de la Llanura Chaqueña subhúmeda-semiárida, de 6 a 8 meses de edad y 140 a 170 kg de peso vivo inicial. La duración de la invernada no superó los 12 meses. La salida de cada potrero se condicionó a la presencia de un área foliar remanente que permitiera una rápida recuperación. La suplementación energético-proteica se suministró en un nivel equivalente al 1,4% de peso vivo (PV) durante el invierno, y al 0,8% del PV durante el verano. Entre los meses de julio a octubre se incorporó heno de *Chloris gayana* cv Finecut a razón de 1,5 Kg animal⁻¹.día⁻¹. Se trabajó con un sistema de carga fija de 3 animales ha⁻¹.año⁻¹ (Fig. 13 y 14).
- PF (n=4): idem PP NF pero con fertilización nitrogenada (Fig. 13 y 15).

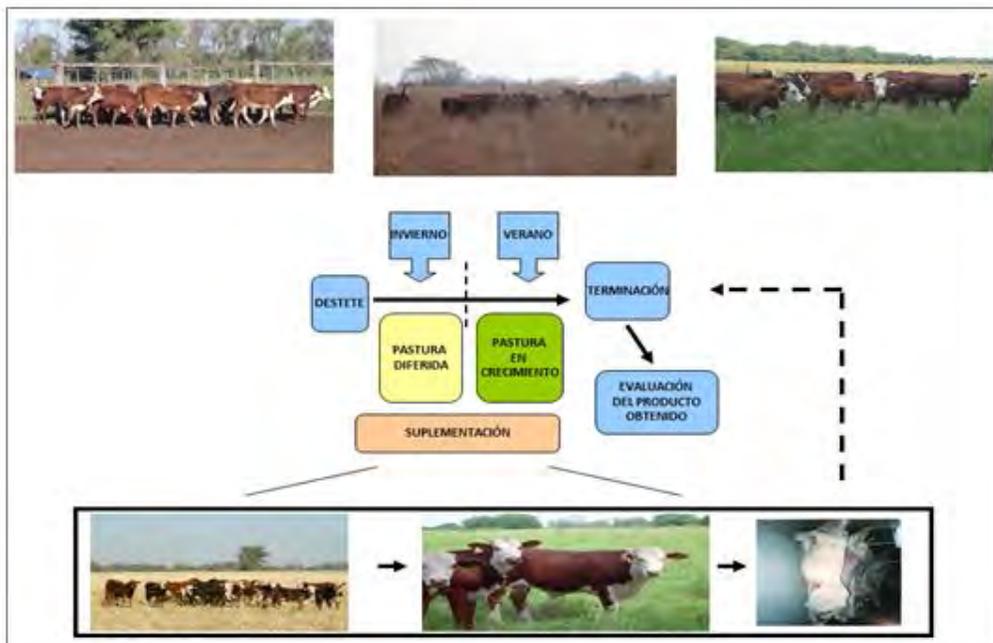


Figura 13. Esquema sistemas pastoreados base *Chloris gayana* cv Finecut.

Fuente: Nasca (2007).



Figura 14. Fotografías parcela de *Chloris gayana* cv Finecut no fertilizadas destinadas a pastoreo.



Figura 15. Fotografías parcela de *Chloris gayana* cv Finecut fertilizadas destinadas a pastoreo.

- R-NF (n=4): parcelas destinadas a la confección de rollos sin fertilización nitrogenada. Los animales no tuvieron ingreso a estos sitios. El corte de la pastura se realizó en principio de floración. Se realizaron entre 3 a 4 cortes por año, obteniéndose rollos de 120 kg de MS.ha⁻¹. El periodo de descanso de la pastura fue de 42±12 (Fig. 16 y 17)
- RF (n=4): idem PR NF pero con fertilización nitrogenada (Fig. 16 y 18).



Figura 16. Fotografía máquina enrolladora y rollo de *Chloris gayana* cv Finecut.



Figura 17. Fotografías parcela de confección de rollo de *Chloris gayana* cv Finecut no fertilizadas.



Figura 18. Fotografías parcela de confección de rollo de *Chloris gayana* cv Finecut fertilizadas.

III.3. Situación de referencia (Monte).

Se establecieron parcelas de muestreo de 154 m². El monte de la zona en estudio está caracterizado por la presencia de un estrato arbóreo poco denso, y un estrato herbáceo casi nulo (Fig. 19), producto de un uso ganadero intensivo y forestal sin manejo y planificación determinada. La vegetación nativa arbórea está constituida por especies como *Geoffroea decorticans*, *Zizyphus mistol*, *Sideroxylon obtusifolium*, *Celtis tala* y *Ruprechtia laxiflora*, entre otras. El estrato arbustivo se encuentra prácticamente ausente, representado por *Braccharis juncea* y leguminosas del género *Acacia*. El estrato herbáceo es escaso, generalmente constituido por especies rastreras (Fig. 19).

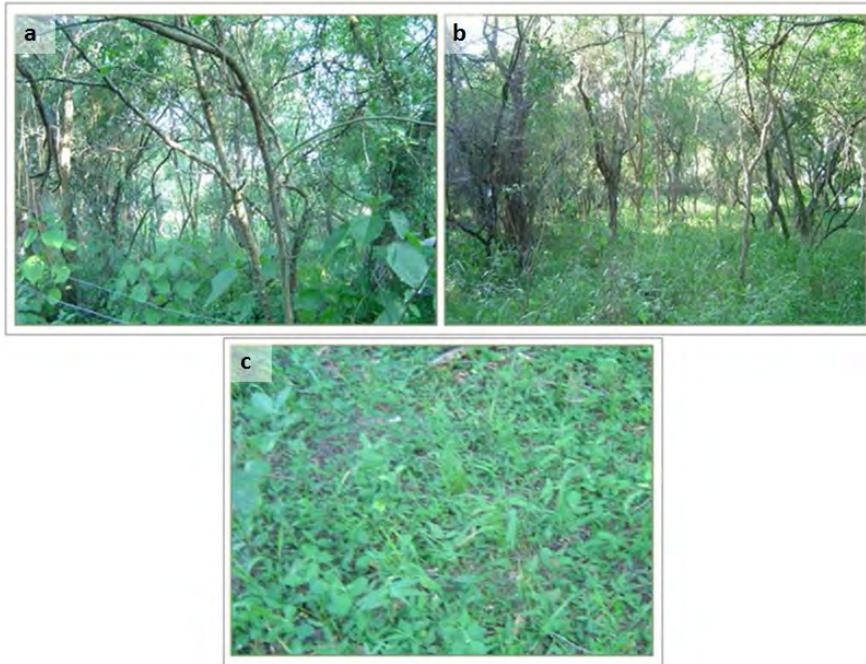


Figura 19. Fotografías de la vegetación natural de la zona (Monte). a-) y b-) Estrato arbóreo y arbustivo de la zona; c-) Estrato herbáceo y mantillo.

Dadas las características de estas formaciones nativas, con especies arbóreas de baja altura, troncos de diámetros pequeños y mal estado sanitario, el volumen disponible es mayoritariamente utilizable como leña (Sparagino 2.008)

La región presenta una importante intervención antrópica, la cual se manifiesta a través de distintas actividades que producen diferentes impactos sobre el bosque. La actividad maderera tradicional, que consiste en el aprovechamiento selectivo de los individuos de mayores dimensiones y de mejor calidad, ocasiona una rápida disminución de los volúmenes de madera comercial por largos períodos de tiempo. La extracción de leña con fines energéticos, comerciales, domésticos y otros productos forestales (como postes) es la actividad predominante en áreas previamente aprovechadas y en zonas cercanas a asentamientos rurales o poblados. La continua extracción de estos productos dio como resultado áreas fuertemente degradadas.

III.4. Compartimentos de carbono.

El contenido de carbono (C) en los tratamientos se evaluó en función de los distintos compartimentos en los que éste circula y se almacena.

En la figura 20 se observa un esquema de las determinaciones realizadas en función de los compartimentos de C y su dinámica.

Todas las determinaciones se realizaron en el período marzo de 2007 a marzo 2010. En algunos casos estas determinaciones se prolongaron hasta marzo 2011.

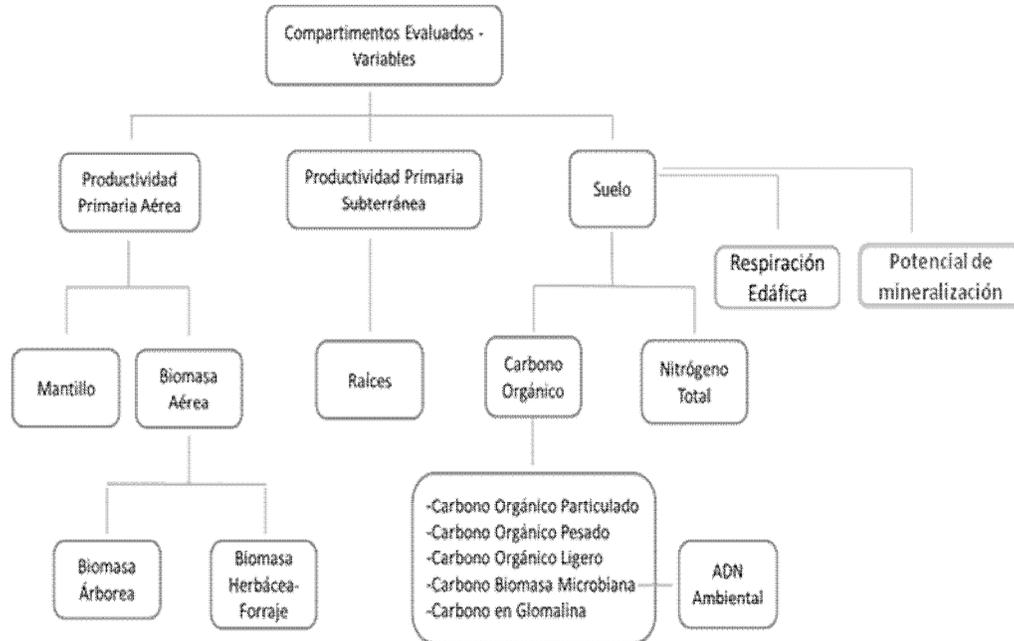


Figura 20. Compartimento de carbono evaluados en sistemas con *Chloris gayana* cv Finecut y Monte

III.4.1. Productividad primaria aérea.

III.4.1.1. Biomasa herbácea y/o forrajera.

En los sistemas pastoriles se consideró el forraje remanente como compartimento de C estable. Se tomaron muestras del forraje al retirar los animales, o bien luego de realizar el corte de las parcelas de henificación. Se recolectaron 10 muestras por hectárea en cuadrantes de 0,25 m², y se llevaron a estufa (65 °C) hasta peso constante. En Monte se trabajó de igual manera, pero se determinó la producción acumulada anual en marzo de cada año.

Se estimó que el 45% de la biomasa herbácea está constituida por carbono (Amézquita *et al.* 2.007).

III.4.1.2. Biomasa Arbórea.

Se estimó mediante un inventario anual de especies presentes y el empleo de ecuaciones que permiten estimar el carbono retenido (Brown 1.997). Se consideró que la biomasa de los árboles está formada en un 50% por C (Gasparri *et al.* 2.004)

III.4.1.3. Mantillo

III.4.1.3.1. Mantillo acumulado

Para la determinación de mantillo acumulado se recolectaron 10 muestras por hectárea de mantillo en el mes de marzo con cuadrantes de 0,25 m². Las muestras recolectadas fueron llevadas a estufa (65 °C) hasta peso constante. Una parte de las muestras recolectadas fueron molidas (malla de 1 mm), para la determinación de su contenido de C por el método de calcinación (Kalra 1.998).

III.4.1.3.2. Dinámica del mantillo

Para el estudio de la dinámica de mantillo (fluctuaciones de mantillo durante el año), se tomaron 10 muestras de mantillo por hectárea cada 28 días en cuadrantes de 0,25 m². Las muestras fueron llevadas a estufa (65 °C) hasta peso constante. Paralelamente se tomaron igual número de muestras de mantillo para realizar la determinación del contenido de C del mismo. Las muestras recolectadas fueron previamente molidas (malla de 1 mm), determinándose posteriormente su contenido de C por calcinación (Kalra 1.998).

III.4.1.3.3. Descomposición de mantillo

La descomposición de mantillo se determinó con la técnica de las bolsas de red (Bocock *et al.* 1.960). Para ello, se recolectó mantillo en los diferentes tratamientos analizados. Parte del mantillo se utilizó para determinar el contenido inicial de C (por calcinación), N (por kjeldhal) y lignina (por el método de lignina-detergente-ácido, según los Métodos Oficiales de Análisis de la Asociación Oficial de Químicos Agrícolas, sus siglas en inglés *AOAC*, considerando las recomendaciones propuestas por Van Soest *et al.* 1.994). Otra parte del mantillo se colocó en bolsas de red (malla de 1 mm) de 40 x 40 cm. En cada una de estas bolsas se colocó 30 gramos del mantillo recolectado en cada tratamiento.

Durante tres años consecutivos, todos los meses se retiraron 4 bolsas al azar por tratamiento. Estas muestras fueron secadas a 70°C hasta peso constante para obtener el peso seco remanente al final de cada intervalo de tiempo. Paralelamente, sobre estas muestras se determinó el contenido de C (por calcinación), N (por kjeldhal) y lignina (Van Soest *et al.* 1.994), con el fin de analizar las fluctuaciones de estos elementos en el tiempo.

Los pesos de materia seca remanentes de mantillo al final de los distintos intervalos, expresados como porcentajes a lo largo del tiempo, fueron ajustados a un modelo exponencial simple, mediante el cual se obtuvo el valor de la tasa de descomposición k (Olson 1.963), la vida media de cada compartimento ($0.693/k$) y el tiempo de residencia ($1/k$) (Barrera *et al.* 2.004). Considerando el mismo modelo, y teniendo en cuenta que para el leño grueso se disponía de dos pesos (un valor inicial y otro final), se obtuvo k a través de la fórmula:

$$\ln(x_t/x_0) = -kt$$

donde x_t y x_0 son el peso seco remanente al tiempo t y al tiempo 0, respectivamente.

III.4.2. Productividad primaria subterránea.

III.4.2.1. Biomasa de raíces.

En los tratamientos pastoriles se efectuó la toma de muestras de suelo con raíces en marzo, utilizando un barreno a diferentes profundidades: 0-5 cm, 6-20 cm, 21-40 cm, 41-60 cm y 61-100 cm. Se recolectaron 4 muestras por profundidad para cada tratamiento. Las muestras fueron secadas al aire libre y tamizadas por malla de 1 mm. Se extrajeron con pinzas las raíces y se llevaron a estufa (65 °C) hasta peso constante. Se consideró que un 35% de la biomasa está formada por carbono (Amézquita *et al.* 2.007).

En Monte, la biomasa en raíces fue estimada a partir de ecuaciones que relacionan la biomasa aérea con la subterránea (Kurz *et al.* 1.996). Se consideró que la biomasa de raíces de los árboles está constituida en un 40% por carbono (Gasparri *et al.* 2.004).

III.4.3. Suelo.

El muestreo se realizó a distintas profundidades de suelo 0-5 cm, 6-20 cm, 21-40 cm, 41-60 cm y 61-100 cm. Se tomaron 3 muestras simples, por cada profundidad y para cada tratamiento. En cada punto de muestreo se removió todo el material vegetal superficial para obtener solamente la muestra del suelo mineral. Las muestras simples fueron llevadas a laboratorio en doble bolsa identificada, secadas al aire libre, y tamizadas por malla de 2 mm. Sobre cada una de las muestras se determinó:

- **Carbono orgánico (CO):** se determinó por oxidación con ácido crómico, utilizando el calor de dilución del ácido sulfúrico sobre 1 g de suelo seco (Nelson y Sommers 1.982). Se valoró el exceso de $\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2}$ con sal de Mohr $[\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}]$ 0.2 M. Se realizaron tres repeticiones por cada muestra.
- **Carbono orgánico particulado (COPa):** se lo considera como la fracción activa del CO, con una vida media de 10-20 años. Contribuye a la agregación del suelo y es el sustrato de la biomasa microbiana. Se obtuvo por dispersión en hexametafosfato de sodio al 5 ‰, separado por tamaño de tamices entre 2.000 y 53 μm y determinado como CO (Cambardella y Elliot 1.992).

- **Carbono orgánico pesado (COPE):** constituye la fracción humificada. Se obtuvo por dispersión en hexametáfosfato de sodio al 5%, separado por tamaño de tamices por debajo de los 53 μm y determinado como CO (Cambardella y Elliot 1.992).
- **Carbono orgánico ligero (COL):** representa la fracción más activa del COT y consiste en la biomasa microbiana y la materia orgánica parcialmente humificada, con una tasa de retorno de 1 a 5 años. Se obtuvo por dispersión en agua y separado por tamaño de tamices entre 2.000 y 250 μm y determinado como CO (Anderson e Ingram 1.989).
- **Carbono de la biomasa microbiana (CBM):** se obtuvo por fumigación-extracción. Se incubaron las muestras de suelo humedecidas con agua destilada durante 15 horas, luego se fumigaron con cloroformo durante 30 minutos; posteriormente se agregó el extractante (sulfato de potasio 0,5 M), se centrifugó a 2.000 r.p.m. y se filtró. Sobre una alícuota del extracto se determinó el CBM por digestión del extracto con dicromato de potasio y H_2SO_4 , midiendo la absorbancia en espectrofotómetro a 590 nm. Se calculó la cantidad de CBM en referencia a una curva de calibración de C-glucosa y por diferencia entre la muestra fumigada y no fumigada, utilizando una constante de extracción de 0,45 (Weaver *et al.* 1994).
- **Nitrógeno Total (Nt):** se determinó por digestión de la materia orgánica con ácido sulfúrico a 420°C y con uso de selenio como catalizador; fue liberado como amonio por destilación con vapor de agua en un medio alcalino, recibido en ácido bórico al 4% con indicador mixto de bromocresol y rojo de metilo, y determinado por titulación con ácido clorhídrico 0,01 N (Bremner y Keeney 1.982). Se realizaron dos blancos en paralelo. Se utilizó un digestor-destilador semiautomático Buchi K-350.
- **Relación carbono-nitrógeno (C:N):** es el cociente entre el contenido de C y N de la misma muestra, determinado en etapas anteriores.
- **Respiración edáfica (RE):** indica la magnitud de la actividad microbiana, y representa el CO_2 emitido por la microflora heterotrófica aeróbica del suelo en un período de incubación de diez días, en condiciones controladas de humedad. Se determinó al 50 % de capacidad de retención de agua, y a 25°C. El CO_2 capturado en NaOH 0,1 M fue titulado con HCl 0,1 M, utilizando fenolftaleína como indicador (Anderson 1.982).
- **Carbono potencialmente mineralizable y tasa de mineralización:** indica la evolución del CO_2 desprendido, como resultado de la actividad de la microflora heterotrófica del suelo, al consumir distintas fracciones de la materia orgánica. Se utilizó el instrumental OXITOP B6 (Fig. 21). En frascos de vidrio de 500 ml de capacidad se colocó 40 gramos de suelo, y se humedeció a capacidad de campo (Fig. 21). En los cabezales de los correspondientes frascos, se agregó 2,4 gramos de NaOH. Se taparon los frascos y se cerraron herméticamente. Se programó cada frasco para medir la diferencia de presión de O_2 originada por una disminución del mismo en su atmósfera. Los frascos se mantuvieron incubando por un período de 7 días a 30°C.



Figura 21. Instrumental OXITOP B6 utilizado en la determinación de carbono potencialmente mineralizable.

- **Glomalina:** se determinó a partir de 1 gramo de suelo, utilizando como extractante citrato de sodio 20 mM (pH 7) y 50 mM (pH 8), siendo sometida la muestra de suelo a 121°C en autoclave durante períodos de 30 y 60 minutos. El sobrenadante fue removido y conservado en heladera. La operación se realizó hasta que desaparecía el color pardo rojizo (Fig. 22). Posteriormente las muestras fueron purificadas por precipitación con HCl 1N y reconstitución del pellet con NaOH 0,1M, y diálisis de las muestras en agua destilada, removiendo la misma cada 12 horas, durante 60 horas. El extracto fue centrifugado a 5.000 r.p.m. Se tomó 2 ml de la muestra para liofilizar, y el resto del extracto se utilizó para la determinación de C y proteína por Bradford (Bradford 1.976, Wright y Upadhyaya 1.996). El C en glomalina (CG) se determinó por digestión del extracto con dicromato de potasio y H₂SO₄, midiendo la absorbancia en espectrofotómetro a 590 nm. El CG se calculó en referencia a una curva de calibración de C-glucosa.

Como control positivo de la presencia de glomalina se utilizó un inoculante conteniendo el aislado puro de *Glomus mosseae* EEZ02-BEG119, perteneciente al Banco Europeo de Glomales, cedido por la Dra. Rosario Azcón, de la Estación Experimental del Zaidín, Granada, España.

La observación de glomalina se realizó (a partir de las muestras liofilizadas) por electroforesis vertical en geles de poliácridamida al 12 %, lo que involucró la realización de SDS-PAGE, y posterior tinción con plata (Wright y Upadhyaya 1.996). Se utilizó el marcador de peso molecular Pierce Blue Prestained Protein (18,3-250 kD) (Thermo Scientific)



Figura 22. Fotografía del extracto de glomalina obtenido a diferentes profundidades hasta la desaparición del color pardo rojizo.

Para expresar los datos en $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ se tomaron muestras de suelo y se determinó, por el método del cilindro, la densidad aparente (DA) para cada espesor en estudio. Las muestras fueron llevadas a estufa (105°C) hasta peso constante.

Para la determinación de biomasa microbiana a través de la cuantificación del **ADN ambiental (ADNa)** se trabajó con muestras de suelo de 0-20 cm de profundidad, luego de haber retirado el material vegetal de la superficie del suelo. Las muestras tamizadas por malla de 2 mm se conservaron en freezer a -20°C , hasta su procesamiento. Se realizó la extracción del ADN ambiental según el método de Aoshima *et al.* (2006). La cuantificación del ADN se realizó mediante lecturas en espectrofotómetro con UV a una longitud de onda de 260 nm. La observación del ADN se realizó por electroforesis horizontal en geles de agarosa al 1%, con posterior teñido con bromuro de etidio y visualización en transiluminador UV. Se utilizó marcador de peso molecular DNA Ladder 1kb (500-10.000bp) (Genbiotech).

III.5. Análisis estadístico

Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente con el programa INFOSTAT (2008).

Se realizó análisis de variancia (ANOVA) y la prueba Tukey ($p \leq 0,05$) para detectar diferencias entre medias. También se realizó el análisis de correlaciones empleando el coeficiente de correlación de Spearman.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

IV.1. Productividad primaria aérea

La productividad primaria aérea se midió a través de sus componentes (Fig. 23).

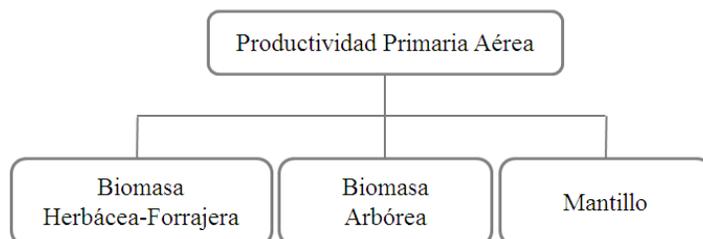


Figura 23. Esquema de los compartimentos de carbono de la productividad primaria aérea.

IV.1.1. Biomasa herbácea-forrajera

Los valores medios de biomasa se muestran en la tabla 6. En este estudio se consideró que el reservorio de C estable en los sistemas pastoriles es el remanente de forraje que queda después de un pastoreo.

Los valores de biomasa de los distintos tratamientos se mantuvieron estables entre años, encontrándose los mayores valores en los tratamientos pastoreados. Durante el desarrollo del estudio, la eficiencia de uso del recurso forrajero en los sistemas pastoreados fue del 45-55 %, encontrándose la mayor eficiencia en PF.

Tabla 6. Biomasa herbácea remanente, en kg de MS.ha⁻¹, por corte para Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos.

	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	1,24 aA	1.943 cA	1.938 cA	550 bA	540 bA
Año 2	1,35 aA	1.950 cA	1.946 cA	555 bA	553 bA
Año 3	1,40 aA	1.930 cA	1.941 cA	560 bA	561 bA
Año 4	1,43 aA	1.921 cA	1.926 cA	559 bA	552 bA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Los menores valores encontrados en el Monte se encuentran en relación con una biomasa vegetal rastrera escasa, posiblemente como consecuencia del uso previo ganadero y de un menor ingreso de luz. A su vez, en los sistemas pastoriles la biomasa herbácea remanente fue significativamente superior con respecto al Monte, producto de la introducción de pasturas mejoradas más productivas.

Se observó que los sistemas pastoreados presentaron mayor remanente que los de confección de rollo, como consecuencia del sistema de manejo. En este estudio se realizaron 3-4 pastoreos durante la estación de crecimiento, y en el tratamiento de rollo, 3 cortes en el mismo período. En sistemas de pastoreo rotativo, el animal consume de

manera selectiva la pastura. Este sistema de pastoreo permite dejar un área foliar remanente, que ayuda a una rápida recuperación de la pastura. El sistema de enrollado realiza un corte homogéneo a 10 cm de altura, removiendo de esta forma casi la totalidad del área fotosintéticamente activa, lo cual repercute en lentos rebrotes post corte. Si bien los valores de remanentes fueron semejantes entre los tratamientos fertilizados y no fertilizados (PF vs P-NF; RF vs R-NF), se destaca que la oferta forrajera fue mayor en los sistemas fertilizados (datos no mostrados).

Teniendo en cuenta que el valor de C en la biomasa vegetal se estimó en un 45 %, los mayores valores de materia seca se tradujeron en mayores contenidos de C (Fig. 24A y 24B), siendo éstos estables en el tiempo evaluado (año 1 a año 4).

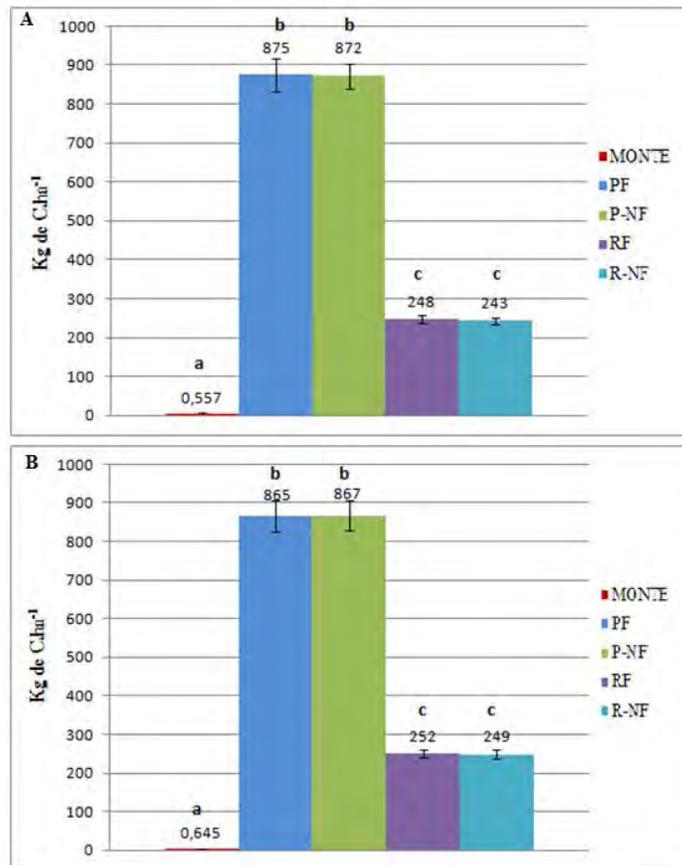


Figura 24. Carbono, en kg de C.ha⁻¹, para para Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos en el año 1 y 4 de evaluación. A-) año 1; B-) año 4.

Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Amézquita *et al.* (2.007) encontraron valores de C en biomasa de 0,6 a 1,2 Mg de C.ha⁻¹ de *Brachiaria decumbens* y *brizantha* en Costa Rica y Colombia. De igual manera, Lapeyre *et al.* (2.004) observaron valores de 2,3 Mg de C.ha⁻¹ en sistemas con *Brachiara brizantha* en Perú, y Pérez *et al.* (2.007), encontraron valores de C de 3,45 Mg.ha⁻¹ en la biomasa de *Panicum maximun* cv. *Gatton* en Lajitas, Salta, Argentina. Ello puede estar relacionado con diferencias en la producción de las pasturas

consideradas, como así también, con el manejo, o el momento de corte de la pastura en que se considera el almacenamiento de C.

IV.1.2. Biomasa de árboles

En las figuras 25 y 26 se observan los valores de biomasa y carbono de los árboles. Estos valores no variaron significativamente entre años, producto de una tasa de crecimiento lenta de las especies evaluadas. Los valores fueron obtenidos en base a ecuaciones alométricas (Brown 1.997), utilizadas para los cálculos de los inventarios nacionales de Argentina.

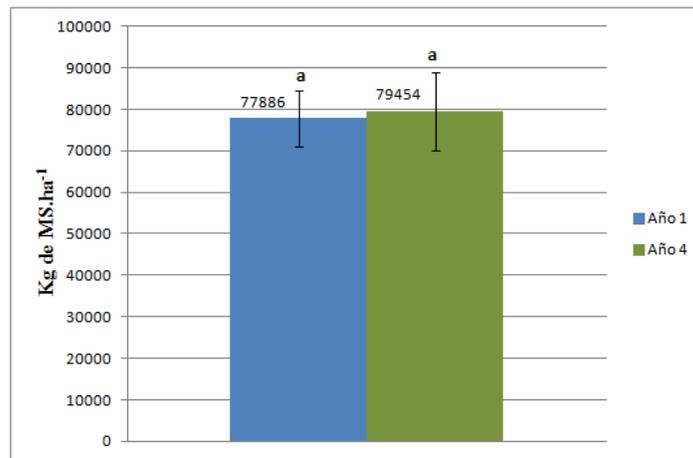


Figura 25. Biomasa arbórea, en kg de MS.ha⁻¹, en Monte.
Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

Los valores de biomasa encontrados en este estudio fueron semejantes a los informados por Spagarino (2.008) en Formosa, en dos estratos arbóreos: Monte alto y Monte bajo, ambos con especies similares a las presentes en el monte de la zona en estudio.

Los valores de C en Mg.ha⁻¹ fueron de 38,9 – 39,7 para el año 1 y 4, respectivamente (Fig. 26), considerando que un 50 % de la biomasa está constituida por carbono (Gasparri *et al.* 2.004). Esto representó una tasa de incremento de 0,2 Mg C.ha⁻¹. Gasparri *et al.* (2.004) reportan una tasa media de C para las regiones forestales que evaluaron de 0,5 Mg C.ha⁻¹.

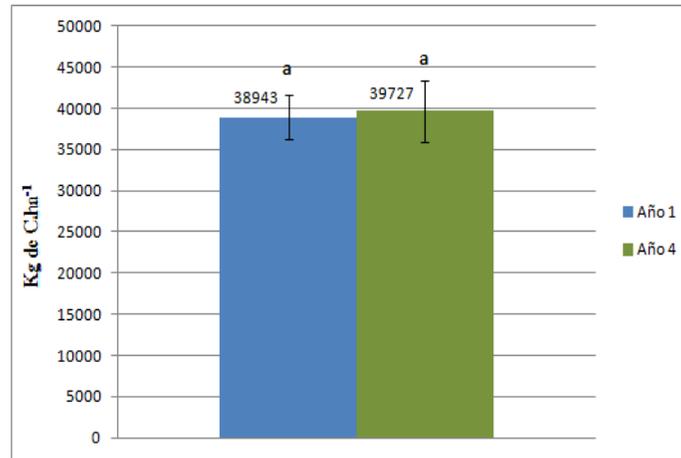


Figura 26. Contenido de carbono en la biomasa de árboles, en kg de C.ha⁻¹, en Monte.
 Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Las bajas tasas de ganancia de biomasa, y por ende de C, determinadas en este trabajo estuvieron en relación con el tipo de vegetación natural de la zona. En el sitio de estudio, se encontraron pocos árboles de avanzada edad y con troncos de grandes diámetros (Fig. 27). Este ambiente propicia un escaso reclutamiento de árboles jóvenes, que son los que presentan tasas de crecimiento mayores (Spagarino 2.008).



Figura 27. Vegetación nativa de la zona (Monte).

La utilización de coeficientes estándar (Gasparri *et al.* 2.004), permitió dimensionar de manera general magnitudes de disponibilidad del recurso y biomasa en los montes nativos con cierto grado de degradación, para los cuales no existe actualmente información disponible.

IV.1.3.Mantillo

Los valores de mantillo variaron en función del tratamiento (Tabla 7) ($p < 0,0001$). En los tratamientos con pastoreo disminuyeron significativamente en el segundo año, mientras que en los tratamientos de henificación estos valores se incrementaron. En los sistemas pastoreados (PF y P-NF) y en RF se observó que a partir del año 2, los valores de mantillo se mantuvieron estables. Según Nasca (2.007) la escasa variación para el efecto año en los sistemas esta relacionado con un equilibrio

entre las tasas de deposición y descomposición. Por el contrario en R-NF se registró una tendencia a la acumulación de mantillo a través del tiempo (Tabla 7).

Los menores valores de mantillo se presentaron en los tratamientos pastoreados y los mayores en Monte. Los tratamientos de confección de rollo mostraron cantidades de mantillo semejantes entre sí, a excepción del último año (Tabla 7).

Tabla 7. Biomasa de mantillo, en kg de MS.ha⁻¹, en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo durante el período evaluado.

	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	4.536 bA	3.695 aB	3.642 aC	3.668 aA	3.711 aA
Año 2	4.479 cA	3.334 aA	3.279 aA	3.834 bAB	4.087 bB
Año 3	4.658 cA	3.407 aA	3.358 aAB	4.040 bB	4.158 bBC
Año 4	4.663 dA	3.413 aAB	3.393 aB	4.037 bB	4.222 cC

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Pérez *et al.* (2.007) encontraron menores cantidades de mantillo en monte (2.000 kg de MS.ha⁻¹) en comparación a las registradas en este estudio. Los valores de mantillo encontrados en los tratamientos pastoreados fueron semejantes a los evaluados por Nasca (2.007) en sistemas de invernada con pastoreo rotativo de la Llanura Deprimida Salina. Pérez *et al.* (2.007) reportó valores de 3.100 kg de MS.ha⁻¹ de mantillo en *Panicum maximum* cv. *Gatton*. Por su parte, Guo *et al.* (2.007), quienes trabajaron en Australia en una pradera nativa (*Themeda triandra* Forssk.) y un sitio adyacente con *Pinus radiata* D. Don., encontraron valores de materia seca de mantillo de 0,1 Mg.ha⁻¹, mientras que en pino el valor de biomasa en mantillo fue 160 veces mayor.

La visión agroecológica del manejo de sistemas pastoriles implica profundizar en aspectos relacionados con la relación suelo-planta-animal. El mantillo es un componente de gran valor para el entendimiento de los procesos relacionados con el ciclo del C, aunque el mismo ha sido poco considerado y estudiado en sistemas pastoriles (Sánchez Cardenas 2.007).

La descomposición de los residuos vegetales constituye la principal vía de ingreso de C y N al suelo, y por lo tanto juega un papel fundamental en el secuestro de estos elementos en el sistema (Giese *et al.* 2.009). La descomposición de los residuos orgánicos es una vía importante del flujo de energía y del ciclo de la materia en los ecosistemas, con consecuencias sobre la productividad primaria y secundaria (Barrera *et al.* 2.004). En el trópico y subtrópico, los procesos de descomposición y los flujos de nutrientes son complejos, debido a las condiciones del clima y a las características de la biota. Dichos aspectos son poco estudiados en sistemas pastoriles, donde la sincronización de la liberación de los nutrientes y la asimilación de los mismos por las plantas resultan de gran importancia en la productividad del sistema (Sánchez Cardenas 2.007).

El mantillo es un componente de C muy dinámico, afectado por procesos de deposición y descomposición, los cuales varían principalmente en función de la calidad del material, las prácticas de manejo, el tiempo de exposición y las condiciones

ambientales. Por ello, en este trabajo se consideró relevante incorporar la escala temporal de los procesos y su tasa de descomposición.

En la Fig. 28 se observa la variación del mantillo entre los meses de septiembre a julio. Los valores de mantillo se incrementan en diciembre, mientras que presentan sus valores más bajos en marzo, patrón que es observado en todos los tratamientos.

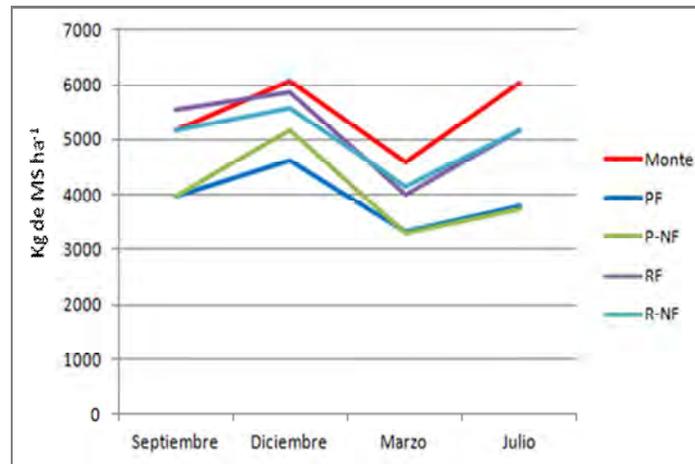


Figura 28. Dinámica de la biomasa de mantillo, en kg de MS.ha⁻¹, en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo.

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

La mayor cantidad de mantillo observada en diciembre es coincidente con una alta producción de la biomasa de pastura y Monte, y por consiguiente, con un mayor aporte de material al suelo. Cuando la tasa de crecimiento de la pastura supera al consumo por parte de los animales, la proporción relativa de material senescente aumenta, y por lo tanto, el material depositado en el suelo. En situaciones de confección de rollos, la acumulación de mantillo está ligada a la eficiencia de la maquinaria para confeccionar los rollos.

Se analizaron los principales factores que influyen en la dinámica del mantillo con una escala temporal de 350 días. Entre ellos podemos mencionar:

1. Porcentaje de pérdida de peso del material en función del tiempo (Fig. 29).
2. Tasa de descomposición mensual y anual (k) (Tabla 8).
3. Contenido de carbono, nitrógeno y relación carbono:nitrógeno (C:N) (Fig. 30a,b,c).
4. Contenido de lignina y relación lignina:nitrógeno (L:N) (Fig. 31a,b).

Evaluar estos factores en forma integrada permite mejorar nuestro conocimiento sobre la dinámica del mantillo.

Es necesario remarcar que el clima modifica notablemente la naturaleza y la rapidez de la descomposición de los restos vegetales en la superficie del suelo, influyendo en el tipo y la abundancia de la materia orgánica (Sánchez Cardenas 2.007). La máxima intensidad de descomposición del material orgánico se observa en condiciones de temperatura moderada (alrededor de 30°C), y con un contenido de humedad de alrededor del 60-80 % de la capacidad máxima de retención de agua del

suelo (Kononova 1.975). En la figura 29 se observa la pérdida porcentual de peso del mantillo contenido en las bolsas de descomposición de los diferentes tratamientos evaluados. Siendo la humedad y la temperatura las variables determinantes en los procesos de descomposición, es posible observar en la figura 29 que la pérdida de peso del material depositado (desaparición de material) comienza a ser importante hacia el día 220, coincidente con el mes de noviembre. Noé y Abril (2.008) indican que el régimen de humedad es un factor determinante en la velocidad de descomposición de los residuos en ambientes afectados por escasez de precipitaciones. Sin embargo, los mismos autores expresan que la tasa de descomposición estacional también se ve afectada por la calidad de los residuos (composición química).

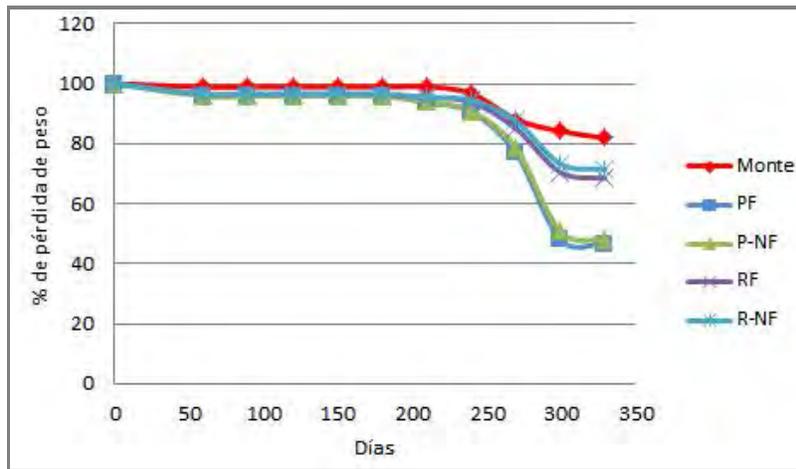


Figura 29. Porcentaje de pérdida de peso del material recolectado con respecto al valor inicial. Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

El compartimiento de la dinámica de mantillo, y la pérdida de peso determinada en este ensayo (Fig.28 y 29) es coincidente con los valores de la tasa de descomposición que se obtuvieron para los distintos tratamientos (Tabla 8), en donde se observa que los mayores valores coinciden con el período húmedo y de mayores temperaturas en la zona.

Tabla 8. Tasa de descomposición mensual y anual (k), vida media (0,693/k) y tiempo de residencia (1/k) de mantillo de Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo.

Días	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
60	0,011 a	0,040 c	0,042 c	0,036 b	0,035 b
90	---	---	---	---	---
120	---	---	---	---	---
150	---	---	---	---	---
180	---	---	---	---	---
210	---	0,025 c	0,016 b	0,013 ab	0,011 a
240	0,022 c	0,034 d	0,015 b	0,015 b	0,011 a
270	0,094 b	0,16 c	0,13 c	0,098 b	0,076 a
300	0,046 a	0,44 c	0,42 c	0,19 b	0,18 b
330	0,027 a	0,047 d	0,041 c	0,029 b	0,023 a
k anual	0,199 a	0,757 d	0,663 c	0,379 b	0,335 a
Vida media	3,48 d	0,92 a	1,05 a	1,83 b	2,07 c
Tiempo de residencia	5,02c	1,32a	1,51a	2,64b	2,98b

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

El Monte presentó la menor tasa de descomposición, lo que determinó tiempos de residencia mayores con respecto a los sistemas pastoriles (Tabla 8). La diferencia estaría relacionada con las características del material vegetal depositado sobre el suelo en Monte. Castro *et al.* (2.010) reporta un comportamiento semejante del mantillo de sucesiones secundarias con respecto al proveniente de un tratamiento con predominio de herbáceas pastoreadas.

La descomposición de la hojarasca está fuertemente relacionada con su composición química, especialmente la concentración inicial de nitrógeno, la relación carbono:nitrógeno (C:N) y la relación lignina:N (Preston *et al.* 2.000). Generalmente, la tasa de pérdida de masa es mayor en el mantillo con una mayor disponibilidad de nutrientes, pero se reduce cuando contiene una mayor concentración de lignina o polifenoles (Preston *et al.* 2.000; Trofymow *et al.* 2.002).

En la Fig. 30A se observa que el contenido de C no mostró diferencias entre los tratamientos pastoriles, pero el Monte presentó cantidades de C mayores con respecto a éstos.

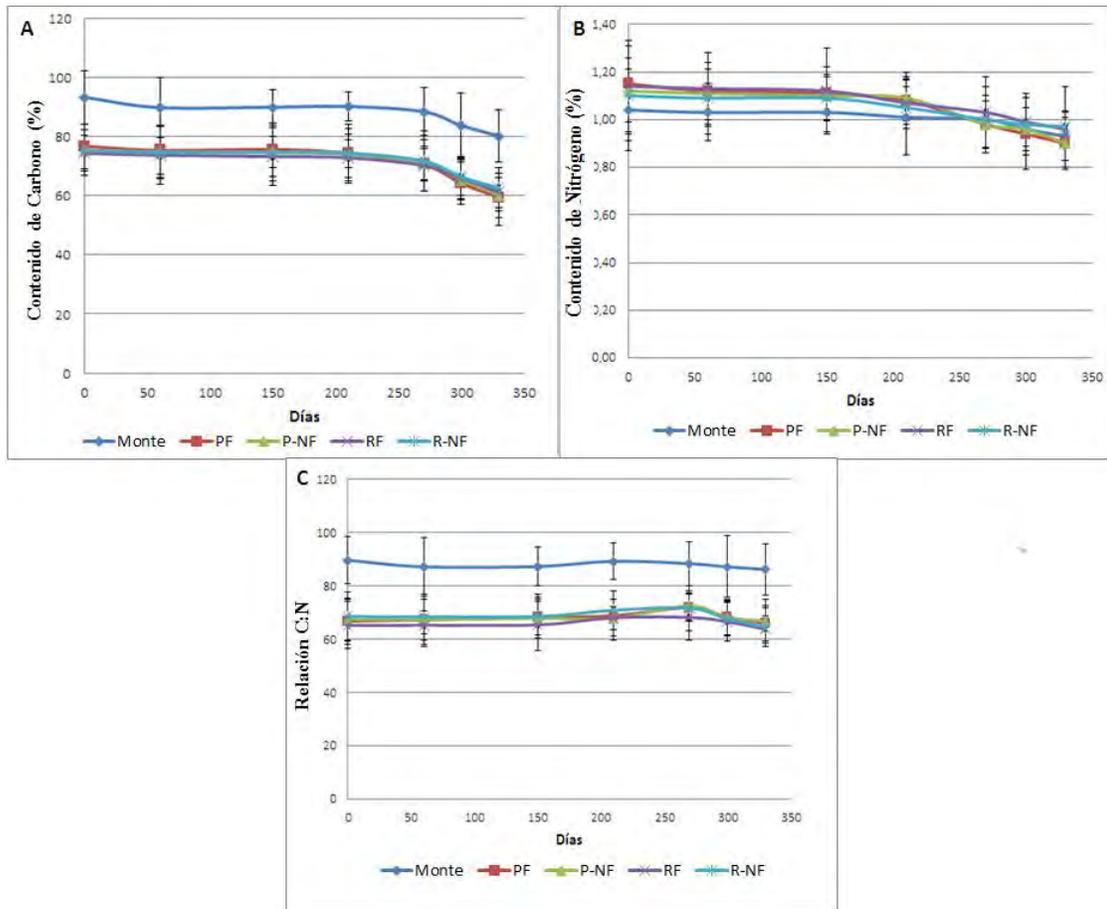


Figura 30. Evolución de parámetros químicos en mantillo durante la descomposición. A-) Evolución del contenido de carbono (%); B-) Evolución del contenido de nitrógeno (%); C-) Evolución de la relación carbono:nitrógeno (C:N).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

En el período evaluado, los porcentajes de pérdida de C fueron muy bajos en Monte con respecto a los tratamientos pastoriles, encontrándose los mismos relacionados con la tasa de descomposición registrada en los diferentes tratamientos (Tabla 8). En Monte el porcentaje de pérdida de C en mantillo fue de 14 %, mientras que en los sistemas pastoriles fue, en promedio, de 19,4 %, observándose las mayores pérdidas en PF y P-NF (22,6 % y 20,3 %, respectivamente) y las menores en RF y R-NF (17,6 % y 16,9 %, respectivamente).

Los porcentajes de pérdida de C fueron ligeramente mayores al inicio del período de descomposición, lo que se encontraría relacionado con pérdidas en los contenidos de C soluble, debido a dos mecanismos principales: lixiviación y respiración microbiana (Noe y Abril 2.008). Posiblemente, el C soluble del material sea el sustrato que utilizan las poblaciones microbianas para mantenerse en fase de latencia, y luego crecer, ya que, de igual manera a lo informado por Noe y Abril (2.008), en este estudio no se observaron para el mismo período pérdidas de lignina y celulosa. Respecto al contenido de N en mantillo, fue mayor en los tratamientos pastoriles con respecto a

Monte (Fig. 30B). En los tratamientos pastoriles, se registró una concentración ligeramente menor de N en R-NF con respecto a los restantes tratamientos.

Durante el proceso de descomposición se observó que el N del mantillo de todos los tratamientos disminuyó con respecto a su contenido inicial. Sin embargo, Berg *et al.* (1.997) señalan que en el transcurso de este proceso existe un incremento en los contenidos de N y lignina. Otros autores, como Virzo De Santo *et al.* (2.009) y Giese *et al.* (2.009) observaron una liberación lenta de N del mantillo, de igual manera a lo registrado en este estudio. Se conoce que esta pérdida de N está relacionada con las características del sitio, contenido de N del mantillo y niveles de N en el suelo (Hobbie y Vitousek 2.000; Virzo De Santo *et al.* 2.009).

En Monte se registró un porcentaje de pérdida de N en el período evaluado de 10,6 %, mientras que en los sistemas pastoriles fue mayor. Los tratamientos con efecto animal registraron un porcentaje de pérdida de 21,7 % y 19,6 % para PF y P-NF, respectivamente. En los sistemas de confección de rollo estos porcentajes fueron algo menores: 15,8% y 11,8% en RF y R-NF, respectivamente.

Los menores contenidos de N se tradujeron en una mayor relación C:N, siendo ésta muy acentuada en Monte (Fig. 30C). La relación C:N tiene un notable efecto en el modelo de descomposición y se menciona en la literatura como el principal indicador de la actividad microbiana (Sánchez Cardenas 2.007). Barrera *et al.* (2.004) expresan que en estos casos, existe un proceso dominante de inmovilización de N en mantillo, que en el tiempo se traducirá en una disminución de la relación, y un incremento en la disponibilidad de N en el material. De igual manera, Giese *et al.* (2.009), observaron que existe cierto enriquecimiento de N del residuo depositado sobre la superficie de suelo a medida que se produce el proceso de descomposición. Los mismos autores encontraron que la alta relación C:N, determinada en sitios de pastizales pastoreados en invierno, resultó en un remanente mayor de N en el residuo de tallos con respecto a tratamientos de alta intensidad de pastoreo y no pastoreados. Este hecho prolongó la tasa de ciclaje de N, debido a una liberación lenta de N en relación a la pérdida de materia seca, lo que indicaría una tasa de mineralización de N lenta (Gieste *et al.* 2.009).

La celulosa, la hemicelulosa y la lignina son los componentes más importantes del mantillo, y constituyen el 50-80 % de la materia seca (Trofymow *et al.* 2.002). Estas macromoléculas, previamente a la asimilación por los microorganismos, deben ser hidrolizadas a subunidades más simples, mediante enzimas extracelulares. Después de la celulosa, la lignina es el segundo componente más importante del matillo (Sanchez Cardenas 2.007). La lignina es un polímero constituido por unidades de fenilpropano con múltiples enlaces y se degrada por un complejo de enzimas, entre ellas lacasas, ligninoperoxidasas y tirosinasas, que actúan sinérgicamente (Fioretto *et al.* 2.005). Los contenidos de lignina, y su tasa de descomposición, controlan la tasa de descomposición del mantillo, especialmente en los estadios más avanzados de dicho proceso, cuando se perdieron los compuestos más solubles (Virzo De Santo *et al.* 2.009).

Existen varios estudios donde se explica el papel de la lignina como reguladora del proceso de descomposición de la hojarasca (Sánchez Cardenas 2.007). Se sabe que el incremento del contenido de lignina disminuye el grado de descomposición y puede

provocar la inmovilización de nutrientes, principalmente del nitrógeno (Sánchez Cardenas 2.007).

En este estudio, el contenido de lignina fue mayor en Monte con respecto a los sistemas pastoriles con *Chloris gayana* cv. Finecut (Fig. 31A). La pérdida de lignina del mantillo a través del tiempo se mantuvo relativamente constante, registrándose disminuciones más acentuadas en el período húmedo y caluroso. El porcentaje de pérdida en Monte fue de 4,7 % mientras que en los tratamientos pastoriles fue inferior, 3,6 % en promedio. Noe y Abril (2.008), quienes trabajaron en el Monte de Mendoza en condiciones de aridez, encontraron pérdidas de los contenidos de lignina y celulosa muy pequeñas, permaneciendo prácticamente inalterables en los primeros meses, con cierta disminución en su concentración a partir de los 10 meses de incubación.

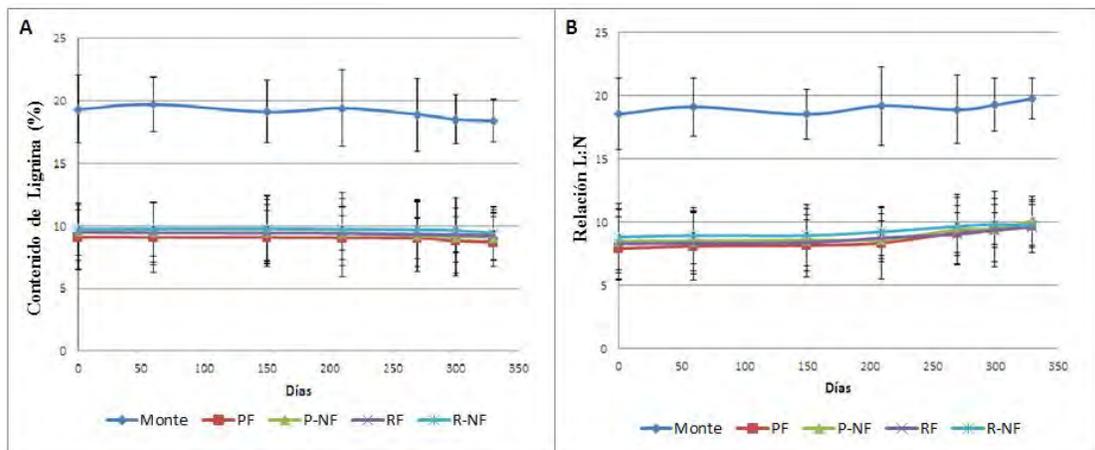


Figura 31. Evolución de parámetros químicos en mantillo durante la descomposición. A-) Evolución del contenido de lignina (%); B-) Evolución de la relación lignina:nitrógeno (L:N).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Los tratamientos pastoreados presentaron un porcentaje mayor de pérdida de lignina con respecto al valor inicial de 4,4 % y 4,6 % para PF y P-NF, respectivamente; mientras que en los sistemas de confección de rollo este valor fue menor: 2,4 % y 2,9 % para RF y R-NF, respectivamente.

En este estudio se observó que los tratamientos fertilizados (PF y RF) presentaron porcentajes de pérdida de lignina ligeramente menores con respecto a los correspondientes no fertilizados (P-NF y R-NF). Al respecto, hay factores que indican que los altos contenidos de lignina tienen un efecto reductor sobre la tasa de descomposición, en particular cuando se encuentra asociada con altos contenidos de N debido a que nuevos y complejos compuestos son formados (Berg y Ekbohm 1.991; Coûteaux *et al.* 1.995). Aún más, los altos contenidos de N generalmente promueven el crecimiento microbiano, los cuales degradan los compuestos lábiles y reprimen la formación de enzimas lignolíticas (Keyser *et al.* 1.978; Fioretto *et al.* 2005). En estos ambientes con altos contenidos de N, la proliferación de microorganismos descomponedores de lignina es reducida, ya que los hongos de crecimiento lento no pueden competir con los otros microorganismos de crecimiento más rápido (Coûteaux *et al.* 1.995).

Fioretto *et al.* (2005) encontraron que la degradación de la lignina es un proceso lento, en directa relación con su concentración en el sustrato. Los mismos autores expresan que en condiciones meteorológicas adecuadas, la tasa de degradación de la lignina es mayor en los primeros estadios de la descomposición.

La degradación lenta de la lignina (L), incrementó la relación L:N en todos los tratamientos analizados (Fig. 31B). Esta relación es de gran importancia como factor regulador de la descomposición de los residuos. Fioretto *et al.* (2005) encontraron que aquellas especies arbóreas con alta relación L:N presentaron una menor tasa de descomposición. Sin embargo, también observaron que como consecuencia de la inmovilización del N en el mantillo, dicha relación descendía. En este estudio se observó que en el período de evaluación existió una tendencia a incrementar los valores de la relación, lo que es coincidente con lo expresado por Sanchez Cardenas (2007) quien indica que a medida que se produce la descomposición de los residuos, los compuestos más lábiles tienden a disminuir, con un consecuente incremento de las sustancias de difícil degradación.

El pastoreo puede alterar la descomposición del mantillo, ya sea acelerando, o bien, disminuyendo la tasa de descomposición, y por ende, el ciclaje de nutrientes en estos sistemas (Haynes 1993; McNaughton *et al.* 1997; Schuman *et al.* 1999; Johnson y Matchett 2001; Franzluebbbers y Stuedemann 2009).

En los sistemas pastoreados se observó que los valores de la tasa de descomposición fueron significativamente mayores con respecto a los de henificación (Tabla 8). Esta diferencia en dicha tasa se vio también reflejada en los porcentajes de pérdida de C y N del mantillo en los mencionados tratamientos (Fig. 30A y 30B). Garibaldi *et al.* (2007) observaron tendencias semejantes en praderas inundables con pasturas C₃ y C₄ en Argentina.

Es esperable que el pastoreo modifique el proceso de descomposición, debido a que provoca alteraciones en los parámetros ambientales locales y en la calidad de mantillo (Semmartin *et al.* 2004; Giese *et al.* 2009). El pastoreo incrementa la incidencia de la luz solar (Ritchie *et al.* 1998) y el albedo, pero decrece la rugosidad de la superficie del suelo y los contenidos de agua en el mismo (Naeth *et al.* 1991; Li *et al.* 2000). Además, el efecto del pastoreo animal también provoca cambios en la estructura vegetal, la comunidad vegetal, en la cantidad y calidad de mantillo depositado, tamaño de partículas de mantillo por pisoteo, en el ambiente edáfico, y por ende, en la dinámica de nutrientes (Bardegett *et al.* 1998; Semmartin *et al.* 2004; Semmartin *et al.* 2008). Semmartin *et al.* (2008) observaron que en los sitios pastoreados la descomposición de tallos y el ciclaje de nutrientes es más rápido que en sitios no pastoreados, relacionando este hecho con una mayor disponibilidad de N en el suelo. Los mismos autores encontraron que el pastoreo afecta principalmente la tasa de descomposición de residuos sobre la superficie de suelo, no registrándose diferencias significativas en la descomposición de raíces entre sitios pastoreados y no pastoreados.

Los tratamientos fertilizados (PF y RF) presentaron una tasa de descomposición mayor con respecto a los respectivos tratamientos no fertilizados (P-NF y R-NF) (Tabla 8). Al respecto, en la bibliografía consultada los resultados muestran efectos positivos, negativos y ningún efecto sobre la descomposición con el agregado de N adicional al

sistema (Aerts *et al.* 2.003; Knorr *et al.* 2.005; Knops *et al.* 2.007; Hobbie 2.008; Semmartin *et al.* 2.008; Liu *et al.* 2.010). El agregado del fertilizante nitrogenado y su efecto sobre la tasa de descomposición es el resultado de dos procesos: incremento en la disponibilidad de N en suelo, e incremento de N en el mantillo (Liu *et al.* 2.010). Sin embargo, en este estudio, la adición de fertilizante nitrogenado no modificó significativamente la composición química del mantillo de los tratamientos con pastura (Fig. 30B). La mayor disponibilidad de N en suelo en estos tratamientos podría haber beneficiado a la biomasa y su actividad microbiana, responsable del proceso de degradación. En ese sentido, Liu *et al.* (2.010) observaron que cuando el agregado del fertilizante afecta en forma negativa a los microorganismos, es cuando se produce el detrimento de la descomposición. Estudios realizados en ecosistemas forestales y pasturas muestran claramente que la adición de N puede estimular o inhibir la actividad microbiana y la estructura de la comunidad, dependiendo de la cantidad de N aplicado y de las diferencias en calidad de mantillo (Waldrop *et al.* 2.004; Craine *et al.* 2.007; Keeler *et al.* 2.009).

La descomposición del mantillo es el resultado de numerosas y complejas interacciones entre las características del material depositado y los organismos del suelo, el clima (principalmente temperatura y humedad) y las características físico-químicas del material vegetal. Las tasas de descomposición y de liberación de nutrientes del material tienen interés ecológico. Por un lado, son procesos asociados al suministro de nutrientes al suelo y plantas y, por ello, su conocimiento puede facilitar la comprensión de algunos aspectos del ciclo de la materia. Por el otro, permiten evaluar consecuencias del manejo, en tanto sus métodos de cosecha pueden contemplar dejar, retirar o modificar las distintas fracciones orgánicas de la biomasa y necromasa, afectando de esta manera a los almacenajes y flujos de materia orgánica y nutrientes en el mantillo (Hyvönen *et al.* 2.000; Barrera *et al.* 2.004).

La descomposición de los residuos vegetales constituye la principal vía de ingreso de C y N al suelo, y por lo tanto, juega un papel fundamental en el secuestro de estos elementos en el sistema (Giese *et al.* 2.009).

En sistemas como los evaluados en este estudio, con un significativo aporte de mantillo por los distintos tratamientos, el mismo también cobra un papel muy importante como compartimento de C.

En las figuras 32A y 32B se observan los contenidos de C en mantillo para los años 1 y 4, respectivamente. El Monte presentó los mayores valores, manteniéndose estables en el tiempo. Entre los tratamientos pastoriles, los sistemas de confección de rollo incrementaron su contenido significativamente con respecto al año 1. Los tratamientos con pastoreo mostraron los menores valores, pero estos se fueron estabilizando en el tiempo. Los contenidos de C observados estuvieron estrechamente relacionados con la cantidad de mantillo (Tabla 7), y con la concentración de C en el material (Fig. 30A). Además, se observa que las diferencias estadísticas informadas para materia seca fueron las mismas que para C. Los resultados aquí obtenidos son coincidentes con lo discutido anteriormente en dinámica de mantillo y descomposición.

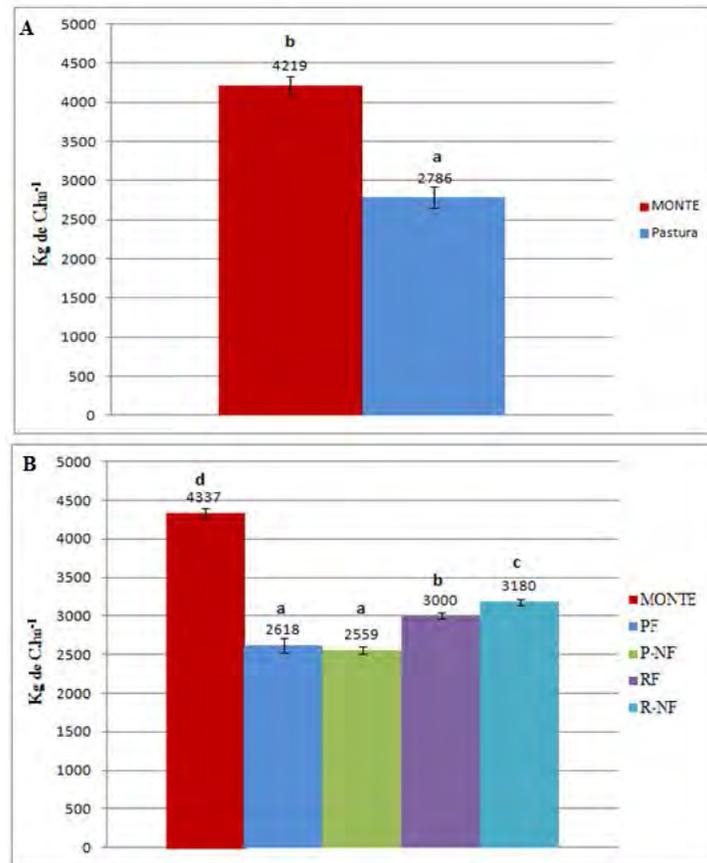


Figura 32. Carbono en mantillo, en kg de C.ha⁻¹, Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo en el año 1 y 4 de evaluación.

Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P:NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R:NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Los valores de C en mantillo se encuentran en el rango de lo informado por la bibliografía para diferentes formaciones de vegetación natural (0,7 – 12,6 Mg de C.ha⁻¹) en distintas zonas geográficas (Etchevers *et al.* 2.001; Aceñolaza *et al.* 2.007; Doll *et al.* 2.008). La Consultoría Manejo Forestal Sostenible y Comunidad, en su informe “Mecanismos de valorización de servicios ambientales” (2.010), registra valores de C en hojarasca en formaciones forestales nativas de 2,8 a 16 Mg de C.ha⁻¹ (Parque Chaqueño, Selva Misionera, Yunga y Bosque Andino Patagónico).

El mantillo representa una importante fuente de nutrientes para el sistema, con una distribución homogénea en el área de pastoreo. También ejerce un efecto protector del suelo, al disminuir los procesos erosivos. Es por ello que su estabilidad puede ser considerada como indicador del estado de la pastura (Nasca 2.007; Snyman 2.009).

IV.2. Productividad primaria subterránea

Se encuentra representada por las raíces de las plantas (Fig. 33).

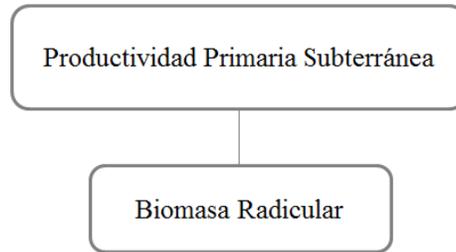


Figura 33. Esquema compartimento de la productividad primaria subterránea.

IV.2.1. Raíces

En los tratamientos analizados en este estudio se observó que la biomasa radical fue significativamente mayor en sistemas con pastura, con respecto a la estimada para Monte ($p < 0,0001$) (Tabla 9). Además, la biomasa radicular en Monte se mantuvo constante en el tiempo (Tabla 9), mientras que en los restantes tratamientos la cantidad de raíces presentó un incremento significativo al final del estudio con respecto al inicio (año 4 y 1, respectivamente).

En Monte se observó una baja densidad de árboles de bajo porte, mientras que en los sistemas pastoriles, *Chloris gayana* desarrolló un sistema radicular vasto que permitió que la misma continúe produciendo biomasa aérea. Schenk y Jackson (2.002) señalaron que la exploración absoluta de las raíces es mayor en regiones subhúmedas, y que se encuentra asociada a la cantidad de biomasa aérea. Esta estrecha relación se debe a que el aérea foliar grande requiere para mantenerse un importante sistema radicular que suministre agua y nutrientes, y viceversa, el mantenimiento de un sistema radical extenso necesita una importante masa foliar (Schenk y Jackson 2.002; Snyman 2.009).

Tabla 9. Biomasa de raíces, en kg de MS. ha^{-1} , en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo en los años evaluados.

	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	13.094 aA	16.088 bA	16.052 bA	16.062 bA	16.059 bA
Año 2	nd	16.674 bB	16.370 aAB	16.370 aAB	16.269 aA
Año 3	nd	16.720 cB	16.501 bB	16.492 bB	16.335 aAB
Año 4	13.208 aA	16.743 dB	16.634 cdB	16.567 bcB	16.447 bB

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

En un análisis global realizado por Jackson *et al.* (1.996) se reportaron valores de raíces en savanas y sistemas con pasturas megatérmicas de $1,5 \text{ kg.m}^{-2}$ de biomasa radicular en 1-2 m de profundidad del suelo. Jaramillo *et al.* (2.003) encontraron en praderas de la región de Chamela, Méjico, con *Panicum maximum* Jacq., *Cenchrus ciliaris* y *Andropogon gayanus*, 6 Mg.ha^{-1} de raíces a 80 cm de profundidad del suelo. Bolstad *et al.* (2.005) informaron valores de $7,1$ a $2,9 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para praderas mixtas de *Festuca* y *Panicum* en los primeros 30 cm de profundidad del suelo en Carolina del Norte, EE.UU.

Ramírez *et al.* (2.009), en la región amazónica colombiana con *Brachiaria brizantha*, encontraron valores promedio de 6,4-7 Mg de MS.ha⁻¹, mientras que Zhiping *et al.* (2.004), en las laderas andinas de Colombia con *Pennisetum purpureum*, informaron producciones de 9,3 Mg de MS.ha⁻¹. Estos valores son sensiblemente menores a los encontrados en este estudio, en donde la contribución de *Chloris gayana* al contenido de raíces fue de 16,7 a 16,4 Mg.ha⁻¹. Pérez *et al.* (2.007), informaron valores superiores de raíces en *Panicum maximum cv. Gatton* de 21,5 Mg.ha⁻¹ hasta 60 cm de profundidad. De igual manera, Frank y Dugas (2.001), en una pradera mixta de Canadá, encontraron valores de biomasa de 14,4 Mg.ha⁻¹. Por otro lado, Kanno *et al.* (1.999) informaron valores de raíces en *Brachiaria decumbens* y *brizantha* que van de 834 a 2.109 g.m⁻² en los 40 cm de profundidad del suelo, representando de esta manera entre 53-76 % de la producción de las pasturas. Las diferencias pueden ser producto de los tipos de suelo, la especie vegetal, las condiciones ambientales y el manejo.

Al respecto, Snyman (2.009), quién trabajó en la región semiárida de Sudáfrica en praderas polifíticas (*Themeda triandra*, *Eragrostis*, *Tragus koelerioides*, *Aristida congesta*) en un gradiente de degradación, observó que la producción de raíces se encuentra en relación directa con la producción de biomasa aérea, y que el manejo ejerce un efecto muy importante en la producción de biomasa radicular. El mismo autor encontró mayores valores de biomasa de raíces en las aéreas no degradadas y con moderada degradación.

En este estudio, en los tratamientos pastoriles se observaron incrementos de la masa radicular del 2 al 5 % (año 4). De esta manera, la defoliación, ya sea mecánica o animal, estimuló la producción de raíces. Frank *et al.* (2.002) midieron mensualmente la producción de raíces de *Pseudoroegneria spicata-Festuca idahoensis*, y encontraron que el pastoreo estimula la producción en un 35 %, lo que causó un incremento en la producción vegetal de un 32 %. Estos autores sostienen que los herbívoros de la región del Parque Nacional de Yellowstone permanecen un tiempo pastoreando y luego se retiran, por lo que existe un tiempo de reposo suficiente, que asegura la recuperación de la pradera. Por el contrario, cuando el nivel de defoliación es alto, debido a largos periodos de pastoreo y alta carga animal, se produce una reducción en el crecimiento (Engel *et al.* 1.998; Becker *et al.* 1.997) y longitud de la raíz (Dawson *et al.* 2.004), encontrándose que la dinámica de las raíces se afecta bajo diferentes niveles de carga animal y manejo (Kanno *et al.* 1.999; Anderson *et al.* 2.007).

En las tablas 10 y 11 se detallan los tiempos de ocupación y descanso de la pastura, correspondientes a los diferentes sistemas de manejo.

Tabla 10. Tiempos de ocupación y descanso de pradera de *Chloris gayana* cv Finecut en los tratamientos pastoreados (PF y P-NF).

	PF			P-NF		
	2.007-2.008	2.008-2.009	2.009-2.010	2.007-2.008	2.008-2.009	2.009-2.010
Tiempos de ocupación (días)	Invierno: 39±13 Verano: 13±3	Invierno: 40±10 Verano: 12±2	Invierno: 38±10 Verano: 13±3	Invierno: 38±11 Verano: 11±3	Invierno: 39±10 Verano: 10±2	Invierno: 40±11 Verano: 12±3
Tiempos de reposo (días)	Verano: 32±11	Verano: 31±11	Verano: 31±12	Verano: 33±12	Verano: 35±10	Verano: 34±11

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización.

Tabla 11. Tiempo de descanso de pradera de *Chloris gayana* cv Finecut en los tratamientos de confección de rollo (RF y R-NF).

	RF			R-NF		
	2.007-2.008	2.008-2.009	2.009-2.010	2.007-2.008	2.008-2009	2.009-2.010
Tiempos de reposo (días)	Verano: 40±12	Verano: 39±10	Verano: 42±12	Verano: 40±12	Verano: 42±12	Verano: 44±11

Referencias: RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Según lo observado en las tablas 10 y 11, el remanente forrajero y los tiempos de descanso en la pastura habrían contribuido a la recuperación del área foliar y a la traslocación de nutrientes, principalmente C, de la parte aérea a las raíces, estimulando su crecimiento. Al respecto Thorne y Frank (2.009) expresan que la defoliación reduce el área foliar total, pero incrementa el área foliar específica. En sistemas con defoliación controlada posiblemente resulte en una mayor superficie foliar relativa con respecto a la biomasa foliar, mecanismo importante que tienen las plantas para compensar la defoliación.

Se considera que las pasturas sometidas a procesos de defoliación presentan una alta demanda de N para el rebrote (McInenly *et al.* 2.010). Sin embargo, en este estudio, no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos fertilizados con respecto a los no fertilizados.

Existen estudios que verificaron un incremento de la producción de biomasa de raíces finas ante el agregado de N. Por el contrario, otros estudios no observaron cambios en la biomasa de raíces, o bien, una reducción de la misma en tratamientos fertilizados con respecto a tratamientos no fertilizados (Cleveland y Townsend 2.006; Bustamante *et al.* 2.012; Ladwing *et al.* 2.012). Gastal y Lemaire (2.002) señalan que la falta de efecto del N sobre la producción de raíces, en comparación sobre el efecto en la producción de biomasa aérea, probablemente esté en relación con una disminución en la relación raíz:tallo cuando se adiciona N al vegetal.

En el caso de PF y P-NF, se observó que la cantidad de biomasa fue ligeramente mayor en el primero, posiblemente como consecuencia de un mayor ingreso de nutrientes al sistema (vía excretas y fertilización inorgánica), como así también, producto de una mayor biomasa aérea. Al analizar los sistemas confección de rollo, R-F también presentó una cantidad de raíces ligeramente mayor, en relación directa con una producción aérea mayor.

De todas maneras, la falta de diferencias entre sistemas fertilizados y no fertilizados puede ser producto también del momento de muestreo. En la época húmeda, con un perfil de suelo con un buen contenido de agua, se puede enmascarar el efecto del fertilizante (Bustamante *et al.* 2.012). Se destaca que la medición de raíces en este estudio se realizó sin discriminar raíces muertas y vivas, y al finalizar la estación de crecimiento, en el cual tiende a observarse el pico de producción de raíces. Lo mismo coincide con lo informado por Richards *et al.* 1984; Snyman 2009 y Andrioli *et al.* 2010, quienes observaron que la producción de biomasa aérea en este período tiende a declinar y el crecimiento radicular es más rápido.

Según los datos presentados en la tabla 9, se observó que el pastoreo no afectó negativamente a la biomasa radicular, posiblemente como consecuencia de un ingreso

adicional de nutrientes y rápido ciclaje de los mismos, como así también a la intervención controlada del pastoreo, que aseguró un remanente adecuado.

Estudios realizados con isotopos demostraron que más de un 50 % del C asimilado por las plantas es traslocado a las raíces (Rees *et al.* 2.005). Es por ello que las raíces de las pasturas representan un importante reservorio de C (Fisher *et al.* 1.994; Rees *et al.* 2.005; Ramírez *et al.* 2.009). Amézquita *et al.* (2.007) determinaron valores de C en raíces de *Brachiara brizantha* de 1,8 Mg.ha⁻¹, y en *Brachiara decumbens* de 3,3, 4,9 y 8,3 Mg.ha⁻¹ en campos de productores colombianos. En sistemas de Costa Rica con *Brachiara humidicola*, los mismos autores registraron valores de 4,5 Mg.ha⁻¹. Valores semejantes de C en raíces fueron encontrados en este estudio (Fig. 34A y 34B).

Los valores de C estuvieron en concordancia con los valores de biomasa (Tabla 9 y Fig. 34), aunque en raíces de Monte el valor de C fue ligeramente mayor con respecto a los tratamientos con pastura.

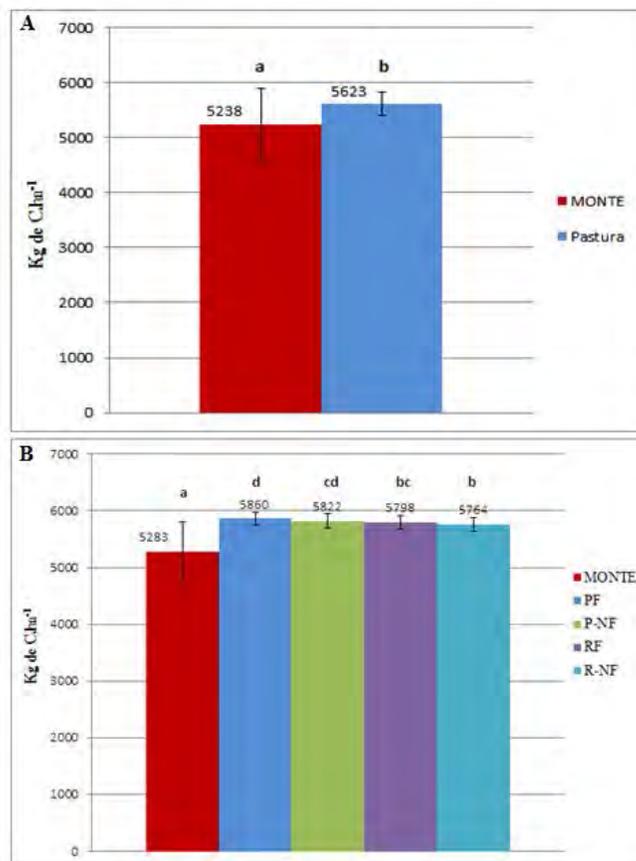


Figura 34. Carbono en raíces, en kg de C.ha⁻¹, en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo evaluado al inicio y final del estudio (años 1 y 4).

Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas p<0,05.

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

En muchos ecosistemas la proporción de biomasa total se encuentra en el suelo, la cual puede llegar a representa hasta 80% de la producción total (Jackson *et al.* 1.996). El estudio de la distribución de esta biomasa resulta de gran importancia, porque

desempeña un papel destacado en el secuestro de C (Fisher *et al.* 1.994). Algunos autores destacan que los sistemas con pasturas introducidas son capaces de almacenar C en profundidad, debajo de la capa arable, siendo entonces más estable y menos susceptible a la oxidación (Fisher *et al.* 1.994).

En la figuras 35 y 36 se observan los valores de biomasa y C a diferentes profundidades del suelo. Se registraron diferencias significativas entre profundidades tanto al comenzar como al finalizar la evaluación.

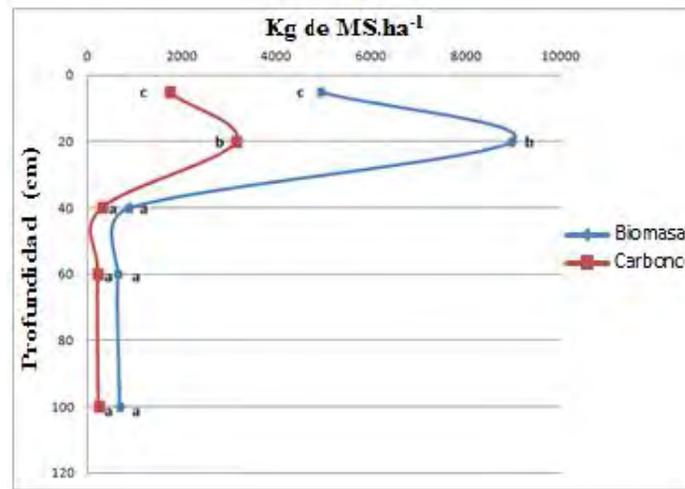


Figura 35. Distribución de biomasa y carbono de raíces de pradera de *Chloris gayana* cv Finecut en diferentes profundidades evaluada al inicio del estudio (año 1).

Letras distintas indican diferencias significativas en profundidad ($p < 0,05$).

La mayor concentración de raíces se obtuvo en los primeros 20 cm de profundidad del suelo, principalmente en el estrato 5-20 cm. Posiblemente ello sea consecuencia de los efectos de defoliación, y de la respuesta de la pastura ante el disturbio (plasticidad) (Fig. 35 y 36).

Esta concentración de raíces en los 20 cm representó más del 80% de la biomasa total. Ramírez *et al.* (2009) reportaron una concentración del 80% en los primeros 10 cm de suelo en especies de *Brachiaria* en la Amazonia Colombiana. Carter y Gregorich. (2.009) encontraron que las raíces de *Lolium arundinaceum* se concentraban en los 30 cm de suelo (70-90%). Una de las principales razones que explica la concentración de las raíces en la capa superficial del suelo es que casi todos los nutrientes que necesita la planta están ubicados allí; en efecto, en esa capa el reciclaje de nutrientes es más eficiente y la actividad biológica más intensa (Rao *et al.* 2.001).

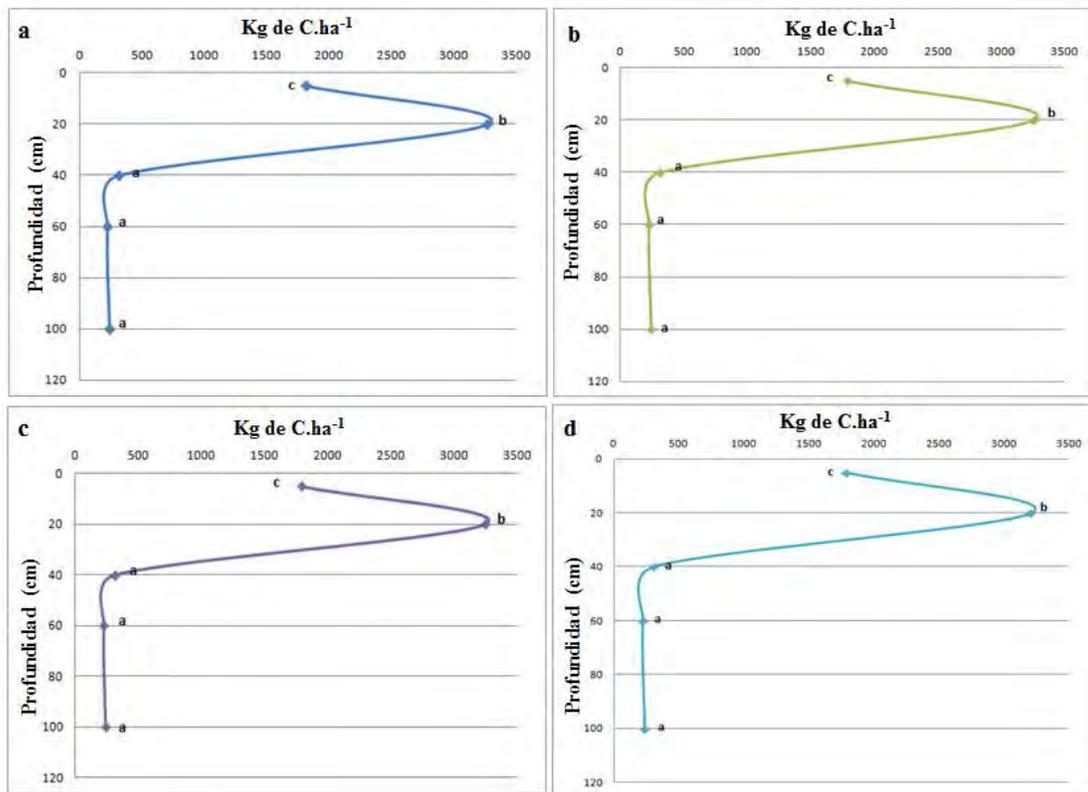


Figura 36. Distribución de carbono de raíces de pradera de *Chloris gayana* cv Finecut en diferentes profundidades evaluada al final del estudio (año 4). a-) PF; b-) P-NF; c-) RF; d-) R-NF.

Letras distintas indican diferencias significativas en profundidad ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Se observó en los sistemas con *Chloris gayana* cv Finecut sometidos a diferentes manejos, un incremento significativo de la cantidad de raíces en los primeros cm de suelo para todos los tratamientos evaluados, no registrándose diferencias por debajo de los 40 cm de profundidad (Tabla 12).

A partir de los 40 cm de profundidad del suelo, no se registraron diferencias significativas entre profundidades para los distintos tratamientos (Tabla 12). Sin embargo, se destaca la exploración radicular de *Chloris gayana* cv Finecut que superó los 100 cm de profundidad (datos no mostrados). Ello concuerda con lo expresado por varios autores sobre la mayor exploración de las pasturas megatérmicas mejoradas, ya que a través de sus sistemas radiculares profundos usan en forma eficiente los nutrientes al extraerlos de las capas más profundas del perfil y los reciclan luego en la planta (Fisher *et al.* 1.994; Nepstad *et al.* 1.994; Rao *et al.* 2.001). Esta distribución radicular, por otro lado, es de gran importancia en el secuestro de C. Al respecto, Nepstad *et al.* (1.994) y Rao *et al.* (2.001) expresan que una gran cantidad de raíces (a medida que aumenta la profundidad del suelo) estarían agregando materia orgánica y nutrientes mediante un ciclo rápido de regeneración.

Tabla 12. Biomasa de raíces, en kg.ha⁻¹, en pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos a distintas profundidades evaluada al inicio y final del estudio (años 1 y 4).

Sitio	Profundidad (cm)	PF	P-NF	RF	R-NF
Biomasa radicular Año 1	0-5	4.993 aC	4.921 aC	4.923 aC	4.920 aC
	6-20	8.979 aD	8.947 aD	8.953 aD	8.951 aD
	21-40	875 aB	878 aB	875 aB	876 aB
	41-60	637 aA	637 aA	637 aA	637 aA
	61-100	675 aA	674 aA	673 aA	674 aA
Biomasa radicular Año 4	0-5	5.192 bC	5.111 abC	5.097 aC	5.105 aC
	6-20	9.323 cD	9.296 bD	9.266 bD	9.158 aD
	21-40	893 bB	890 bB	878 aB	878 aB
	41-60	645 aA	646 aA	645 aA	644 aA
	61-100	690 aA	691 aA	681 aA	681 aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas (p<0,05)

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05)

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Ramírez *et al.* (2.009) señalan que la raíces realizan un aporte de biomasa y exudados, que permitirían incrementar los niveles de carbono orgánico en suelo, debido a una composición química diferente a la de los residuos en superficie, y a una menor tasa de descomposición como consecuencia de un menor nivel de oxígeno y temperatura en el suelo. Los mismos autores encontraron una asociación lineal entre las biomasa de raíces y la captura de COS en *Brachiaria decumbens* debido a que la presión y frecuencia de pastoreo fueron en condiciones controladas, lo que aseguro un mayor anclaje y favoreció menores pérdidas de carbono orgánico del suelo y mayores posibilidades de captura de carbono. En ese mismo trabajo, en calicata, se observó que en condiciones controladas de pastoreo el desarrollo radicular fue muy importante en partes profundas del perfil, por debajo de la capa arables (20 cm en adelante). Por el contrario cuando la misma pastura fue sometida a presiones y frecuencias de pastoreo mayores, se obtuvieron valores de producción menores debido a la compactación y menor desarrollo de las raíces.

En este estudio se observó que la condición edáfica salina no afectó la cantidad ni la distribución de raíces de *Chloris gayana* cv Finecut (Tablas 9 y 12; Fig. 35 y 36). Al respecto Weisel *et al.* (1.985) indican que *Chloris gayana* es una pastura halófila, y que su crecimiento se ve limitado en suelos salinos cuando esta condición va asociada a deficiencias hídricas y de disponibilidad de N en el suelo.

Ceccolli *et al.* (2.011) evaluaron el efecto del incremento de NaCl en *Chloris gavana* Kunth sobre la biomasa vegetal, radicular y anatomía de las mismas. Estos autores encontraron que las raíces disminuían su crecimiento y modificaban su anatomía a medida que aumentaban las concentraciones de NaCl. Sin embargo, Weisel *et al.* (1.985) y Córdoba *et al.* (2.001) plantean que si bien en ensayos controlados *Chloris gayana* puede ver afectado negativamente su crecimiento radicular cuando la concentración de NaCl es mayor a 200 mM, en el campo la salinidad puede no perjudicar a las raíces. Estos autores también expresan que en condiciones de campo el efecto de la salinidad no afecta a todas las raíces de igual forma, y tampoco con la misma intensidad. Algunas raíces pueden crecer en zonas del suelo más salinas,

mientras que otras pueden encontrarse en zonas libres de sales. Cuando una pequeña porción de la raíz es afectada por la presencia de sales, se produce una pérdida de agua de la misma hacia el ambiente (suelo). Sin embargo, el resto de la masa radicular (de las capas de suelo libre de sales) recompone rápidamente el potencial osmótico de las raíces afectadas y el sistema radicular se mantiene funcional (Weisel *et al.* 1.985).

Junto con el mantillo, la producción de raíces constituye la entrada primaria de carbono al suelo (Jackson *et al.* 1.996; Rees *et al.* 2.005), siendo muy importante su aporte, ya que el almacenamiento de C por debajo de la superficie del suelo representa más del doble de lo que se almacena por encima (Jackson *et al.* 1.996; Jones y Donnelly 2.004; Soussana *et al.* 2.010)

IV.3. Suelo

El suelo y su manejo constituyen factores clave en el proceso de emisión y secuestro de C, por ser el mismo un reservorio importante de este elemento en los ecosistemas terrestres. Es así, que manejos inadecuados pueden causar mineralización de las reservas carbonadas orgánicas del suelo y transferir grandes cantidades de gases (principalmente CO₂) a la atmósfera. En la figura 37 se esquematizan los distintos compartimentos evaluados en este estudio.



Figura 37. Esquema compartimentos y parámetros asociados al carbono en suelo.

IV.3. 1. Carbono Orgánico (CO) y Nitrógeno total (Nt) en suelo.

En las tablas 13 y 14 se muestran los valores de CO (correspondientes a los años 1 y 4, respectivamente) determinados a diferentes profundidades para Monte y *Chloris gayana* cv Finecut sometida a distintas formas de manejo.

En los años 1 y 4, los valores medios de CO fueron mayores en los primeros 5 cm de profundidad del suelo (Tablas 13 y 14). En esta profundidad el CO representó 53

% en Monte y 46,1 - 46,9 % en los sistemas pastoriles, del total del carbono orgánico contenido en el perfil del suelo (100 cm de profundidad del suelo).

Tabla 13. Carbono Orgánico (CO), en g.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades de suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al inicio del estudio (año 1).

Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	27,88 bE	22,07 aE	22,28 aE	22, 12 aE	22,21 aE
6-20 cm	10,36 aD	9,99 aD	10,21 aD	10,24 aD	10,15 aD
21-40 cm	6,69 aC	6,93 aC	6,81 aC	7,12 aC	7,02 aC
41-60 cm	3,91 aB	4,71 bB	5,05 bB	4,88 bB	4,82 bB
60-100 cm	3,06 aA	3,33 aA	3,10 aA	3,22 aA	3,27 aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Tabla 14. Carbono Orgánico (CO), en g.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades de suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al final del estudio (año 4).

Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	28,06cE	24,01cE	23,16bE	22,87abE	22,12aE
6-20 cm	10,39abD	10,50bD	10,23abD	10,14aD	10,11aD
21-40 cm	6,64aC	8,25bC	7,99bC	8,00bC	6,98aC
41-60 cm	4,09aB	5,18bB	4,91abB	5,01bB	4,80abB
60-100 cm	3,08aA	3,72aA	3,74aA	3,60aA	3,52aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

La estratificación de materia orgánica del suelo (MOS) es común en muchos ecosistemas naturales, bosques y pasturas manejadas, y puede utilizarse como indicador de la calidad de los suelos o de los ecosistemas (Franzluebbbers 2.002). Dicha estratificación de la MOS puede ser producto de un mayor ingreso de carbono en los primeros centímetros del suelo (Franzluebbbers *et al.* 2.000; Franzluebbbers 2.002; Carter y Gregorich 2.009; Babujia *et al.* 2.010; López-Fando *et al.* 2.011; Yang *et al.* 2.012).

El estrato superficial de suelo recibe el material muerto depositado por la planta (mantillo), y además, presenta una gran distribución de raíces y microorganismos. En sistemas con animales, se adiciona el aporte que realizan éstos en superficie a través de las excretas. Dichos aportes, proveen a los microorganismos de fuentes primarias para la formación de MOS (Kögel-Knabner 2.002). De igual manera, Franzluebbbers (2.002) y Piñeiro (2.006) señalan que en sistemas conservacionistas y pastoriles, la acumulación de CO en los primeros centímetros está relacionada con el aporte de residuos, la biomasa radicular, la rizodeposición, la falta de movimiento del suelo y una descomposición muy lenta del material por menor contacto con los microorganismos del suelo.

En este estudio, en los 20 cm de profundidad de suelo se registró 73 % del CO en Monte, mientras que en *Chloris gayana* sometida a diferentes manejos fue 66,5 - 68,1 %. Resultados semejantes fueron informados por Carter y Gregorich (2.009) y

Babujia *et al.* (2.010) en sistemas con pasturas y sin remoción de suelo. Es decir, que un 27 % del CO en Monte se encuentra por debajo de la superficie de suelo, mientras que en pasturas este porcentaje es mayor (34-32 %). Soussana *et al.* (2.010) y Fontaine *et al.* (2.007) expresaron que en suelos con pastura, el mayor aporte que realizan las mismas es el almacenamiento de C en profundidad. Fisher *et al.* (1.994) encontraron que aproximadamente la mitad del C almacenado en un suelo cultivado con *Andropogon gayanus-Stylosanthes capitata* se encontraba por debajo de la capa arable, siendo menos susceptible a procesos de oxidación. Fisher *et al.* (1.994) y t Mannetje (2.007) atribuyen esta particularidad a que las pasturas megatérmicas son capaces de desarrollar un sistemas radicular vasto y de gran extensión en profundidad, con un importante aporte de C. En concordancia, Hafner *et al.* (2.012) observaron que los sistemas pastoriles con corte (mecánico o animal) tienden a incrementar la distribución de C a las raíces y exudados radiculares, incrementando los contenidos de CO, principalmente las formas estables.

Los valores de CO en Monte y R-NF en diferentes profundidades fueron estables entre los distintos años evaluados (Tabla 15). Por el contrario, en los restantes sistemas pastoriles (PF, P-NF y RF), se observó un incremento en los contenidos de CO, encontrándose las diferencias significativas en las profundidades 0-5; 6-20 y 21-40 cm. Dichas diferencias fueron registradas en el último año de evaluación (año 4) con respecto al inicio (año 1), existiendo un incremento gradual de CO en las mencionadas profundidades durante los años 2 y 3. Ello indica que en estos sistemas, si bien existe una contribución en profundidad de CO, los principales ingresos están relacionados con los 40 cm de profundidad del suelo, donde existe una contribución significativa de material aéreo y subterráneo, y una actividad microbiana que estimula los procesos de transformación.

Tabla 15. Carbono orgánico (CO), en g.kg⁻¹ de suelo, en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos a distintas profundidades durante el período evaluado.

Sitio	Profundidad (cm)	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4
Monte	0-5	27,88 a	27,88 a	27,95 a	28,06 a
	6-20	10,36 a	10,39 a	10,32 a	10,39 a
	21-40	6,69 a	6,50 a	6,59 a	6,64 a
	41-60	3,91 a	3,93 a	4,07 a	4,09 a
	61-100	3,06 a	3,09 a	3,09 a	3,08 a
PF	0-5	22,07 a	22,87 ab	23,53 bc	24,01 c
	6-20	9,99 a	10,06 a	10,27 ab	10,50 b
	21-40	6,93 a	7,51 b	7,81 b	8,25 b
	41-60	4,71 a	4,90 a	5,09 ab	5,18 b
	61-100	3,33 a	3,47 a	3,65 ab	3,72 b
P-NF	0-5	22,28 a	22,21 a	22,81 ab	23,16 b
	6-20	10,21a	10,05 a	10,11 a	10,23 a
	21-40	6,81a	7,40 a	7,70 ab	7,99 b
	41-60	5,05a	4,75 a	4,84 a	4,91 a
	61-100	3,10a	3,48 a	3,56 ab	3,74 b
RF	0-5	22,12a	22,14a	22,52 ab	22,87 b
	6-20	10,24 a	10,01a	10,09 a	10,14 a
	21-40	7,12 a	7,39a	7,70 ab	8,00 b
	41-60	4,88 a	4,79a	4,93 a	5,01 a
	61-100	3,22 a	3,40a	3,51 a	3,60 a
R-NF	0-5	22,21 a	22,06 a	22,10 a	22,12 a
	6-20	10,15 a	10,00 a	10,08 a	10,11 a
	21-40	7,02 a	6,88 a	6,91 a	6,98 a
	41-60	4,82 a	4,78 a	4,80 a	4,80 a
	61-100	3,27 a	3,44 a	3,48 a	3,52 a

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas (p<0,05)

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

La distribución de CO estuvo estrechamente vinculada también a la distribución del Nt registrado en este estudio (Tablas 16 y 17). Los mayores valores de Nt se presentaron en los primeros 5 cm de profundidad del suelo para todos los tratamientos evaluados. Babujia *et al.* (2010) también observaron estratificación de Nt en sistemas de siembra directa, informando las mayores ganancias de este elemento en zonas superficiales.

Se observó que en los primeros 5 cm de profundidad del suelo se almacenó 54-55 % del Nt en Monte, mientras que en *Chloris gayana* cv Finecut este porcentaje fue relativamente menor (43-48,8 %) del Nt en los 100 cm de profundidad del suelo. En los 20 cm, en Monte se acumuló 73-74 % del Nt, y en los tratamientos pastoriles 67,8 -71,2 %, encontrándose para ambas profundidades los mayores valores porcentuales en los tratamientos no fertilizados.

Tabla 16. Nitrógeno total (Nt), en g.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al inicio del ensayo (año 1).

Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	2,18bD	1,60aD	1,55aD	1,63aD	1,58aE
6-20 cm	0,67aC	0,78abC	0,74abC	0,82bC	0,77abD
21-40 cm	0,47aB	0,50aB	0,45aB	0,47aB	0,52aC
41-60 cm	0,34aAB	0,39aA	0,36aAB	0,38aAB	0,39aBC
61-100 cm	0,23aA	0,22aA	0,25aA	0,24aA	0,25aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Tabla 17. Nitrógeno total (Nt), en g kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al final del ensayo (año 4).

Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	2,21cdD	2,29dE	1,90bD	2,11bcE	1,63aD
6-20 cm	0,80abC	1,90dD	0,89bC	1,14cD	0,73aC
21-40 cm	0,49aB	0,76bC	0,52aB	0,71bC	0,48aB
41-60 cm	0,33aAB	0,59cBC	0,39abAB	0,43bB	0,34aAB
61-100 cm	0,24aA	0,25aA	0,22aA	0,24aA	0,23aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

También se observa en las tablas 16 y 17, que las diferencias significativas (p<0,0001) entre Monte y tratamientos pastoriles se presentaron en los 5 cm de profundidad del suelo. Thiet *et al.* (2005) indican que en condiciones de vegetación nativa, existe una proliferación de costras microbióticas que realizan un aporte importante de N en superficie.

Al finalizar el ensayo, los valores de Nt para las diferentes profundidades evaluadas se mantuvieron constantes en Monte y R-NF, con respecto al año 1 (Tabla 18). En PF, P-NF y RF se observó que los contenidos de Nt incrementaron en el año 4, con respecto al año 1.

En los tratamientos fertilizados se registraron mayores contenidos de Nt hasta los 61 cm de profundidad, con respecto a los correspondientes no fertilizados. Los valores medios más altos (a mayores profundidades) registrados en estos tratamientos, podrían estar asociados a la lixiviación y movilidad de este elemento en el suelo.

Tabla 18. Nitrógeno total (Nt), en g.kg^{-1} de suelo, en Monte y en *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos a distintas profundidades durante el período evaluado.

Sitio	Profundidad (cm)	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4
Monte	0-5	2,18 a	2,19 a	2,21 a	2,21 a
	6-20	0,67 a	0,73 a	0,79 a	0,80 a
	21-40	0,47 a	0,48 a	0,48 a	0,49 a
	41-60	0,34 a	0,35 a	0,34 a	0,33 a
	61-100	0,23 a	0,23 a	0,24 a	0,24 a
PF	0-5	1,60 a	1,94 ab	2,22 b	2,29 b
	6-20	0,78 a	1,11 ab	1,17 b	1,90 b
	21-40	0,50 a	0,69 ab	0,74 b	0,76 b
	41-60	0,39 a	0,53 ab	0,53 ab	0,59 b
	61-100	0,22 a	0,23 a	0,24 a	0,25 a
P-NF	0-5	1,55 a	1,79 ab	1,82 ab	1,90 b
	6-20	0,74 a	0,81 ab	0,85 ab	0,89 b
	21-40	0,45 a	0,51 a	0,52 a	0,52 a
	41-60	0,36 a	0,38 a	0,38 a	0,39 a
	61-100	0,25 a	0,22 a	0,22 a	0,22 a
RF	0-5	1,63 a	1,95 ab	2,06 ab	2,11 b
	6-20	0,82 a	0,90 ab	1,05 ab	1,14 b
	21-40	0,47 a	0,63 ab	0,64 ab	0,71 b
	41-60	0,38 a	0,40 a	0,43 a	0,43 a
	61-100	0,24 a	0,23 a	0,23 a	0,24 a
R-NF	0-5	1,58 a	1,61 a	1,60 a	1,63 a
	6-20	0,77 a	0,76 a	0,74 a	0,73 a
	21-40	0,52 a	0,49 a	0,49 a	0,48 a
	41-60	0,39 a	0,35 a	0,36 a	0,34 a
	61-100	0,25 a	0,22 a	0,23 a	0,23 a

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

En los sistemas pastoreados se observó que hasta los 40 cm de profundidad existieron diferencias significativas con respecto a los correspondientes de henificación (Tablas 16, 17 y 18), lo cual podría estar relacionado con la estrecha relación entre la presencia de raíces y el N en suelo. Piñeiro (2.006) señala que en sistemas donde interactúan los animales, existe un mayor contenido de C y N en la biomasa subterránea (raíces), lo cual favorece la acumulación de CO y Nt en superficie, y la retención de N por la raíces.

Los valores obtenidos de CO y Nt en las distintas profundidades evaluadas en los diferentes tratamientos, repercutieron en el almacenamiento de C en los 100 cm de profundidad del suelo.

En los tratamientos Monte y R-NF, los valores medios de CO no mostraron diferencias significativas entre años ($p=0,0731$) (Tabla 19). Se sabe que la estabilidad en los contenidos de CO está relacionada con un equilibrio en el balance de C (Soussana *et al.* 2.010; Liang *et al.* 2.009; Lal 2.004). Las ganancias de C en estos sistemas son pequeñas, y se deben al aporte de las raíces de árboles y pastos, y a una dinámica de descomposición más lenta (Guo *et al.* 2.007).

Tabla 19. Carbono Orgánico (CO), en $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, acumulado en los 100 cm de profundidad del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo durante el período evaluado.

	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	98,53 aA	99,06 aA	99,06 aA	99,06 aA	99,06 aA
Año 2	98,10 aA	103,19 bAB	102,03 abAB	101,38 abAB	99,57 aA
Año 3	98,72 aA	107,10 bBC	104,36 abAB	104,06 abAB	100,54 aA
Año 4	99,22 aA	110,14 cC	107,26 bB	106,21 bB	101,13 aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Los tratamientos PF, P-NF y RF registraron un aumento significativo en los contenidos de CO en el año 4 con respecto al año 1 (Tabla 19). Este proceso de enriquecimiento de CO, estuvo acompañado con el mantenimiento y/o incremento en los contenidos de N (Tabla 20), elementos que se encuentran íntimamente vinculados.

Tabla 20. Nitrógeno Total (Nt), en $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, acumulado en los 100 cm de profundidad del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo durante el período evaluado.

	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	7,28 aA	7,36 aA	7,36 aA	7,36 aA	7,36 aA
Año 2	7,46 aA	9,49 bB	7,52 aA	8,37 bAB	7,16 aA
Año 3	7,61 aA	10,08 cBC	7,68 aA	8,92 bBC	7,15 aA
Año 4	7,67 abA	10,76 dC	7,88 bA	9,46 cC	7,05 aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

La acumulación de C en sistemas pastoriles podría ser consecuencia de un importante aporte de nutrientes debajo de la superficie del suelo, a través de las raíces, su tasa de renovación y sus excretas (rizodeposición) (Fisher *et al.* 1.994; Jobbagy y Jackson 2.000; Jones y Donnelly 2.004; Soussana *et al.* 2.010). Al respecto, Piñeiro (2.006) observó que en sistemas pastoreados se produce una mayor acumulación de C y N en la biomasa subterránea (raíces) lo que favorece la acumulación de MOS, ya que el aporte realizado por los órganos subterráneos contribuye en mayor medida a la formación de MOS (Jobbagy y Jackson 2.000). La asignación de biomasa a raíces no sólo aumenta el C que entra al suelo sino también la retención de N dentro del ecosistema (Dell *et al.* 2.005).

De esta manera, el C acumulado por debajo de la superficie del suelo se encuentra menos expuesto a procesos de oxidación (Fisher *et al.* 1.994; Soussana *et al.* 2.010). Follett *et al.* (2.001) y Soussana *et al.* (2.010) indican que en suelos no disturbados con pasturas los contenidos de C son elevados, ya que el tiempo de residencia medio del mismo en profundidad es de centurias a milenios. Fontaine *et al.* (2.007) informaron tiempos medios de residencia del CO en profundidad en suelos con pasturas en Francia de 2.000 a 10.000 años.

Los contenidos de C encontrados en este estudio en los tratamientos pastoriles fueron semejantes a los registrados por da Silva *et al.* (2.004) quiénes trabajaron con *Brachiaria sp.* y *Panicum maximum* en la Región de Los Cerrados, Brasil (97-113 Mg.ha⁻¹), pero fueron menores a los encontrados por Amézquita *et al.* (2.007) (136-159 Mg.ha⁻¹) en *Brachiaria sp.* en Colombia y Costa Rica.

En la tabla 19 se observa que al finalizar el ensayo (año 4), los tratamientos pastoreados presentaron valores de CO mayores, con respecto a los correspondientes no pastoreados (PF vs RF; P-NF vs R-NF), registrándose una diferencia de 3,9 y 5,9 Mg C.ha⁻¹ para PF y P-NF, respectivamente. De igual manera, Schuman *et al.* (2.009), quiénes trabajaron en praderas mixtas en Cheyenne, Wyoming (EE.UU.), observaron valores (a 60 cm de profundidad) de 88,15; 91,95 y 101,27 Mg C.ha⁻¹ para parcelas de clausura y pastoreo de carga baja y alta, respectivamente.

Los sistemas de confección de rollo, especialmente en R-NF, pueden ser considerados como sistemas “extractivos”, en los cuales cierta cantidad de nutrientes es exportada del sistema, sin reposición. En concordancia, Schuman *et al.* (1.999; 2.002) y Franzluebbbers y Stuedemann (2.009) asocian mayores contenidos de CO en sistemas pastoreados, con respecto a los de henificación, debido al incremento en el ingreso de nutrientes (a través de material vegetal y excretas sólidas y líquidas) que favorecerían al ciclaje de nutrientes, mayor estímulo en el crecimiento vegetal y deposición de residuos vegetales, aumento en la translocación de C a las raíces, incremento en la producción de rizodeposición e incrementos en la tasa de descomposición de mantillo debido al pisoteo animal. Por el contrario, en los sistemas de confección de rollo, una gran cantidad de nutrientes son exportados (como biomasa vegetal), sin reposición. Esto afecta los procesos de transformación y almacenamiento de C y N en suelo (Haynes 1.993; Franzluebbbers *et al.* 2.000; Ganjegunte *et al.* 2.005). Schuman *et al.* (1.999) encontraron 275 a 675 kg.ha⁻¹ de C y 15 a 25 kg.ha⁻¹ de N adicionales inmovilizados en los residuos vegetales de parcelas de exclusión, con respecto a las pastoreadas.

Uno de los principales problemas en los sistemas con pasturas es la deficiencia de N, lo que se traduce en una menor producción de forraje. Esta disminución puede atribuirse a una inmovilización de N en residuos vegetales con alta relación C/N (Schuman *et al.* 1.999), alta competencia por N de los microorganismos del suelo (Brady y Weil 2.008) y a una estabilización de N en la materia orgánica del suelo (Robertson *et al.* 1.993). En este estudio se observó que los tratamientos pastoriles mantuvieron o incrementaron los niveles de N entre los distintos años y con respecto al Monte (Tabla 20). Sin embargo, en R-NF se observó una ligera disminución de los contenidos de Nt en los 100 cm de profundidad del suelo (Tabla 20), lo que se tradujo en valores de C/N más altos (Tabla 21).

Tabla 21. Valores de la relación C/N en los 100 cm de profundidad del suelo Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo durante el período evaluado.

	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	13,6 a	13,5 a	13,8 a	13,5 a	13,5 a
Año 2	13,2 a	10,9 b	13,7 a	12,2 b	14,01 ab
Año 3	13,0 a	10,7 b	13,6 a	11,8 b	14,18 b
Año 4	13,0 a	10,3 b	13,5 a	11,3 b	14,4 b

Letras distintas en columnas indican diferencias significativas $p < 0,05$

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Esta limitación en la disponibilidad de N para la planta se traduciría en menores rendimientos, menor cantidad de mantillo depositado, mayor inmovilización de N en el mantillo y en la biomasa microbiana, y menor actividad radicular, con la consecuente disminución de las entradas de nutrientes al sistema (Schuman *et al.* 1.999; Ingram *et al.* 2.008).

Los sistemas pastoriles extractivos causan un detrimento en los contenidos de Nt (Haynes y Williams 1.993), lo que afectaría al almacenamiento de C en el suelo. En este sentido, en sistemas como R-NF, en donde la dinámica del nitrógeno esta afectada, el almacenamiento de C tenderá a reducirse con el paso del tiempo (Ingram *et al.* 2.008).

Los tratamientos PF, P-NF y RF presentaron una ganancia de Nt de 3,4; 0,52 y 2,1 Mg de N.ha⁻¹. El tratamiento R-NF no registró diferencias significativas ($p=0,8439$) en los contenidos de Nt en los 100 cm de profundidad del suelo. La tasa de ganancia de este elemento en los tratamientos pastoriles fue de 1,1; 0,2 y 0,7 Mg de N.ha⁻¹.año⁻¹ en PF, P-NF y RF, respectivamente; mientras que en R-NF la tasa fue negativa (-0,1 Mg N.ha⁻¹.año⁻¹).

Los sistemas pastoreados presentaron una ganancia de N con respecto a los de confección de rollo (PF vs RF; P-NF vs R-NF) de 1,3 y 0,83 Mg N.ha⁻¹ en el año 4. En P-NF se observaron valores de Nt en los 100 cm de profundidad del suelo semejantes al registrado en RF.

Las ganancias de N en sistemas pastoreados pueden ser atribuidas a un efecto benéfico del animal, que estimula el reciclaje y movimiento de nutrientes (relación animal/planta/suelo) (Schuman *et al.* 1.999; Franzluebbbers *et al.* 2.000; Schuman *et al.* 2.002; Ganjegunte *et al.* 2.005; Franzluebbbers y Stuedemann 2.009). Haynes y Williams (1.993) expresan que este aporte de N al suelo se produce a través de las excretas (heces y orina), ya que aproximadamente entre 60-70 % de lo que ingieren retorna al suelo. La proporción del N que es consumido en la dieta, y posteriormente excretado, depende del tipo de animal, del consumo y de la concentración de N en la dieta (Yan *et al.* 2.007). Haynes y Williams (1.993) indican que las heces contienen entre 2-2,8 % de N.kg de MS⁻¹, y la orina entre 0,8-15 g de N.l⁻¹. El mismo autor sostiene que dado este aporte de N extra en sistemas con animales, los requerimientos de N vía fertilización disminuyen.

Piñeiro (2.006) señala que el efecto del pastoreo en el mediano plazo (1-20 años) sería causante de un incremento de los niveles de N, como consecuencia de un aumento

en el retorno de N vía excretas, lo que sobrecompensaría las mayores emisiones vía volatilización y lavado.

En este estudio, se estimó un ingreso de N vía excretas de $87 \text{ kg de N.ciclo}^{-1}.\text{ha}^{-1}$, en base a la ecuación propuesta por Yan *et al.* (2.007). Este valor se encuentra por debajo de lo máximo establecido por el Directorio de Nitratos de la Unión Europea, que previene la contaminación de aguas por acciones agropecuarias. Este valor límite es de $170 \text{ kg de N.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$, considerando heces y orina (Yan *et al.* 2.007).

Los tratamientos fertilizados (PF y RF) mostraron un incremento significativo de Nt a los 100 cm de profundidad del suelo, con respecto al Monte y a los correspondientes tratamientos no fertilizados (P-NF y R-NF). Los sistemas sin remoción de suelo, y que adicionan fertilizantes nitrogenados, son capaces de recuperar y/o incrementar el stock de Nt (Franzluebbers y Stuedemann 2.009; Malhi *et al.* 2.010; Lovato *et al.* 2.004 y Malhi *et al.* 2.003).

A su vez, se conoce que la adición de fertilizantes nitrogenados repercute en incrementos de C en el suelo (Liebig *et al.* 2.002; Rice 2.000). En este estudio la aplicación de fertilizante nitrogenado implicó una mayor acumulación de C en los 100 cm de profundidad del suelo, con respecto a los tratamientos no fertilizados (PF vs P-NF, y RF vs R-NF) (Tabla 19). En las parcelas pastoreadas la aplicación de N significó un aumento de $2,88 \text{ Mg C.ha}^{-1}$, mientras que en los tratamientos de confección de rollo fue de $5,08 \text{ Mg C.ha}^{-1}$. La ganancia de C acumulado en los 100 cm de profundidad, entre los años 1 y 4, fue de $11,08 \text{ Mg C.ha}^{-1}$ para PF y $7,15 \text{ Mg C.ha}^{-1}$ para RF (Tabla 19).

En el desarrollo de este trabajo se observó que, si bien todos los sistemas almacenaron y/o mantuvieron sus niveles C, las tasas de ganancia de C en los 100 cm de profundidad fueron diferentes. Las tasas de ganancia, expresadas en $\text{Mg C.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$, para los diferentes tratamientos fueron: PF 3,7; P-NF 2,7; R-F 2,4; Monte 0,2; y PR NF 0,8. Valores semejantes fueron encontrados por Conant *et al.* (2.001) ($0,11 \text{ Mg C.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ - $3,04 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

IV.3.1.1. Fracciones de Carbono

IV.3.1.1.1. Carbono Orgánico Particulado (COPa)

En las tablas 22 y 23 se presentan los valores medios de COPa para los años 1 y 4 en diferentes profundidades del suelo. Se observa que el COPa se concentró principalmente en los primeros 5 cm del suelo.

En los primeros 20 cm de profundidad se acumuló más del 70% del COPa total, el cual representó para el monte el 81,7 y 82,2 % (años 1 y 4), y en los sistemas pastoriles fue de 73,6 a 76,4 % (años 1 y 4).

Tabla 21. Carbono orgánico particulado (COPa), en g.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades de suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al inicio del estudio (año 1).

Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	20,88 bD	17,06 aD	17,15 aD	17,13 aD	16,94 aD
6-20 cm	5,50 bC	4,17 aC	4,20 aC	4,15 aC	4,22 aC
21-40 cm	2,91 aB	2,97 aB	2,86 aB	2,92 aB	2,84 aB
41-60 cm	1,14 aA	2,14 bB	2,07b AB	2,1b 1B	2,10b AB
61-100 cm	1,84 aA	1,65 aA	1,62 aA	1,58 aA	1,63 aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Tabla 22. Carbono orgánico particulado (COPa), g kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades de suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al final del estudio (año 4).

Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	20,28 cD	17,92 bD	17,66 bD	17,36 bD	16,42 aD
6-20 cm	5,36 bC	4,43 aC	4,33 aC	4,20 aC	4,12 aC
21-40 cm	2,59 aB	3,28 bB	3,33 bB	3,67 bB	2,88 aB
41-60 cm	1,10 aA	2,09 bA	2,14 bA	2,18 bA	2,09 bAB
61-100 cm	1,84 aA	1,93 aA	1,97 aA	1,88 aA	1,81 aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Las diferencias en COPa entre los sistemas con pasturas y el Monte, en los primeros cm de profundidad, seguramente estuvieron dadas por variaciones en la calidad y cantidad del material depositado en la superficie de suelo. En sitios con pasturas, existe un ingreso de material que aporta a las fracciones de materia orgánica del suelo de mayor labilidad, lo que genera un aumento en el consumo de éstas fracciones por los microorganismos del suelo (Anriquez 2.008).

Por debajo de la capa arable, las diferencias entre Monte y los tratamientos pastoriles estuvieron relacionadas fundamentalmente con el aporte de las raíces. A profundidades mayores, el principal ingreso de material al suelo es el proveniente de las raíces y los productos derivados de las mismas. Al respecto, Franzluebbbers y Stuedemann (2.003) indican que el corte y pastoreo de la pastura puede estimular la muerte y producción de raíces, lo que en parte contribuye a mayores valores de COPa.

En los sistemas pastoriles, las diferencias significativas en los valores de COPa entre tratamientos se observaron en los primeros 5 cm de profundidad del suelo. Los tratamientos PF, P-NF y RF presentaron contenidos significativamente mayores, con respecto a R-NF, lo cual está relacionado con las entradas diferenciales de C al suelo. Los sistemas con mayor ingreso de material presentan mayores niveles de COPa, lo que se refleja principalmente en los primeros centímetros del suelo (Franzluebbbers y Stuedemann 2.002).

Igual tendencia se observó en los 100 cm de profundidad. En la tabla 24 se observa que los tratamientos mantuvieron y/o incrementaron su contenido de COPa en los 100 cm de profundidad del suelo.

Tabla 24. Carbono Orgánico Particulado (COPa), en $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, acumulado en los 100 cm de profundidad del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo durante el período evaluado.

	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	52,68 aA	49,97 aA	49,98 aA	49,98 aA	49,98 aA
Año 2	51,38 aA	48,38 bA	50,18 abA	50,36 abA	51,02 abA
Año 3	51,29 aA	50,80 aAB	51,72 aA	52,02 aAB	50,38 aA
Año 4	50,77 aA	52,56 bB	53,50 bB	53,60 bB	50,55 aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Esta fracción de C suele utilizarse como indicador de calidad de suelo, por ser muy susceptible al manejo empleado en los agroecosistemas. Los sistemas de manejo que incrementen la productividad de las pasturas, podrían beneficiar la acumulación de COPa en el suelo (Franzluebbbers y Stuedemann 2.002). En los tratamientos PF, P-NF y RF los mayores contenidos de COPa estuvieron asociados a una menor exportación, y a un mayor ingreso de nutrientes al sistema (biomasa, raíces, fertilizante, excretas), mientras que en R-NF los ingresos de material estuvieron asociados principalmente al aporte que realizan las raíces, y en menor medida, al material muerto depositado.

Franzluebbbers y Stuedemann (2.002) encontraron que los sistemas pastoriles fertilizados tendieron a acumular mayor cantidad de COPa, al menos en los primeros centímetros del suelo. En experiencias realizadas en caña de azúcar se reportó una disminución en los valores de COPa, como consecuencia de la adición de fertilizantes, que podrían haber incrementado la actividad microbiana, y por ende, la mineralización (Haynes 2.005).

En este estudio se registró que los tratamientos pastoreados (PF y P-NF) no mostraron diferencias con respecto a RF. Sin embargo, Causarano *et al.* (2.008) y Franzluebbbers y Stuedemann (2.003) encontraron que los sistemas pastoreados tienden a acumular mayor cantidad de COPa, con respecto a los de enrollado. Este hecho estaría relacionado con un incremento en los contenidos de COPa en los mencionados tratamientos en los primeros centímetros del suelo (Tabla 23), y también asociados al aporte de raíces (Franzluebbbers y Stuedemann 2.002).

El COPa representó entre 47-50 % del CO, encontrándose valores semejantes entre los distintos tratamientos. Resultados similares (en sistemas con pasturas) fueron informados por otros autores (Cambardella y Elliot 1.992; Carter y Richards 2.000; Franzluebbbers y Stuedemann 2.002).

Se destaca que el carbono orgánico particulado es una fracción transitoria, y su composición y contenido fluctúa con el tiempo, a consecuencia de los cambios en los residuos aportados y de su tasa de mineralización (Haynes 2.005). Moraes Sá y Lal (2.009) señalan que en sistemas donde el aporte y la liberación de compuestos orgánicos son importantes y continuos, se produce un enriquecimiento de COPa y un incremento

en el flujo de los reservorios de C y N estables. También se conoce que el COPa ejerce un importante papel como agente ligante del suelo, ya que contribuye con la macroagregación y la protección del C entre agregados y microagregados (Denef *et al.* 2.004). En contraposición, aquellos sistemas con pérdidas y/o contenidos bajos de esta fracción tienden a reducir con el tiempo los contenidos de C y N, acentuando la emisión de C a la atmósfera y reduciendo el almacenamiento de C en la fracción estable (Moraes Sá y Lal 2.009).

IV.3.1.1.2. Carbono Orgánico Ligero (COL)

El COL es considerado como la fracción más dinámica del CO, por ser susceptible a la actividad microbiana y al manejo del suelo. Se encuentra estrechamente vinculada con la formación de agregados de suelo, principalmente de macroagregados pequeños (250-2.000 μ m). En general, los incrementos de COL están asociados al aporte de residuos e incrementos en los niveles de MO (Chen *et al.* 2.010).

En este estudio, los valores medios de COL mostraron diferencias significativas por profundidad ($p < 0,0001$), presentado un distribución estratificada (Tablas 25 y 26).

Los valores medios de COL fueron significativamente mayores en los primeros 5 cm de profundidad con respecto a las restantes profundidades (Tablas 25 y 26). Este descenso estuvo vinculado con el origen de la fracción ligera y con el aporte de residuos.

Tabla 25. Carbono orgánico ligero (COL), en g.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades de suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al inicio del estudio (año 1).

Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	11,60 aC	11,85 aD	11,19 aD	11,44 aD	11,67 aD
6-20 cm	1,80 aB	2,74 bC	2,55 bC	2,81 bC	2,61 bC
21-40 cm	0,98 aB	0,98 aB	1,04 aB	0,95 aB	0,97 aB
41-60 cm	0,19 aA	0,36 bA	0,38 bA	0,34 bA	0,35 bA
61-100 cm	0,11 aA	0,23 bA	0,25 bA	0,26 bA	0,23 bA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Tabla 26. Carbono orgánico ligero (COL), en g.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades de suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al final del estudio (año 4).

Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	12,09 aC	12,42 aD	12,10 aD	13,42 bD	13,10 bD
6-20 cm	2,05 aB	3,02 abC	3,07 abC	3,35 bC	3,23 bC
21-40 cm	0,96 aB	1,04 aB	0,90 aB	0,94 aB	1,15 aB
41-60 cm	0,23 aA	0,38 bA	0,30 abA	0,39 bA	0,36 bA
61-100 cm	0,12 aA	0,28 bA	0,27 bA	0,27 bA	0,25 bA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

El Monte no mostró diferencias significativas en los primeros 40 cm de profundidad durante los años presentados, en comparación con los sistemas pastoriles (Tablas 25 y 26). En sistemas pastoriles se observaron incrementos significativos en los valores de COL en los primeros 20 cm (Tablas 25 y 26). Al igual que el COPa, los altos contenidos de COL en los tratamientos pastoriles estuvieron asociados al significativo aporte que realizan las raíces y a una alta actividad microbiana (ver datos respiración edáfica).

Chen *et al.* (2010) señalan que la fracción ligera de C tiende a disminuir con el agregado de fertilizante inorgánico, como consecuencia de la ruptura de los macroagregados del suelo en microagregados, a los cuales se asocia el C, y posteriormente a las arcillas y limo. Los mismos autores expresan que el agregado del fertilizante tiende a ocasionar degradación de C en esta fracción del suelo. Sin embargo, en este estudio los tratamientos fertilizados no presentaron diferencias significativas con respecto a los correspondientes no fertilizados (PF vs P-NF; RF vs R-NF) (Tabla 26). Esto estuvo asociado al mantenimiento de una cobertura de suelo permanente, lo cual generó un aporte continuo de material a la fracción ligera de C.

En los 100 cm de profundidad, se observó que los valores medios de COL incrementaron en todos los tratamientos pastoriles (Tabla 27). En Monte los valores fueron más bajos, pero se mantuvieron estables durante el período evaluado (Tabla 27).

Teniendo en cuenta que esta fracción constituye una fuente de C lábil, de mayor disponibilidad para la biota de suelo, estos valores de COL estarían asociados a diferencias en la cantidad del material que se adiciona, a la tasa de descomposición e incorporación al suelo, y a la actividad microbiana responsable de estos procesos. Es de esperar que cuando la actividad de la microflora sea mayor, los valores de COL sean menores (ver datos respiración edáfica).

Tabla 27. Carbono Orgánico Liger (COL), en $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, acumulado en los 100 cm de profundidad del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo durante el periodo evaluado.

	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	16,56 aA	20,49 bA	20,49 bA	20,49 bA	20,49 bA
Año 2	16,76 aA	21,85 bcAB	20,47 bA	22,33 bcAB	22,45 cAB
Año 3	17,24 aA	21,74 bAB	20,62 bA	22,54 bcB	22,89 cB
Año 4	17,59 aA	22,13 bB	21,29 bA	23,25 cB	23,22 cB

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Los valores medios de COL no presentaron diferencias significativas entre los correspondientes tratamientos fertilizados vs no fertilizados (PF vs P-NF; RF vs R-NF).

Los tratamientos de confección de rollo presentaron, en los 100 cm de profundidad del suelo, mayores contenidos de COL, con respecto a los pastoreados. Ello estaría relacionado con altas tasas de ciclaje de MOS, lo cual estimularía la formación y almacenamiento de COPE a expensas del uso de MOS más lábil por los microorganismos del suelo. De todas maneras, en estos sistemas el uso del suelo no

perturbó los valores de la fracción ligera. El COL representó entre 20-22% del CO en los sistemas pastoriles, con valores menores en el Monte (16-17%).

IV.3.1.1.3. Carbono Orgánico Pesado (COPE)

El COPe se encuentra asociado a las partículas de arcilla y limo del suelo, y constituye la fracción de C más estable y humificada, con tasas de ciclaje muy lentas. Es por ello que Franzluebbbers y Stuedemann (2.003) señalan que esta fracción es de gran importancia en el secuestro de C en el suelo.

En este estudio los valores medios de COPe mostraron una distribución estratificada para todos los tratamientos durante los años evaluados. En las tablas 28 y 29 se muestran los contenidos de COPe a diferentes profundidades para los años 1 y 4. Se observa que en la profundidad 0-5 cm los mayores valores fueron registrados en Monte, manteniéndose esta tendencia durante los cuatro años de estudio (Tabla 30).

Tabla 28. Carbono orgánico pesado (COPE), g.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades de suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al inicio del estudio (año 1).

Profundidad	MONTE	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	7,00 bE	5,01 aE	5,13 aE	4,99 aE	5,27 aE
6-20 cm	4,86 aD	5,82 bD	6,01 bD	6,09 bD	5,93 bD
21-40 cm	3,78 aC	3,96 aC	3,95 aC	4,20 aC	4,18 aC
41-60 cm	2,77 aB	2,57 aB	2,93 aB	2,77 aB	2,72 aB
61-100 cm	1,23 aA	1,68 aA	1,48 aA	1,64 aA	1,64 aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Tabla 29. Carbono orgánico pesado (COPE), g.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades de suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo, evaluado al final del estudio (Año 4).

Profundidad	MONTE	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	7,78 cE	6,08 bD	5,50 aD	5,51 aD	5,70 abD
6-20 cm	5,03 aD	6,37 cD	5,89 bD	5,94 bD	5,99 bD
21-40 cm	4,05 aC	4,97 cC	4,66 bC	4,33 abC	4,10 aC
41-60 cm	2,99 aB	3,09 aB	2,77 aB	2,83 aB	2,71 aB
61-100 cm	1,24 aA	1,80 aA	1,77 aA	1,72 aA	1,71 aA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Una particularidad se observó en esta distribución de COPe para los tratamientos pastoriles. Si bien los primeros 20 cm de suelo presentaron los mayores contenidos de esta fracción de C, en la profundidad 6-20 cm se registraron los mayores valores (Tablas 28, 29 y 30). Esta distribución se observó en todos los años evaluados. La mayor concentración de COPe en el estrato de 6-20 cm de profundidad, estuvo acompañada por la mayor proporción de raíces del perfil, y por la presencia de micorrizas y de glomalinas (glicoproteínas producidas por las micorrizas).

En Monte, a los 5 cm de profundidad se encontró un 60 % del COPE total, mientras que en pastura este porcentaje fue algo menor (55,3 - 57,3%). En los 6-20 cm de profundidad del suelo, se registró un 24 % para Monte y 29 % para *Chloris gayana* cv Finecut del COPE total. Dichos porcentajes fueron semejantes entre años.

Luego de 4 años de evaluación, los sistemas con mayor ingreso de nutrientes (PF, P-NF y RF) presentaron un incremento significativo en los contenidos de COPE, manifestándose las diferencias significativas en los primeros 40 cm de profundidad del suelo, entre tratamientos y años (Tablas 29 y 30). A su vez, entre los tratamientos pastoriles, PF fue el que presentó los mayores valores en los primeros 20 cm de profundidad del suelo.

Tabla 30. Carbono orgánico pesado (COPE), en g.kg^{-1} del suelo, en Monte y en pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos a distintas profundidades durante el período evaluado.

Sitio	Profundidad (cm)	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4
Monte	0-5	7,00 a	7,13 a	7,38 a	7,78 a
	6-20	4,86 a	4,87 a	4,94 a	5,03 a
	21-40	3,78 a	3,87 a	3,94 a	4,05 a
	41-60	2,77 a	2,85 a	2,94 a	2,99 a
	61-100	1,23 a	1,28 a	1,23 a	1,24 a
PF	0-5	5,01 a	5,78 ab	5,88 b	6,08 b
	6-20	5,82 a	6,11 ab	6,21 b	6,37 b
	21-40	3,96 a	4,79 b	4,86 b	4,97 b
	41-60	2,57 a	2,88 ab	2,99 ab	3,09 b
	61-100	1,68 a	1,71 a	1,78 a	1,80 a
P-NF	0-5	5,13 a	5,42 ab	5,51 b	5,50 b
	6-20	6,01 a	5,79 a	5,88 a	5,89 a
	21-40	3,95 a	4,40 b	4,48 b	4,66 b
	41-60	2,93 a	2,69 a	2,74 a	2,77 a
	61-100	1,48 a	1,68 a	1,70 a	1,77 a
RF	0-5	4,99 a	5,30 ab	5,40 b	5,51 b
	6-20	6,09 a	5,77 a	5,85 a	5,94 a
	21-40	4,20 a	4,15 a	4,25 a	4,33 a
	41-60	2,77 a	2,76 a	2,80 a	2,83 a
	61-100	1,64 a	1,69 a	1,72 a	1,72 a
R-NF	0-5	5,27 a	5,41 ab	5,65 ab	5,70 b
	6-20	5,93 a	5,68 a	5,62 a	5,99 a
	21-40	4,18 a	3,92 a	4,06 a	4,10 a
	41-60	2,72 a	2,60 a	2,63 a	2,71 a
	61-100	1,64 a	1,64 a	1,69 a	1,71 a

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Al analizar el perfil del suelo en estudio, al igual que el CO y el COPa, los tratamientos evaluados mantuvieron y/o incrementaron su contenido de C estable durante todo el período evaluado (Tabla 31). Deneff *et al.* (2004) encontraron que en sistemas sin remoción de suelo, el incremento de CO fue el reflejo de un incremento paralelo y predominante del C asociado a las partículas minerales de suelo. Se sabe que los sistemas de siembra presentan cantidades de C asociados a la fracción mineral del

suelo, semejantes a los a los de la vegetación nativa, como consecuencia de una menor exposición del C a la oxidación y pérdidas como CO₂ (Zotarelli *et al.* 2.007).

Tabla 31. Carbono Orgánico Pesado (COPe), en Mg.ha⁻¹, acumulado en los 100 cm de profundidad de suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo durante el período evaluado.

	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	45,81 aA	49,31 aA	49,31 aA	49,31 aA	49,31 aA
Año 2	46,72 aA	55,01 cB	51,97 bAB	51,20 bA	49,07 abA
Año 3	47,26 aA	56,43 cB	52,85 bB	52,22 bAB	50,48 abA
Año 4	48,42 abA	57,79 cB	54,03 bB	52,83 bB	50,92 abA

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

La estabilidad observada en Monte y R-NF en esta fracción de C se atribuye a las características de la misma. Dada la asociación del C de esta fracción a los microagregados del suelo, y a las partículas finas del mismo, resulta ser menos susceptible al manejo; excepto cuando el manejo empleado provoque disturbios muy pronunciados con ruptura de microagregados y liberación de la MO protegida en ellos. De igual manera, Brady y Weill (2.008) plantean que en condiciones de intervención, las fracciones lábiles de C serían las primeras en perderse, mientras que la fracción estable del C del suelo lo haría en muy pequeñas proporciones (resiliencia del suelo).

En la tabla 31 se observa que en los tratamientos PF, P-NF y RF el contenido de COPe tiende a incrementar a partir del año 2, manteniéndose estable en los siguientes años. La ganancia de C en la fracción pesada está relacionada con la transformación preferencial de la fracción lábil de C a formas más estables de CO (Chen *et al.* 2.010).

En tratamientos como PF, los mayores contenidos de COPe también estarían asociados al ingreso de nutrientes, que crea un flujo muy importante de C, N y otros nutrientes de las fracciones ligeras de C (COPa) hacia las más estables. Este flujo estimula la actividad microbiana y la transformación de la MOS (Moraes Sá y Lal 2.009).

Una actividad microbiana intensa no implica necesariamente pérdidas netas de C, sino que las mismas están en relación con el aporte de material vegetal y residuos que pueden generar los diferentes manejos.

IV.3.1.1.4. Carbono en Glomalina

Las raíces de la mayoría de las especies vegetales están colonizadas por ciertos hongos benéficos del suelo formando una simbiosis mutualista denominada micorrizas vesículo-arbusculares (Alexander 1.981). González-Chávez *et al.* (2.004) señalan que estos hongos micorrícicos se encuentran en relación simbiótica con el más del 85% de las taxas vegetales conocidas.

En los ecosistemas y agroecosistemas, los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) son de gran importancia debido a que mediante la simbiosis las plantas pueden obtener nutrientes minerales del suelo, mejorar su tolerancia a estreses bióticos y

abióticos (sequías, cambios de pH, alto contenido de sales, etc.), reducir la competencia entre plantas mediante la transferencia de carbono a través de la red de hifas extraradicales y modular la diversidad y productividad de plantas (Simard y Dural 2004). Asociada con la actividad de las hifas de estos hongos, se ha identificado una glicoproteína llamada glomalina, la cual funciona como cementante (aglutinando fuerte las partículas de la fracción mineral del suelo) proporcionando estabilidad a los agregados y favoreciendo a la protección de C en los mismos, como así también en su estructura química.

En regiones agro-ecológicamente marginales, con problemas de salinidad en los suelos, resulta de gran interés estudiar el aporte que los HMA (particularmente la glomalina) realizan al sistema. Es necesario resaltar que no existen antecedentes bibliográficos sobre ésta temática en regiones con limitantes edafoclimáticas como las de la Llanura deprimida Salina.

En la tabla 32 se observan los porcentajes de colonización y número de esporas obtenidos en los diferentes tratamientos evaluados en este estudio.

Tabla 32. Número de esporas en 100 gramos de suelo y porcentaje de colonización de hongos micorrízicos en el Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo.

Tratamiento	Número de esporas en 100 g de suelo	Porcentaje de colonización (%)
MONTE	51 a	70 bc
PF	60 b	72 c
P-NF	58 b	63 ab
RF	57 b	65 b
R-NF	53 a	61 a

Letras distintas en columnas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

En todos los tratamientos se encontraron elementos morfológicos que indicaron la presencia de micorrizas (Tabla 32). En los tratamientos de *Chloris gayana* cv Finecut se observó que el sistema de manejo afectó a los propágulos de micorrizas vesículo-arbusculares. Tanto el número de esporas como el porcentaje de colonización fueron mayores en PF, mientras que estos valores fueron menores en R-NF. Este hecho probablemente sea consecuencia del manejo de la pastura que también afectó la biomasa radicular (Tablas 9 y 12).

Borie *et al.* (2006) y Rillig *et al.* (2003) indican que en sistemas sin remoción de suelo y con cobertura permanente la formación de agregados se ve favorecida, y con ello la colonización y la producción de la glomalina asociada a los HMA.

Respecto al contenido de glomalina en el suelo, Seguel *et al.* (2008) señalan que el estudio de propágulos fúngicos es importante ya que estos permiten vincular su cantidad con los niveles de glomalina. En las tablas 33 y 34 se presentan los valores correspondientes a glomalina total (GT) para todos los tratamientos y profundidades del suelo al inicio y final del ensayo (años 1 y 4).

Tabla 33. Contenido de glomalina, en mg.g suelo⁻¹, en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Fiencut evaluado al inicio del estudio (año 1).

Profundidad	MONTE	Pastura
0-5 cm	1,958 bE	1,207 aE
6-20 cm	0,224 aD	0,361 bD
21-40 cm	0,145 aC	0,224 bC
41-60 cm	0,098 aB	0,161 bB
61-100 cm	0,024 aA	0,066 bA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas ($p < 0,05$).
Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Tabla 34. Contenido de glomalina, en mg.g suelo⁻¹, en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Fiencut sometida a diferentes manejos evaluado al final del estudio (año 4).

Profundidad	MONTE	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	2,049 dE	1,516 cE	1,405 bE	1,340 bE	1,126 aE
6-20 cm	0,266 aD	0,390 dD	0,358 cD	0,397 dD	0,335 bD
21-40 cm	0,149 aC	0,240 cC	0,222 bC	0,239 cC	0,221 bC
41-60 cm	0,091 aB	0,175 dB	0,166 cB	0,151 cB	0,137 bB
61-100 cm	0,027 aA	0,074 cA	0,067 bA	0,063 bA	0,061 bA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas ($p < 0,05$).
Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas ($p < 0,05$).
Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Se observó una marcada estratificación de los contenidos de GT en todos los tratamientos. En ambos años los mayores contenidos de GT se presentaron en los primeros cm del suelo, en concordancia con lo registrado con la cantidad de raíces y CO (Tablas 33 y 34). Dicha estratificación, también fue mencionada por Rillig *et al.* (2.003) y Seguel *et al.* (2.008) en un Andisol bajo vegetación forestal en Chile. En este estudio la estratificación de glomalina en el perfil del suelo estuvo asociada a menores contenidos de MOS en profundidad (Tablas 13 y 14) y a una disminución en los propágulos fúngicos, principalmente esporas y micelio en profundidad.

Rillig *et al.* (2.003) y Seguel *et al.* (2.008) destacan la importancia de un sistema radicular profundo asociado con la presencia de micorrizas para la producción y acumulación de glomalina, especialmente en profundidad. Rillig *et al.* (2.002) encontró que la biomasa radicular y su longitud se encuentran en directa relación con el desarrollo de hifas y su longitud, lo que a su vez se traduce en mayores contenidos de glomalina. Por su parte, Baéz-Pérez *et al.* (2.010) observaron que cultivos perennes con labranza cero acumulan mayores cantidades de CO y de glomalina.

En este trabajo el contenido de CO se relacionó estrechamente con la glomalina ($r^2=0,97$ y $r^2=0,96$ para los años 1 y 4, respectivamente), lo que sugiere la factibilidad de utilizar esta glicoproteína como un indicador del cambio de uso del suelo. West *et al.* (2.005) también observaron una alta correlación entre CO y glomalina, y sugieren que el mayor almacenamiento de carbono en el suelo puede ser dependiente de los hongos micorrizícos arbusculares. Para Bedini *et al.* (2.007) la estrecha relación encontrada entre CO y glomalina sería producto de dinámicas de deposición y descomposición similares.

Cantidades semejantes de glomalina a las obtenidas en este estudio fueron también determinadas por Baéz-Pérez *et al.* (2.010) (0,14-2,2 mg.g⁻¹ de suelo) en los 20 cm de profundidad. En otro trabajo, en suelos con pasturas destinadas a pastoreo o

henificación, Franzluebbbers *et al.* (2.000) registraron valores de glomalina total entre 1,30 y 1,07 mg.g⁻¹ en los 20 cm de profundidad del suelo.

En los primeros 5 cm de profundidad, el Monte presentó los mayores contenidos de GT, sin embargo, a medida que profundizamos en el perfil de estudio la concentración fue significativamente mayor en suelo bajo pastura, con respecto al Monte (Tablas 33 y 34). Ello se encuentra en directa relación con la profundidad de exploración radicular de *Chloris gayana* cv Finecut ($r^2 = 0,80$) registrada en este estudio (Fig. 36). También podría ser producto de pH mayores en profundidad en el Monte, lo que reduciría la acumulación de glomalina (Nichols 2.003).

Las diferencias entre tratamientos pastoriles se registraron hasta los 60 cm de profundidad. A mayor profundidad, sólo PF presentó diferencias significativas con los restantes tratamientos. Las mismas podrían ser producto de las diferencias registradas entre estos tratamientos en la productividad primaria, principalmente raíces, ya que cuando ésta sea menor, se producirá una menor distribución de C a los hongos micorrícicos arbusculares, y por ende, la producción de glomalina disminuiría. Al respecto, Nichols (2.003) indica que la disponibilidad de nutrientes y humedad en el suelo alteran los patrones de distribución de C, y con ello, el crecimiento de hifas y producción de glomalina. Treseder y Allen (2.000) informan que las plantas hospedadoras son capaces de suministrar entre 10-20 % del C de la fotosíntesis a las micorrizas, pero en realidad este porcentaje puede variar entre 5-85 % en base a las características de los sistemas.

Al analizar los tratamientos fertilizados, con respecto a los correspondientes no fertilizados (PF vs P-NF y RF vs R-NF), se observó que aquellos que recibieron N vía fertilización, acumularon mayor cantidad de GT, hasta aproximadamente los 60 cm de profundidad del suelo (Tablas 33 y 34). La teoría económica predice que cuando la disponibilidad de nutrientes es limitante en el suelo, las plantas hospedadoras tenderán a distribuir menor cantidad de C a los HMA (Treseder *et al.* 2.007), y por lo tanto, la producción de glomalina se verá afectada. También, si los HMA se ven directamente limitados por el contenido de N, entonces su crecimiento y producción de glomalina podrían incrementarse cuando aumenta la disponibilidad de N (Treseder *et al.* 2.007).

A su vez, la glomalina es un compuesto relativamente rico en N (entre 0,9–7,3 % de su peso seco) (Lovelock *et al.* 2.004), por lo que en suelos deficientes en N resulta ser una fuente importante de este nutriente para los microorganismos, incrementando entonces su mineralización y disminuyendo su contenido en suelo (Treseder y Turner 2.007).

En este estudio el contenido de glomalina en diferentes profundidades del suelo en los sistemas pastoreados no se vio afectado. Por el contrario, los tratamientos pastoreados con los correspondientes de confección de rollo (PF vs RF y P-NF vs R-NF) tendieron a mostrar cantidades de GT significativamente mayores. Franzluebbbers *et al.* (2.000) observaron que los contenidos de glomalina en una pradera de *Cynodon dactylon* L. y *Festuca arundinacea* Schreb. en el Pedemonte Sudeste de EE.UU. no registraron diferencias entre sistemas de manejo (pastoreo vs henificación) en los primeros 20 cm del suelo, pero a mayores profundidades el contenido de GT fue 44 %

superior en los tratamientos pastoreados. Estos resultados estarían relacionados con lo discutido anteriormente.

A partir del extracto de glomalina purificado, con el fin de confirmar que las determinaciones realizadas correspondían a GT y no a otras proteínas asociadas al suelo, se procedió a realizar electroforesis vertical en geles de poliacrilamida, desnaturizando las muestras con SDS (SDS-PAGE) (Fig. 38, 39 y 40).

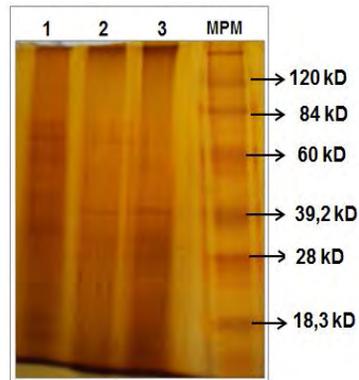


Figura 38. SDS-PAGE de extracto de glomalina correspondiente a muestras de Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut (0-5 cm de profundidad) y *Glomus mossae* (control positivo), determinado al inicio del estudio (año 1).

Referencias: Calle 1: Monte; Calle 2: Pastura *Chloris gayana* cv Finecut; Calle 3: *Glomus mossae*; MPM: marcador de peso molecular.

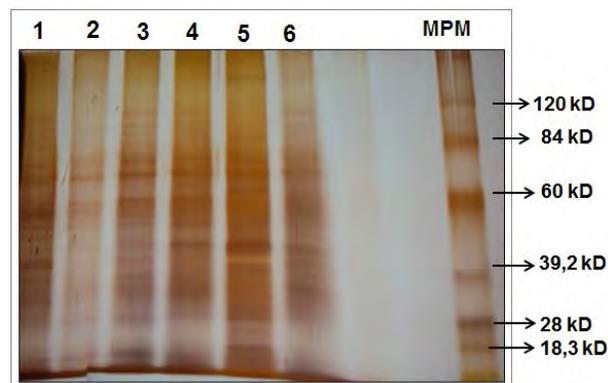


Figura 39. SDS-PAGE de extracto de glomalina correspondiente a muestras de Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos (0-5 cm de profundidad) y *Glomus mossae* (control positivo), determinado al final del estudio (año 4).

Referencias: Calle 1: Monte; Calle 2: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; Calle 3: RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; Calle 4: P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; Calle 5: R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización; Calle 6: *Glomus mossae*; MPM: marcador de peso molecular.

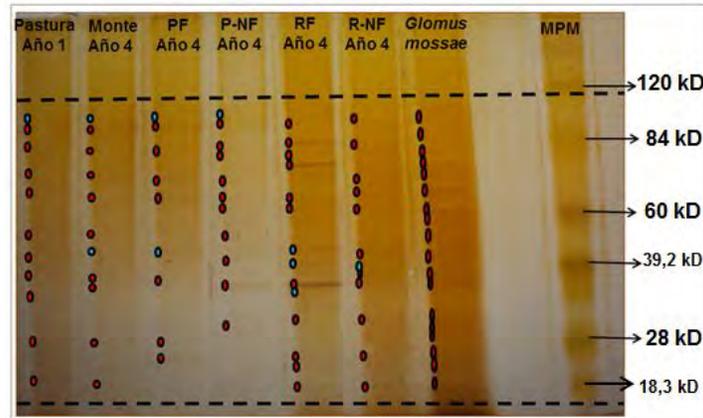


Figura 40. SDS-PAGE de extracto de glomalina correspondiente a muestras de Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos (6-20 cm de profundidad) y *Glomus mossae* (control positivo) (años 1 y 4).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización. Círculos en rojo indican bandas en común con *Glomus mossae*; Círculos en celeste indican bandas no compartidas con *Glomus mossae*.

Las bandas obtenidas para las muestras analizadas se encontraron en un rango de 120 a 18,3 kD (Fig. 38, 39 y 40), lo cual es coincidente con lo reportado por la bibliografía (Wright y Upadhyaya 1996).

En los geles analizados (Fig. 38, 39 y 40) se observó la existencia de un importante número de bandas en común de los tratamientos con respecto a la muestra de glomalina obtenida a partir del patrón de referencia (*Glomus mossae*) (Fig. 40). Esto nos permite inferir que la metodología empleada para extraer y purificar glomalina producida por micorrizas fue la correcta, y que la misma correspondería a hongos del orden Glomales, lo cual también se pudo verificar por análisis morfológico comparativos de las esporas aisladas con las de *Glomus mossae*, utilizada como referencia.

El contenido de C en glomalina (CG) se presenta en las tablas 35 y 36. El mismo estuvo en relación con los contenidos de GT encontrados en los distintos tratamientos. De igual manera que GT, los contenidos de CG presentaron una distribución estratificada, con las mayores concentraciones en los primeros cm del suelo, y disminuyendo en profundidad. Tal disminución resultó ser muy marcada en Monte con respecto a los tratamientos pastoriles.

Tabla 35. Carbono en glomalina, en mg.g suelo⁻¹, a diferentes profundidades en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut, evaluado al inicio del estudio (año 1).

Profundidad	MONTE	Pastura
0-5 cm	0,344 bD	0,277 aE
6-20 cm	0,093 aC	0,122 bD
21-40 cm	0,030 aAB	0,089 bC
41-60 cm	0,021 aAB	0,059 bB
61-100 cm	0,014 aA	0,026 bA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).
Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Tabla 36. Carbono en glomalina, en mg.g suelo⁻¹, a diferentes profundidades en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos, evaluado al final del estudio (año 4).

Profundidad	MONTE	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	0,352 dD	0,326 cE	0,315 abE	0,318 bE	0,308 aE
6-20 cm	0,096 aC	0,142 dD	0,136 cD	0,134 bcD	0,128 bD
21-40 cm	0,034 aB	0,094 bC	0,090 bC	0,091 bC	0,087 bC
41-60 cm	0,022 aAB	0,062 bB	0,060 bB	0,061 bB	0,059 bB
61-100 cm	0,014 aA	0,029 bA	0,027 bA	0,028 bA	0,025 abA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Como se observa en las tablas 35 y 36, en los primeros 5 cm de profundidad, Monte presentó contenidos de CG significativamente superiores con respecto a los tratamientos con *Chloris gayana* cv Finecut. A partir de los 5 cm, CG fue mayor en los tratamientos pastoriles.

Los valores de CG encontrados en este estudio fueron menores a los reportados por Borie *et al.* (2006), quienes encontraron valores de C en glomalina entre 2,4 -3,2 mg.g suelo⁻¹. Pero estos autores estimaron los contenidos de CG en base a los registrados por Rillig *et al.* (2003), quienes indican que el mismo oscila entre 27,9 a 43,1 % de la GT, por lo tanto, no son análisis reales, como los realizados en este estudio. Debido al elevado contenido de C en su estructura junto a su recalcitrancia, hidrofobicidad y fácil producción, la glomalina también representa una fuente de secuestro de carbono en el suelo (González-Chávez *et al.* 2004). En este estudio se obtuvo que el C contenido en glomalina, para los diferentes tratamientos y profundidades, representó entre un 17 y 50 % de la glomalina total, encontrándose los mayores valores porcentuales en profundidad (por debajo de los 20 cm del suelo).

Con respecto al CO, la bibliografía consultada señala que el CG puede representar desde trazas hasta un 27 % del CO (Rillig *et al.* 2003; Baéz-Pérez *et al.* 2010). En este caso, la contribución de la glomalina al CO fue menor a lo observado por Rillig *et al.* (2003) y Borie *et al.* (2006) pero semejantes a los encontrados por Baéz-Pérez *et al.* (2010). En la tabla 37 se observa que la mencionada contribución estuvo condicionada por los tratamientos y la profundidad del suelo analizados.

Tabla 37. Contribución porcentual del Carbono en Glomalina al Carbono Orgánico (CO) del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos.

Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5 cm	0,719 %	0,950 %	0,901 %	0,946 %	0,890 %
6-20 cm	0,346 %	1,515 %	1,149 %	1,323 %	1,074 %
21-40 cm	0,613 %	1,618 %	1,185 %	1,302 %	1,252 %
41-60 cm	0,530 %	0,765 %	0,762 %	0,625 %	0,727 %
61-100 cm	0,502 %	0,627 %	0,571 %	0,612 %	0,581 %
Promedio	0,542 %	1,095 %	0,914 %	0,962 %	0,905 %

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Se observa que en Monte la mayor contribución de CG al CO fue en los primeros 5 cm del suelo. Por el contrario, en los sistemas pastoriles la mayor

contribución de CG se observó en los 6-40 cm de profundidad del suelo. Es importante destacar que esta contribución se encontró directamente relacionada con la distribución del COPe y de raíces en profundidad, donde las mayores concentraciones de ambos se registraron en los 6-20 cm de profundidad del suelo (Tabla 12; Fig. 35 y 36).

Los valores de CG en los 100 cm de profundidad del suelo representaron un aporte de 0,716 Mg de C.ha⁻¹ en Monte, y de 1,134 Mg de C.ha⁻¹ en pastura, registrados al inicio del estudio (año 1) (Fig. 41).

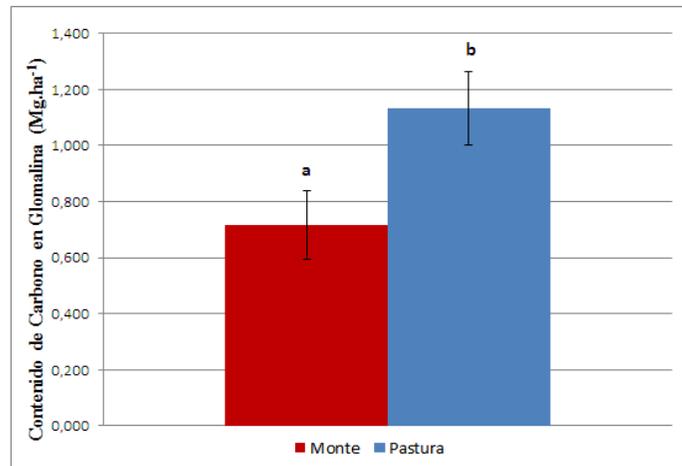


Figura 41. Carbono de glomalina, en Mg.ha⁻¹, a los 100 cm de profundidad en Monte y *Chloris gayana* cv Fineut evaluado al inicio del estudio (año 1).

Al finalizar el ensayo, en el año 4, los valores de CG en Monte y R-NF se mantuvieron constantes, con respecto al inicio (0,747 Mg de C.ha⁻¹ y 1,156 Mg de C.ha⁻¹, respectivamente) (Fig. 42). En estos tratamientos la estabilidad observada en CG y CO sería producto de un equilibrio alcanzado en estos sistemas (Baéz-Pérez *et al.* 2.010)

Sin embargo, en los restantes tratamientos pastoriles los contenidos de CG se incrementaron significativamente (1, 261 Mg de C.ha⁻¹, 1,218 Mg de C.ha⁻¹ y 1,207 Mg de C.ha⁻¹ para PF, P-NF y RF, respectivamente) (Fig. 42). Estos valores fueron semejantes a los observados por Baéz- Pérez *et al.* (2.010), e inferiores a los encontrados por Rillig *et al.* (2.003), pero en ambos casos la información fue determinada sólo para los primeros 20 cm de profundidad del suelo.

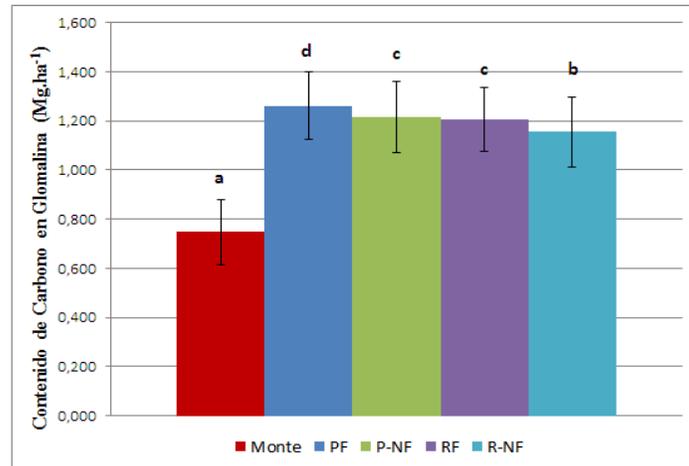


Figura 42. Carbono de glomalina, en Mg ha⁻¹, a los 100 cm de profundidad en Monte y *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos, evaluado al final del estudio (año 4).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

De acuerdo con los resultados presentados, los sistemas PF, P-NF y RF estimularon la producción de glomalina, y con ello, la de carbono. Las tasas de ganancia en estos tratamientos para CG fueron de 0,032 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹, 0,021 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹, y 0,018 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ para PF, P-NF y RF, respectivamente. Baéz- Pérez *et al.* (2010) también encontraron que estas tasas varían en función del tratamiento y que se encuentran en relación con los contenidos de CO, y las ganancias y/o pérdidas de C del sistema.

Resulta entonces, que en este ambiente estudiado todos los tratamientos evaluados favorecieron la colonización por micorrizas y la producción de glomalina, siendo la misma un reservorio de C asociado a la fracción estable del CO.

IV.3.2. Biomasa y Actividad Microbiana

IV.3.2.1. Carbono de Biomasa Microbiana (CBM)

Entre los organismos del suelo, la biomasa microbiana es fuente y/o destino crítico de los nutrientes mediados biológicamente, y la fuerza conductora de las transformaciones de los mismos en el suelo. Contiene 1-3 % del total de carbono y cerca del 5 % del nitrógeno total del suelo (Sikora *et al.* 1996; Yang *et al.* 2012).

En el análisis del contenido de carbono en la biomasa microbiana realizado en este estudio, se observó que los mayores contenidos de CBM se presentaron en los primeros cm del suelo y luego descendieron en profundidad (Tablas 38 y 39).

Se observó que la estratificación del CBM se encuentra en relación con el depósito de material sobre la superficie del suelo en estos sistemas sin remoción del mismo, produciendo una acumulación de MOS en diferente cantidad y calidad en la superficie de suelo, disponible para los microorganismos. A su vez, Franzluebbers *et al.* (1999) indica que el incremento o descenso del CO, debido a un cambio en las entradas de C al suelo, va acompañado de un igual comportamiento por parte de la biomasa

microbiana. Estaría relacionado con el suministro de nutrientes hacia los microorganismos del suelo por parte de los residuos, como la MOS (Nikièma *et al.* 2.012). Enwall *et al.* (2.007), por su parte, encontraron que los valores de CBM son mayores en los primeros cm del suelo, producto de la actividad radicular y el efecto rizosférico.

Tabla 38. Carbono de biomasa microbiana (CBM), en mg.kg suelo⁻¹, a diferentes profundidades en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut, evaluado al inicio del estudio (año 1).

Profundidad (cm)	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5	683,67 bE	488,01 aE	486,71 aE	490,13 aE	487,98 aE
6-20	188,59 bD	160,06 aD	162,04 aD	161,22 aD	162,83 aD
21-40	72,12 aC	66,12 aC	67,22 aC	65,37 aC	66,67 aC
41-60	34,73 aB	29,98 aB	32,44 aB	29,79 aB	30,18 aB
61-100	21,68 aA	17,52 aA	19,21 aA	17,44 aA	18,23 aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Tabla 39. Carbono de biomasa microbiana (CBM), en mg.kg suelo⁻¹, a diferentes profundidades en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos, evaluado al final del estudio (año 4).

Profundidad (cm)	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5	660,35 bcE	699,47 cE	640,94 bE	629,28 bE	578,15 aE
6-20	185,01 bD	185,56 bD	178,53 abD	180,53 bD	170,09 aD
21-40	74,67 aC	75,52 aC	70,96 aC	72,13 aC	71,80 aC
41-60	35,57 aB	34,32 aB	32,98 aB	31,98 aB	29,17 aB
61-100	21,14 aA	21,99 aA	20,70 aA	19,70 aA	18,11 aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Los valores de CBM obtenidos en estos tratamientos fueron semejantes a los reportados por Nikièma *et al.* (2.012), Fu *et al.* (2.012) y Liu *et al.* (2.012) en sistemas con árboles y pasturas. Sin embargo fueron mayores a los reportados por Anriquez (2.008) y Albanesi (2.001) quienes trabajaron en sistemas del Chaco semiárido bajo diferentes grados de perturbación.

En Monte se observó que los contenidos de CBM se mantuvieron estables durante los años evaluados, y en todas las profundidades (Tabla 40). En los sistemas pastoriles, por el contrario, los valores de CBM se incrementaron con respecto al año 1 por efecto del tratamiento, pero sólo en los primeros cm del suelo (Tabla 40).

Entre tratamientos las diferencias se presentaron en los 20 cm de profundidad del suelo (Tablas 38; 39 y 40). Este hecho se puede relacionar con diferencias en las entradas de C y nutrientes al sistema, que afecta principalmente a la capa superficial de suelo, como así también con el efecto rizosférico inducido por las raíces, especialmente importante en pasturas (Shahzad *et al.* 2.012). Según Moore *et al.* (2.000), la rizósfera ejerce una influencia positiva sobre las comunidades microbianas, existiendo variaciones en la concentración y tipo de compuestos orgánicos liberados por las raíces, de acuerdo a la especie vegetal, edad y manejo.

Tabla 40. Carbono de biomasa microbiana (CBM), en mg.kg^{-1} de suelo, a distintas profundidades en Monte y en pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos durante el período evaluado.

Sitio	Profundidad (cm)	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4
Monte	0-5	683,67 a	649,84 a	671,27 a	660,34 a
	6-20	188,59 a	178,87 a	184,37 a	185,00 a
	21-40	72,12 a	71,53 a	73,44 a	74,67 a
	41-60	34,73 a	32,75 a	31,32 a	35,57 a
	61-100	21,68 a	23,38 a	22,11 a	21,14 a
PF	0-5	488,01 a	642,36 b	678,66 bc	699,47 c
	6-20	160,06 a	179,55 ab	183,67 b	185,56 b
	21-40	66,12 a	73,90 ab	74,66 b	75,52 b
	41-60	29,98 a	32,73 a	32,70 a	34,31 a
	61-100	17,52 a	19,45 a	21,20 a	21,99 a
P-NF	0-5	486,71 a	576,08 b	606,85 b	640,94 c
	6-20	162,04 a	169,37 a	175,28 ab	178,54 b
	21-40	67,22 a	69,16 a	72,74 a	70,96 a
	41-60	32,44 a	29,78 a	30,43 a	32,98 a
	61-100	19,21 a	17,75 a	18,63 a	20,70 a
RF	0-5	490,13 a	589,08 b	604,41 b	629,28 b
	6-20	161,22 a	171,20 a	174,61 ab	180,54 b
	21-40	65,37 a	69,66 a	72,72 a	72,13 a
	41-60	29,79 a	30,30 a	30,24 a	31,98 a
	61-100	17,44 a	18,58 a	18,29 a	19,70 a
R-NF	0-5	487,98 a	504,70 ab	529,59 b	578,15b
	6-20	162,83 a	165,66 ab	168,22 ab	170,09ab
	21-40	66,67 a	69,71 a	71,98 a	71,80 a
	41-60	30,18 a	29,31 a	28,98 a	29,17 a
	61-100	18,23 a	17,87 a	18,50 a	18,22 a

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

En primeros 20 cm de profundidad del suelo, donde se observaron las diferencias estadísticas significativas, PF presentó los mayores contenidos de CBM con respecto a los restantes tratamientos pastoriles. Por el contrario, en R-NF se registraron valores menores (Tablas 39 y 40).

En la tabla 39 se observa que P-NF y RF mostraron contenidos de CBM semejantes entre sí, lo que se encuentra relacionado con un ingreso y disponibilidad de energía similar entre estos tratamientos.

Los mayores valores de CBM en PF estuvieron asociados a una acumulación de compuestos orgánicos carbonados que favorecen el crecimiento microbiano. Esto se observó no sólo en los contenidos de CO, sino también en los mayores contenidos de Nt y COPa que se obtuvieron en este tratamiento, con respecto a los restantes. El CBM presentó una importante correlación con estos parámetros ($r^2=0,98$; $r^2=0,97$; $r^2=0,93$ para CO, Nt y COPa, respectivamente).

A su vez, los sistemas pastoreados presentaron mayores valores de CBM con respecto a los correspondientes no pastoreados (Tablas 39 y 40). Las diferencias estuvieron en parte relacionadas con un mayor aporte continuo de sustrato. Según Oates *et al.* (2012) estos ingresos diferenciales se traducen en un cambio en las tasas de

energía que se mueve a través de los sistemas y que afectan a la biomasa del suelo. En los sistemas en los cuales existe una mayor provisión constante de C y N en suelo, asociada principalmente a los contenidos de MOS, se asegura una cantidad de sustrato disponible para el metabolismo de los microorganismos (Liu *et al.* 2.012).

Liu *et al.* (2.012) encontraron que los sistemas pastoreados pueden presentar valores de CBM mayores, con respecto a sistemas no pastoreados, en función de la intensidad y frecuencia de pastoreo, ya que éste modifica las entradas y salidas del sistema. A su vez, Bardgett *et al.* (2.001) observaron que entre tratamientos pastoreados y no pastoreados puede existir una diferencia en la cantidad, calidad y descomposición de mantillo que afecta a la biomasa microbiana.

En sistemas pastoreados la biomasa y actividad microbiana puede ser mayor con respecto a los no pastoreados, como consecuencia de un incremento en la recirculación de nutrientes (Mazancourt *et al.* 1.998; Bardgett *et al.*; 1.998; Bardgett *et al.* 2.001). En concordancia, Oates *et al.* (2.012) expresan que el animal estimula la descomposición de mantillo, y por ende, el suministro de nutrientes para la biomasa microbiana. En concordancia, en este estudio se observó que la calidad de mantillo no varió entre tratamientos pastoriles, pero la tasa de descomposición de mantillo fue mayor en PF y P-NF, con respecto a los sistemas de confección de rollo.

En cuanto a la pastura y el efecto del fertilizante nitrogenado sobre la biomasa microbiana, se observó en los primeros 20 cm de profundidad del suelo, que los tratamientos fertilizados incrementaron su biomasa con respecto a los correspondientes no fertilizados (Tablas 39 y 40). De manera similar, Enwall *et al.* (2.007) también observaron que la fertilización afectó a la biomasa microbiana. Diversos estudios sobre la acción de los fertilizantes nitrogenados en las propiedades biológicas del suelo han presentado resultados contradictorios. Algunos investigadores observaron incrementos en el tamaño de la biomasa microbiana (Omey *et al.* 1.997; Raiesi *et al.* 2.004; Moharana *et al.* 2.012), mientras que otros mostraron resultados opuestos (McAndrew y Malhi 1.992; Ladd *et al.* 1.994), o bien, no observaron efectos de la fertilización nitrogenada sobre la biomasa microbiana (Moore *et al.* 2.000).

En este estudio el aporte del nitrógeno del fertilizante permitió incrementar la producción (kg de MS.ha⁻¹) de la pastura, lo cual estimularía la cantidad de carbono adicionado al suelo por el mantillo y las raíces (exudados), y a su vez, provocaría un aumento en la actividad y crecimiento de los microorganismos. Enwall *et al.* (2.007) observaron que la biomasa microbiana se encuentra relacionada con la producción vegetal, ya que ésta condiciona los niveles de rizodeposición. Mientras que Moharana *et al.* (2.012) señalan que en sistemas con adición de nutrientes que estimulen la producción de C metabolizable y N, junto con un incremento en la producción de biomasa radicular y sus exudados, contribuyen a aumentar los valores de CBM.

En este estudio se observaron que los valores de CBM microbiana a los 100 cm de profundidad se mantuvieron estables en Monte, mientras que en los sistemas con *Chloris gayana* cv Finecut se incrementaron, producto del manejo implementado.

Los incrementos en CBM fueron muy acentuados en PF con respecto a los restantes tratamientos pastoriles (Tabla 41). Los menores valores se presentaron en R-NF. En los 100 cm de profundidad del suelo, los valores de CBM se incrementaron en

PF 20%, en P-NF y RF un 15% y en R-NF 9% con respecto a la condición inicial. Estas variaciones estuvieron asociadas a los cambios ya discutidos en los primeros 20 cm del suelo (mayor ingreso de sustrato y disponibilidad de compuestos carbonados y N que favorecen el crecimiento microbiano).

Tabla 41. Carbono de biomasa microbiana (CBM), en Mg.ha⁻¹, en Monte y pradera *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos a los 100 cm de profundidad del suelo durante el período evaluado.

Año	MONTE	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	1,41bA	1,15aA	1,14aA	1,14aA	1,14aA
Año 2	1,36bA	1,35bB	1,24aAB	1,26abB	1,18aAB
Año 3	1,38cA	1,40cB	1,30bcBC	1,29abB	1,22aAB
Año 4	1,39bcA	1,43cB	1,35bC	1,34bB	1,25aB

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

La comunidad microbiana del suelo es muy diversa, pudiéndose encontrar en un gramo de suelo 10 billones de microorganismos y cientos de diferentes especies (Aoshima *et al.* 2.006; Rajendhran y Gunasekaran 2.008). Se estima que menos del 1% de la diversidad y biomasa microbiana puede ser determinada a través de técnicas tradicionales basadas en cultivos microbianos, y es allí donde comienza a jugar un papel destacado la aplicación de técnicas genómicas y metagenómicas para su evaluación.

En este estudio se realizó la cuantificación de ADN ambiental (ADNa) en los primeros 20 cm de profundidad del suelo, al inicio y final del ensayo en todos los tratamientos, por ser considerado dicho material como indicador de la biomasa del suelo (Aoshima *et al.* 2.006).

La técnica de purificación y extracción del ADN de las muestras de suelo permitió obtener ADN de buena calidad, tal y como puede observarse en la figura 43.

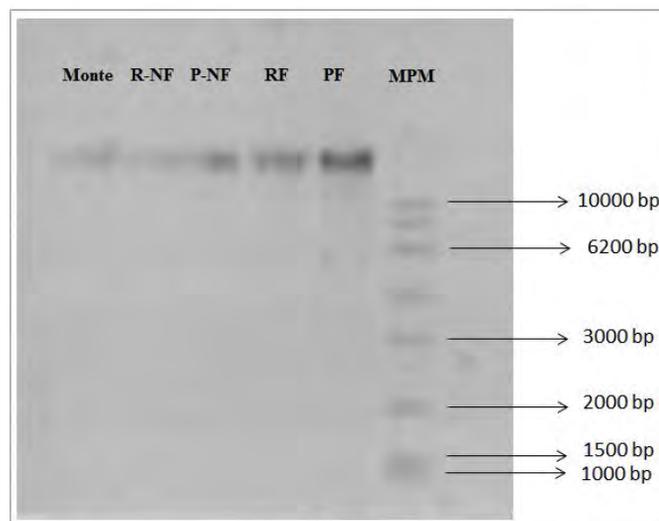


Figura 43. Fotografía negativa de las muestras de ADN correspondientes a Monte y a pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos.

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización; MPM, marcador de peso molecular.

En el primero año de este estudio, el contenido de ADN_a en suelo de Monte fue de 374,88 $\mu\text{g.g de suelo}^{-1}$, mientras que en *Chloris gayana* este valor fue significativamente superior: 443,09 $\mu\text{g.g de suelo}^{-1}$ (Fig. 44).

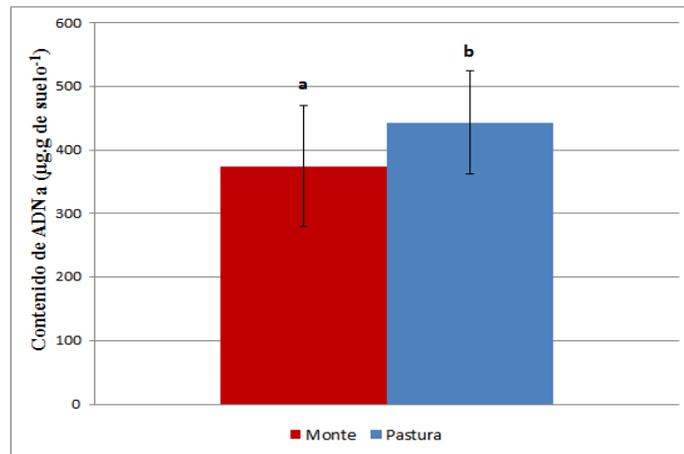


Figura 44. Cantidad de ADN_a, $\mu\text{g.g de suelo}^{-1}$, en suelo de Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut evaluado al inicio del estudio (año 1). Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

El menor contenido de ADN_a en Monte estaría asociado a cierto grado de degradación que presentó este tratamiento, dado su uso silvopastoril previo. Dicha explotación fue realizada sin un control de pastoreo y carga, lo que llevo a la desaparición del estrato herbáceo. Actualmente, luego de varios años de clausura, en el monte podemos encontrar árboles de porte mediano. El material vegetal que cubre el suelo es principalmente mantillo, proveniente de estos árboles con alto contenido de lignina y baja concentración de N, lo que podría afectar a la biomasa microbiana, expresada como ADN_a.

En el último año de estudio los valores de ADN_a fueron de 355,86; 487,44; 473,69; 500,15 y 441,22 $\mu\text{g.g de suelo}^{-1}$ para Monte, PF, P-NF, RF y R-NF, respectivamente (Fig. 45). En PF, RF y P-NF se observó que el agregado de nutrientes, ya sea vía excreta o como urea, incrementó significativamente el contenido de ADN_a. Por ende, se observó que esta variable estuvo afectada por el manejo y por el uso del suelo.

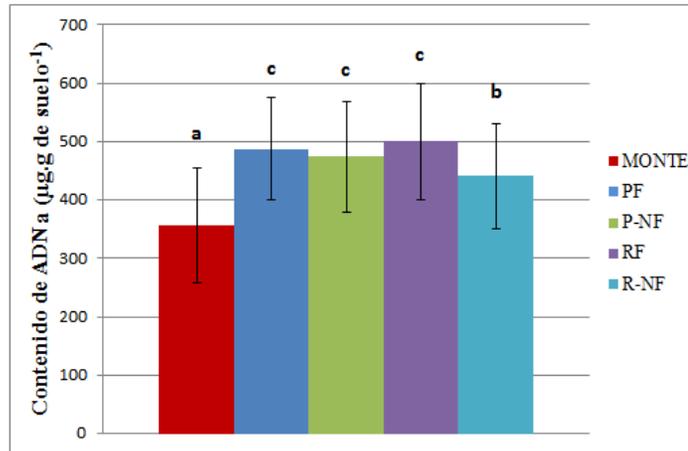


Figura 45. Cantidad de ADNa, $\mu\text{g.g de suelo}^{-1}$, en suelo de Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos evaluado al final del estudio (Año 4).

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Agnelli *et al.* (2.004) y Aoshima *et al.* (2.006) informaron valores inferiores de ADNa, pero estos autores trabajaron en suelos de diferentes texturas, y bajo distintos tipos de manejo. Los contenidos de MOS (particularmente sustancias húmicas), la textura del suelo y el manejo pueden afectar los valores de ADNa en relación a cómo influyen estos factores sobre los valores de biomasa microbiana, como así también en la eficiencia de extracción de ADNa de suelo (Aoshima *et al.* 2.006; Rajendhran y Gunasekaran 2.008).

Agnelli *et al.* (2.004) también indican que los valores de ADNa se encuentran altamente correlacionados con los contenidos de MOS, por ser la principal fuente de nutrientes para los microorganismos. En este estudio se observó que los valores de ADNa correlacionaron positivamente con los valores de CO ($r^2=0,37$) y con los de CBM ($r^2=0,49$), por lo tanto, el contenido de ADNa determinado en este estudio también constituye un buen estimador de la biomasa del suelo. Se conoce que en los primeros estratos de suelo se puede encontrar el 60% del valor total de ADNa, dada la estrecha relación de éste parámetro con la distribución y biomasa de raíces, como así también con los contenidos de MOS.

El CBM representa aproximadamente entre 1-3% del CO (Sikora *et al.* 1996; Yang *et al.* 2012), y la relación es ampliamente utilizada como indicador de la calidad del suelo, ya que provee información sobre la dinámica de la MOS. Yang *et al.* (2012) indican que esta relación, también llamada cociente microbiano, representa la eficiencia con la que el C es transformado a C de biomasa microbiana, y las pérdidas por descomposición.

Los valores de dicha relación se presentan en las tablas 42 y 43. Se observa que los mismos variaron en función del tratamiento y la profundidad (Tablas 42 y 43).

En los años presentados en la tabla 42, los mayores valores de la relación se observaron en las profundidades superficiales (0-5, 6-20 cm del suelo). La disminución del cociente en profundidad también fue observada en otros sistemas (Álvarez *et al.* 1.997; Babujia *et al.* 2.010) y puede ser atribuida a una cantidad mayor de hongos y

bacterias en los horizontes subsuperficiales (Ross *et al.* 1.996). Por otro lado, este descenso de la relación estuvo acompañado de una disminución de sustrato (CO, Nt y biomasa radicular), necesario para el crecimiento y proliferación de la biomasa microbiana.

Tabla 42. Relación CBM:CO, en %, en distintas profundidades del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos, evaluados al inicio (año 1) y final (año 4) del estudio.

Año	Profundidad	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	0-5cm	2,45 bE	2,21 aE	2,19 aE	2,20 aE	2,21 aE
	6-20cm	1,82 bD	1,60 aD	1,61 aD	1,58 aD	1,61 aD
	21-40cm	1,08 aC	0,95 aC	0,94 aC	0,96 aC	0,95 aC
	41-60cm	0,89 bB	0,64 aB	0,63 aB	0,61 aB	0,64 aB
	61-100cm	0,71 bA	0,52 aA	0,53 aA	0,51 aA	0,52 aA
Año 4	0-5cm	2,35 aE	2,91 dE	2,77 cE	2,75 cE	2,61 bcE
	6-20cm	1,78 bD	1,77 bD	1,75 abD	1,78 bD	1,68 aD
	21-40cm	1,13 abC	0,92 abC	0,89 aC	0,90 abC	1,03 abC
	41-60cm	0,87 bB	0,66 aB	0,67 aB	0,64 aB	0,61 aB
	61-100cm	0,69 bA	0,59 aA	0,55 aA	0,55 aA	0,52 aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Tabla 43. Relación CBM:CO, en %, en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos determinada a los 100 cm de profundidad del suelo durante el período de estudio.

Año	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	1,44 bA	1,17 aA	1,13 aA	1,17 aA	1,18 aA
Año 2	1,41 cA	1,33 bB	1,24 abB	1,25 abB	1,19 aA
Año 3	1,40 cA	1,31 bB	1,25 abB	1,26 abB	1,19 aA
Año 4	1,40 cA	1,30 aB	1,28 aB	1,26 aB	1,26 aB

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Los valores de la relación CBM:CO se mantuvieron estables en Monte durante el período evaluado (Tablas 42 y 43), dada la estabilidad observada en estos parámetros durante el desarrollo de este estudio.

En los tratamientos pastoriles se observó un incremento significativo del cociente microbiano, sólo en los primeros 20 cm de profundidad del suelo. Resultados similares fueron obtenidos por Yang *et al.* (2.012), quienes observaron que el aumento en el ingreso de nutrientes al sistema estuvo acompañado de un incremento en la biomasa microbiana. En este estudio se observó que en base a la cantidad de nutrientes que fueron incorporados, existe una respuesta proporcional de la biomasa. Es así que en el tratamiento PF, con un mayor ingreso de material (aéreo, subterráneo, vía fertilizante y excretas) es aquel donde se registró el mayor aumento de la biomasa. Mientras que en el sistema R-NF, en el cual ingresaron menores cantidades de nutrientes, el aumento fue significativamente menor.

Estos menores valores de cociente microbiano, también indican una eficiencia metabólica baja, es decir, que los microorganismos incorporan un porcentaje bajo del sustrato como biomasa y que mineralizan una proporción alta de materia orgánica a CO₂, para mitigar las demandas energéticas (Yang *et al.* 2.012). Por el contrario, eficiencias metabólicas altas implican un aumento en la disponibilidad de sustratos de fácil descomposición (Yang *et al.* 2.012).

IV.3.2.2. Respiración Edáfica

La respiración edáfica (RE) es la producción y liberación de dióxido de carbono (CO₂) como resultado de la actividad biológica en el suelo. Los sistemas de manejo pueden ocasionar alteraciones en la tasa de liberación de CO₂, ya que pueden modificar las entradas de agua y MOS, y a la biomasa microbiana y su actividad (Babujia *et al.* 2.010).

En este estudio la RE estuvo positivamente correlacionada con los valores de CBM ($r^2=0,97$), CO ($r^2=0,94$), Nt ($r^2=0,94$), COPa ($r^2=0,91$), COL ($r^2=0,90$) y COPe ($r^2=0,90$).

Los valores de RE fueron significativamente mayores en los primeros 5 cm de profundidad del suelo en todos los tratamientos. A partir de los 41 cm de profundidad no se registraron diferencias significativas en todos los tratamientos (Tablas 44 y 45).

Tabla 44. Respiración edáfica (RE), en mg.kg suelo⁻¹, a diferentes profundidades del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut, evaluado al inicio del estudio (año 1).

Profundidad (cm)	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5	365,52 bD	260,30 aD	262,44 aD	259,47 aD	259,59 aD
6-20	147,70 bC	109,95 aC	107,66 aC	111,36 aC	110,33 aC
21-40	80,60 bB	69,55 aB	71,35 aB	68,11 aB	68,34 aB
41-60	44,54 bA	24,30 aA	24,41 aA	23,66 aA	24,12 aA
61-100	38,80 bA	21,85 aA	20,75 aA	20,25 aA	21,22 aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Tabla 45. Respiración edáfica (RE), en mg.kg suelo⁻¹, a diferentes profundidades del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos, evaluado al final del estudio (año 4).

Profundidad (cm)	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5	375b,50cD	368,70bcD	352,50bD	359,00bD	344,54aD
6-20	152,21cbC	143,50bcC	136,43abC	139,11abC	132,43aC
21-40	85,27aB	85,01aB	81,09aB	81,38aB	80,76aB
41-60	46,14aA	27,77aA	26,13aA	26,74aA	24,71aA
61-100	39,40aA	22,54A	24,61A	25,51A	23,22A

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas ($p<0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Esta distribución responde a lo que Carrillo (2003) llama “curva decreciente de distribución de la actividad microbiana”, y señala que la misma es producto de la

incidencia de luz solar, la desecación y el efecto rizosférico. La estratificación de la RE se relaciona con la disminución de la actividad microbiana, con una disminución de la cantidad de material de fácil descomposición, de materia orgánica y de biomasa microbiana en profundidad. Se sabe que la actividad microbiana se encuentra fuertemente condicionada por el suministro de nutrientes, especialmente carbonados (Babujia *et al.* 2.010), por lo tanto, al encontrarse éstos menos disponibles en profundidad, su actividad se ve restringida.

Los valores de RE variaron en función del tratamiento, aunque las diferencias fueron significativas en los primeros cm de profundidad del suelo. En Monte la actividad microbiana fue estable durante todo el período evaluado (Tabla 46). Se observó un descenso de los valores de RE en el año 2, en relación con la disminución registrada en CBM para el mismo año (Tabla 46).

En estos primeros 20 cm de profundidad del suelo, se obtuvo que los tratamientos pastoriles incrementaron sus valores de RE en el año 2 (Tabla 46). Estos valores se mantuvieron estables en los sistemas pastoriles, pero continuaron incrementándose en los sistemas de confección de rollo (Tabla 46). Jia *et al.* (2.012) señalan que en sistemas con corte de pasto la actividad microbiana puede aumentar debido a una mayor exposición a la radiación solar, que estimula a la microflora nativa y al crecimiento vegetal (raíces).

También se observó un aumento en la actividad microbiana del 35 %, 29 %, 31 % y 25 % para PF, P-NF, RF y R-NF, respectivamente. Caquet *et al.* (2.012), quienes trabajaron en un pradera de pasturas C₄ dominada por *Loudetia simplex* (Nees) Hubb en el Congo, expresan que los incrementos de RE están asociados con la productividad primaria aérea y subterránea. Particularmente, las raíces desempeñan una función muy importante, dada la acción de la rizósfera, pero también debido a una mayor transferencia de C a las raíces, lo cual estimula el crecimiento y producción de las mismas, como así también su actividad, y con ella la de los microorganismos edáficos (Caquet *et al.* 2.012).

En este estudio las diferencias de RE entre tratamientos para los diferentes años evaluados se observaron hasta los 40 cm de profundidad del suelo (Tablas 46), donde los tratamientos pastoriles no difirieron entre si, pero si lo hicieron con respecto a Monte hasta el año 3.

En los primeros cm del suelo los valores de RE fueron significativamente mayores en Monte con respecto a los restantes tratamientos pastoriles (Tablas 44; 45 y 46). Existe bibliografía que indica que en condiciones naturales hay una mayor diversidad vegetal, que promueve el crecimiento de la biomasa y su actividad (da Silva *et al.* 2.012). Resultados contrarios fueron obtenidos por Caquet *et al.* (2.012), quienes observaron mayores valores de RE en suelo con pasturas con respecto a la vegetación nativa, atribuyendo esta diferencia a la proporción de raíces finas y gruesas entre sistemas.

Tabla 46. Respiración edáfica (RE) ($\mu\text{g C.g suelo}^{-1} \cdot 10 \text{ días}^{-1}$) a distintas profundidades del suelo en Monte y de pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos durante el período evaluado.

Sitio	Profundidad (cm)	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4
Monte	0-5	365,52 a	353,81 a	371,34 a	375,50 a
	6-20	147,70 a	135,01 a	153,28 a	152,21 a
	21-40	80,60 a	83,64 a	84,28 a	85,27 a
	41-60	44,54 a	41,10 a	44,68 a	46,13 a
	61-100	38,80 a	37,61 a	39,39 a	39,40 a
PF	0-5	260,30 a	352,65 b	363,71 b	368,70 b
	6-20	109,95 a	136,56 b	138,80 b	143,50 b
	21-40	69,55 a	80,58 b	84,76 b	85,01 b
	41-60	24,30 a	28,31 a	27,54 a	27,77 a
	61-100	21,85 a	23,63 a	23,94 a	22,54 a
P-NF	0-5	262,44 a	340,02 b	344,83 b	345,50 b
	6-20	107,66 a	131,72 b	132,32 b	136,43 b
	21-40	71,35 a	76,98 ab	77,45 ab	81,09 b
	41-60	24,41 a	25,46 a	24,10 a	26,13 a
	61-100	20,75 a	22,34 a	24,85 a	24,61 a
RF	0-5	259,47 a	340,87 b	345,92 bc	359,00 c
	6-20	111,36 a	132,48 b	135,17 b	139,11 b
	21-40	68,11 a	75,36 ab	79,25 b	81,38 b
	41-60	23,66 a	23,88 a	24,55 a	26,74 a
	61-100	20,25 a	22,80 a	22,49 a	25,50 a
R-NF	0-5	259,59 a	325,35 b	337,85 bc	348,54 c
	6-20	110,33 a	121,54 b	126,47 bc	132,43 c
	21-40	68,34 a	72,28 ab	75,78 ab	80,76 b
	41-60	24,12 a	24,64 a	23,59 a	24,70 a
	61-100	21,22 a	22,57 a	22,33 a	23,21 a

Letras minúsculas distintas en filas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

En los primeros cm del suelo, la actividad microbiana fue mayor en los tratamientos fertilizados con respecto a los correspondientes no fertilizados (Tablas 44; 45 y 46). PF presentó un incremento de la actividad microbiana, con respecto a P-NF de 6,7 % y 7,5 % en 0-5 y 6-20 cm, respectivamente (Tabla 45). En RF se registró que este incremento, con respecto a R-NF, fue de 3 % y 5 % en 0-5 y 6-20 cm, respectivamente (Tabla 45). Aumentos porcentuales mayores fueron reportados por Jia *et al.* (2012) en una pradera semiárida en China.

De igual manera a lo observado en este estudio, Raiesi *et al.* (2004), Xu y Wan (2008) y Jia *et al.* (2012) encontraron que en praderas el agregado de N incrementó los valores de RE, asociado a que el N incrementa el crecimiento vegetal, la productividad del ecosistema y la tasa de descomposición del mantillo, y como consecuencia, el suministro de sustrato carbonado hacia las raíces y el suelo. En este estudio se registró que en sistemas fertilizados existió un aumento en la producción aérea de la pastura (datos no mostrados), que estuvo acompañado de mayores tasas de descomposición y un crecimiento radicular importante. Es posible, entonces, que en los tratamientos fertilizados, con respecto a los no fertilizados, haya existido también una distribución mayor de C por debajo de la superficie del suelo en conjunto con una actividad radicular importante que haya estimulado a la biomasa microbiana y su actividad. También se

destaca que los suelos de este trabajo son originalmente pobres en N, y la adición del mismo habría contribuido a la proliferación y actividad microbiana.

Los efectos negativos de la adición de N están muy asociados a la acidificación (Jia *et al.* 2.012), pero en este caso no se observó descensos de pH (datos no mostrados) posiblemente como consecuencia de la baja dosis utilizada, como así también a la alcalinidad registrada en estos suelos salinos-sódicos.

Los sistemas pastoreados, con respecto a los correspondientes de confección de rollo se diferenciaron estadísticamente en los primeros cm de profundidad del suelo (Tablas 45 y 46). Dicha diferencia se manifestó desde el año 2 al año 4. Lovell y Jarvis (1.998) observaron que las diferencias en RE en sistemas pastoriles sometidos a diferentes manejos están vinculadas con los ingresos al sistema. En este estudio se reportó que los tratamientos pastoreados, con respecto a los correspondientes de confección de rollo, presentaron diferencias significativas en la descomposición de mantillo y contenidos de CO, COPa, Nt y raíces; es decir, todas constituyen variables muy relacionadas con la actividad microbiana. De igual manera, estudios realizados por Bardgett *et al* (1.998) encontraron que en sistemas con efecto animal, la biomasa y su actividad responden positivamente. Este efecto estimulante se debe, en parte, a la cantidad y calidad de los residuos incorporados al suelo, al incremento de las exudaciones radiculares en pastoreo y al mayor ingreso de nutrientes vía excretas.

Las diferencias estadísticas encontradas en los 20 cm de profundidad del suelo en todos los tratamientos implicaron valores diferenciales de desprendimiento de CO₂ en los 100 cm de profundidad (Tabla 47).

Tabla 47. Respiración edáfica (RE), en Mg CO₂.ha⁻¹.año⁻¹, en suelo de Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes sistemas de manejo en 100 cm de profundidad del suelo.

Año	MONTE	PF	P-NF	RF	R-NF
Año 1	46,15bA	32,48aA	32,52aA	32,47aA	32,50aA
Año 2	45,51cA	39,33bB	37,53bB	37,35bB	35,47aAB
Año 3	47,31cA	40,32bB	38,22abB	38,19abB	36,65aAB
Año 4	47,65cA	40,53bB	39,20abB	40,11bB	38,37aB

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Según lo observado en la tabla 47, los mayores valores se presentaron en Monte, manteniéndose estables en el tiempo. En los tratamientos pastoreados, la aplicación del tratamiento implicó un aumento significativo en el desprendimiento de CO₂.

Esta actividad resultó en una pérdida total de C, con respecto al año 1, para los diferentes tratamientos, con valores de 0,41 Mg.ha⁻¹; 2,20 Mg.ha⁻¹; 1,84 Mg.ha⁻¹; 2,10 Mg.ha⁻¹ y 1,61 Mg.ha⁻¹ para Monte, PF, P-NF, RF y R-NF, respectivamente. Anualmente esta pérdida fue de 0,11 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹; 0,55 Mg C ha⁻¹.año⁻¹; 0,46 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹; 0,52 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ y 0,40 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ para Monte, PF, P-NF, RF y R-NF, respectivamente.

Al relacionar las pérdidas de C con las tasas de ganancias de C para los distintos tratamientos (0,22 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹; 3,7 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹; 2,7 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹; 2,4 Mg

C.ha⁻¹.año⁻¹ y 0,8 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ para Monte, PF, P-NF, RF y R-NF, respectivamente) se puede comprender por qué Monte y R-NF mantuvieron sus niveles de CO en los 100 cm de profundidad del suelo, mientras que los restantes sistemas incrementaron su valor con respecto al contenido inicial.

Bajo estas condiciones, se podría inferir que los tratamientos PF, P-NF y RF continuarían almacenando C, mientras que los restantes sistemas habrían alcanzado un equilibrio. Sería importante evaluar el comportamiento en el tiempo, de sistemas como R-NF extractivos, en los cuales ya al cuarto año de evaluación presentan tasas de ganancias bajas con respecto a los restantes.

IV.3.2.3. Carbono potencialmente mineralizable

En directa relación con la RE, la cantidad de carbono mineralizado de un suelo refleja la actividad de la biomasa microbiana en el consumo de las distintas fracciones carbonadas de la materia orgánica, su complejidad química y la complejidad biológica de la microbiología del suelo (Weaver *et al.* 1994).

La fracción mineralizable de la materia orgánica del suelo contribuye al ciclaje de nutrientes y es la interfase entre los organismos autotróficos que sintetizan compuestos complejos de constituyentes inorgánicos y los organismos heterotróficos que descomponen los compuestos orgánicos, permitiendo que los constituyentes inorgánicos sean usados otra vez.

En este estudio los valores de carbono potencialmente mineralizable (CPM), expresados en mg C.kg de suelo⁻¹ se ajustaron al modelo $C_0 = A*(1 - \exp(-c*días))$ durante 7 días de incubación. En el año 1 los valores de CPM fueron significativamente mayores en Monte con respecto a la pastura (Fig. 46).

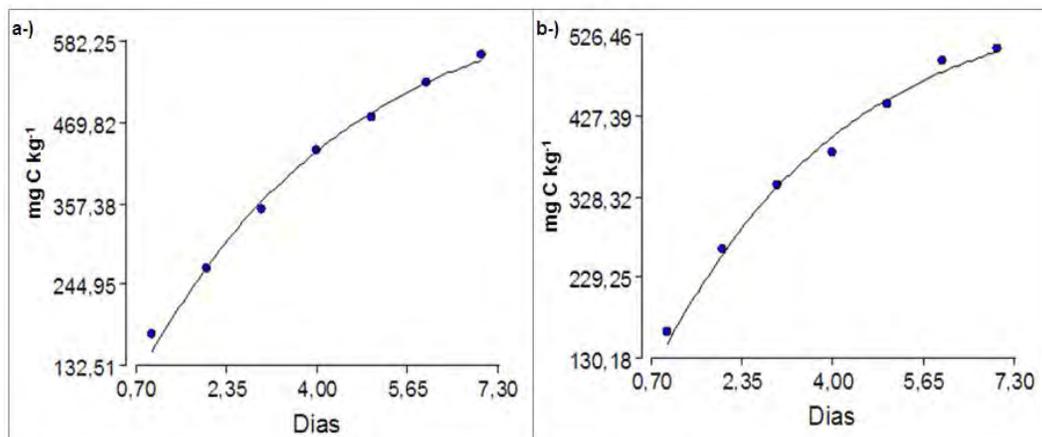


Figura 46. Carbono potencialmente mineralizable, en mg C.kg de suelo⁻¹, en suelo de Monte y de pradera de *Chloris gayana* cv Finecut determinado al inicio del estudio (año 1).
a-Monte; b-*Chloris gayana* cv Finecut (Pastura)

En Monte los valores de CPM fueron de 661,26 mg C.kg de suelo⁻¹ en el perfil de estudio (0-100 cm de profundidad), mientras que en *Chloris gayana* este valor fue de 580,71 mg C.kg de suelo⁻¹. Sin embargo, la tasa de mineralización en estos sitios fue

semejante, registrándose en Monte un valor de 0,26 mg C.kg de suelo⁻¹.día⁻¹ y en pastura 0,28 mg C.kg de suelo⁻¹.día⁻¹.

Los mayores valores de CPM en ambos tratamientos se obtuvieron en los primeros cm del suelo (Tabla 48), y estarían relacionados con mayores contenidos de MOS, particularmente de la fracción soluble, y mayor actividad biológica.

Tabla 48. Carbono potencialmente mineralizable, en mg C.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut determinado al inicio del estudio (año 1).

Profundidad (cm)	Monte	Pastura
0-5	485,11bD	356,59aE
6-20	100,50aC	126,52bD
21-40	65,58aB	74,97bC
41-60	39,73aA	52,97bB
61-100	37,31bA	15,84aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).
 Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

En el año 1 se determinó que se mineraliza entre 0,97 a 1,74 %, y 0,47 y 1,61 % del CO₂ en Monte y *Chloris gayana* cv Finecut, respectivamente. Estos porcentajes variaron en función de la profundidad. En los 100 cm de profundidad los porcentajes encontrados se tradujeron en 5,9 y 5,6% del CO₂ en Monte y pastura, respectivamente.

En el año 4, se observó que los valores de CPM en Monte se mantuvieron estables en el tiempo, registrándose valores de 667,48 mg C.kg de suelo⁻¹ y una tasa de 0,26 mg C.kg de suelo⁻¹.día⁻¹ (Fig. 47). En dicho sitio, el C que se mineraliza representó 0,98 a 1,73 % del CO₂, en concordancia con los valores observados para Monte en el año 1.

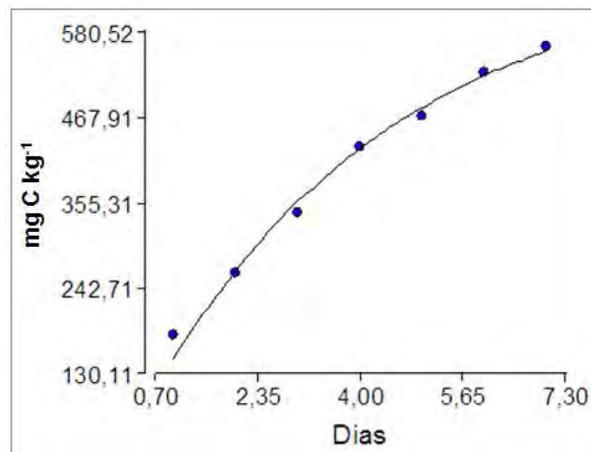


Figura 47. Carbono potencialmente mineralizable, en mg C.kg de suelo⁻¹, en suelo de Monte evaluado al final del estudio (año 4).

En los tratamientos pastoriles, los valores de CPM determinados en los 100 cm de profundidad del suelo en estudio, no difirieron estadísticamente del valor inicial, pero si lo hizo la tasa de mineralización. Los valores de CPM fueron de 568,79 mg C.kg de suelo⁻¹; 555,79 mg C.kg de suelo⁻¹; 575,95 mg C.kg de suelo⁻¹ y 566,63 mg C.kg de

suelo⁻¹ para PF, P-NF, RF y R-NF, respectivamente, y no difirieron estadísticamente entre sí (Fig. 48).

La tasa de mineralización tampoco difirió entre tratamientos pastoriles, encontrándose valores de 0,35 mg C.kg de suelo⁻¹.día⁻¹ para P-NF y RF; y 0,38 mg C.kg de suelo⁻¹.día⁻¹ para PF y R-NF. Ello representó un porcentaje de C mineralizado de 0,45 a 1,66 % del CO, difiriendo estadísticamente únicamente por profundidad, pero no con respecto al año 1.

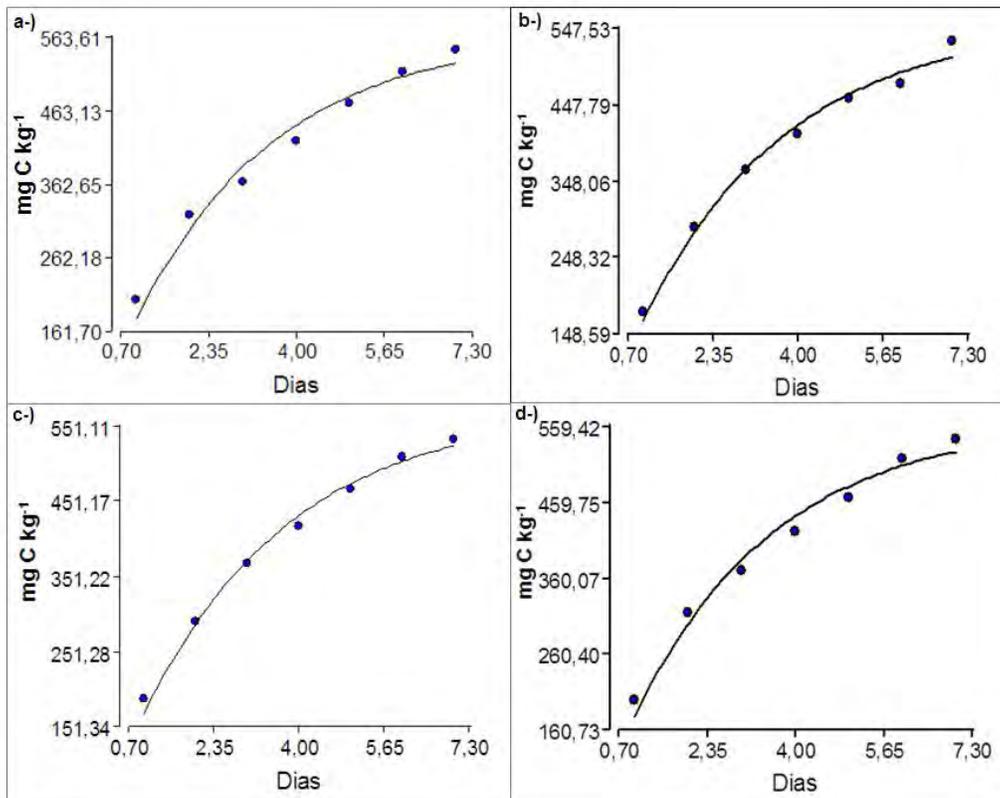


Figura 48. Carbono potencialmente mineralizable, en mg C.kg de suelo⁻¹, en suelo de pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos determinado al final del ensayo (año 4).

a-) PF; b-) P-NF; c-) RF; d-) R-NF.

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Los mayores valores de CPM se registraron en las profundidades superficiales, en concordancia con lo observado en el año 1 (Tabla 48), y estuvieron en directa relación con la estratificación de MO, CBM y RE observados en estos tratamientos. Los valores de CPM correlacionaron positivamente con el CBM ($r^2=0,96$), CO ($r^2=0,97$), Nt ($r^2=0,97$), y RE ($r^2=0,95$).

Tabla 48. Carbono potencialmente mineralizable, en mg C.kg de suelo⁻¹, a diferentes profundidades del suelo en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos, evaluado al final del estudio (año 4).

Profundidad (cm)	Monte	PF	P-NF	RF	R-NF
0-5	485,61bE	373,00aE	365,36aE	367,46aE	368,63aE
6-20	102,00aC	146,90bD	141,15bD	144,10bD	145,46bD
21-40	65,58aB	77,23bC	70,31abC	71,73abC	66,39aC
41-60	40,73aA	53,76bB	53,33bB	54,49bB	58,57bB
61-100	36,61bA	15,10aA	17,14aA	17,29aA	16,10aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

En el año 4 se observó que los tratamientos pastoriles incrementaron sus valores de CPM en los primeros 20 cm de profundidad del suelo, en los que se encontró diferencias significativas con respecto al año de inicio (Tablas 49, 50, 51, 52 y 53). Estos aumentos, posiblemente repercutieron incrementando significativamente los valores de la tasa de mineralización potencial.

Tabla 49. Carbono potencialmente mineralizable (CPM), en mg C.kg de suelo⁻¹, a distintas profundidades del suelo en Monte, evaluado al inicio y final del estudio (años 1 y 4).

Profundidad (cm)	Año 1	Año 2
0-5	485,11 aD	485,61 aD
6-20	100,50 aC	102,00 aC
21-40	65,58 aB	65,58 aB
41-60	39,73 aA	40,73 aAB
61-100	37,31 aA	36,61 aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Tabla 50. Carbono potencialmente mineralizable (CPM), en mg C.kg de suelo⁻¹, a distintas profundidades del suelo en pradera de *Chloris gayana* cv Finecut en pastoreo y con fertilización nitrogenada evaluados al inicio y final del estudio (PF) (años 1 y 4)

Profundidad (cm)	Año 1	Año 4
0-5	356,59 aE	373,00 bE
6-20	126,52 aD	146,90 bD
21-40	74,97 aC	77,23 aC
41-60	52,97 aB	53,76 aB
61-100	15,84 aA	15,10 aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).

Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Tabla 51. Carbono potencialmente mineralizable (CPM), en mg C.kg de suelo⁻¹, a distintas profundidades del suelo en pradera de *Chloris gayana* cv Finecut en pastoreo y sin fertilización nitrogenada evaluados al inicio y final del estudio (P-NF) (años 1 y 4).

Profundidad (cm)	Año 1	Año 4
0-5	356,59 aE	365,36 bE
6-20	126,52 aD	141,15 bD
21-40	74,97 aC	70,31 aC
41-60	52,97 aB	53,33 aB
61-100	15,84 aA	17,14 aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).
Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Tabla 52. Carbono potencialmente mineralizable (CPM), en mg C.kg de suelo⁻¹, a distintas profundidades del suelo en pradera de *Chloris gayana* cv Finecut para confección de rollos y con fertilización nitrogenada evaluados al inicio y final del estudio (RF) (años 1 y 4)

Profundidad (cm)	Año 1	Año 4
0-5	356,59 aE	367,46 bE
6-20	126,52 aD	144,10 bD
21-40	74,97 aC	71,73 aC
41-60	52,97 aB	54,49 aB
61-100	15,84 aA	17,29 aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).
Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Tabla 53. Carbono potencialmente mineralizable (CPM), en mg C.kg de suelo⁻¹, a distintas profundidades del suelo en pradera de *Chloris gayana* cv Finecut para confección de rollos y sin fertilización nitrogenada evaluados al inicio y final del estudio (R-NF) (años 1 y 4).

Profundidad (cm)	Año 1	Año 4
0-5	356,59 aE	368,63 bE
6-20	126,52 aD	145,46 bD
21-40	74,97 aC	66,39 aC
41-60	52,97 aB	58,57 aB
61-100	15,84 aA	16,10 aA

Letras minúsculas distintas en fila indican diferencias significativas (p<0,05).
Letras mayúsculas distintas en columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Por lo tanto, tales aumentos provocaron en los tratamientos con *Chloris gayana* un incremento significativo en la cantidad de CPM, con respecto al año 1, en los 100 cm de profundidad del suelo.

Resulta particularmente interesante en el análisis de esta variable la falta de diferencias significativas encontradas entre tratamientos pastoriles sometidos a diferentes manejos. Se puede pensar que los valores de CPM y las tasas de mineralización semejantes pueden encontrarse asociados a la existencia de alta disponibilidad de formas solubles y ligeras de C (COL), como consecuencia de una mayor existencia de formas menos protegidas de MOS, y por ende, más susceptibles a la mineralización en condiciones ideales. Ello supone también la existencia de menor cantidad de formas recalcitrantes (COPE). De igual manera, en este estudio se observó que los tratamientos de henificación presentaron mayores valores de COL, con respecto

a los correspondientes pastoreados, el cual constituye un sustrato energético, que en condiciones adecuadas (como las de incubación), puede ser mineralizado. Los valores de CPM correlacionaron positivamente con esta fracción de C ($r^2=0,96$).

La actividad microbiana potencial de los suelos es un componente importante para conocer cambios pequeños en la calidad biológica de los suelos, luego de una modificación en el uso de la tierra (Franzluebbers 1.999), ya que los cambios en la actividad microbiana de los suelos son usados como un indicador temprano y altamente sensible de varias prácticas agrícolas de manejo. Esto sería debido a que la actividad microbiana aeróbica tiene una gran influencia en las tasas de mineralización de la fracción carbonada de la materia orgánica, en los ciclos de los nutrientes y, por lo tanto, en la resiliencia de los ecosistemas, así como por las consecuencias que tiene en el cambio climático global.

IV.4. Carbono acumulado total.

Un vez determinadas y analizadas las distintas variables de estudio, se determinó la cantidad de carbono acumulado total en cada sistema a partir de los diferentes compartimentos en los que se almacena el C (Fig.49).

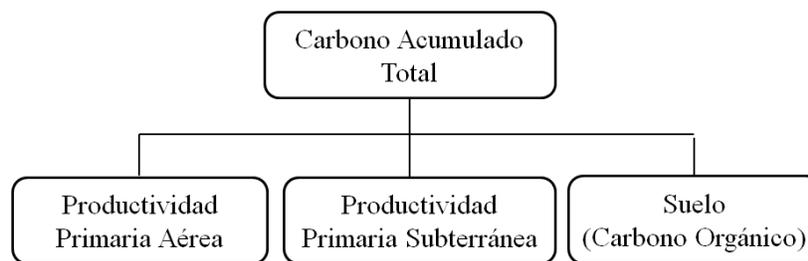


Figura 49. Esquema de los compartimentos en los cuales se almacena el carbono en los sistemas.

En este estudio se determinó que el carbono acumulado total fue significativamente mayor en Monte con respecto a los tratamientos con *Chloris gayana* cv Finecut en año 1 y año 4 (Fig. 50 y 51). Sin embargo, se observó que los valores de C acumulado se mantuvieron estables en Monte y R-NF, mientras que los restantes tratamientos incrementaron significativamente los valores de C (Fig. 50 y 51).

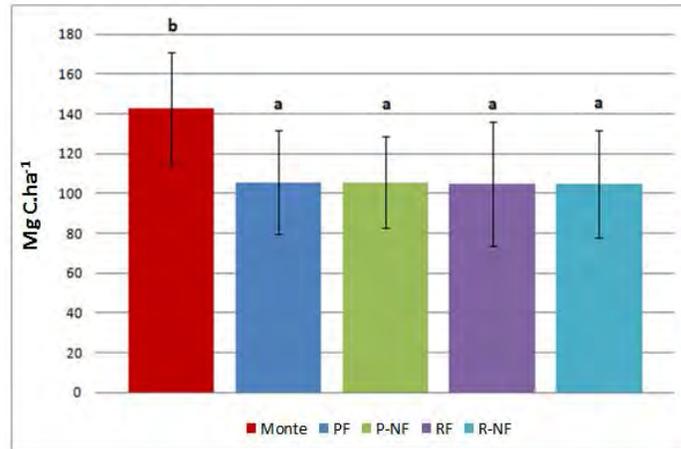


Figura 50. Carbono acumulado total en los distintos compartimentos, en Mg C.ha⁻¹, en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut evaluado al inicio del estudio (año 1).

Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

En el año 1, el C acumulado total (Mg C.ha⁻¹) para los diferentes tratamientos fue: Monte 142,71; PF 105,56; P-NF 105,54; RF 104,92 y R-NF 104,91 (Fig. 49). En el año 4, los valores (C acumulado total Mg C.ha⁻¹) fueron: Monte 144,23; PF 116,86; P-NF 113,95; RF 110,09 y R-NF 107,32.

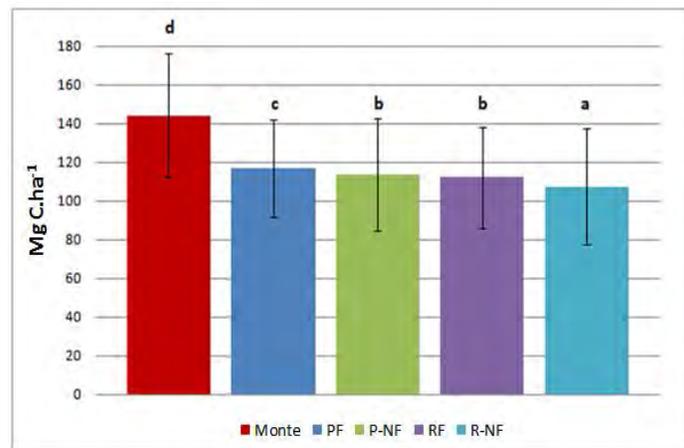


Figura 51. Carbono acumulado en los distintos compartimentos, en Mg C.ha⁻¹, en Monte y *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos evaluado al final del estudio (año 4).

Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

La tasa de ganancia de C total fue diferencial entre los sistemas analizados (Fig. 52). La menor tasa se registró en Monte, junto a R-NF, lo que estaría en concordancia con la estabilidad registrada en estos tratamientos en cuanto a entradas y salidas de C.

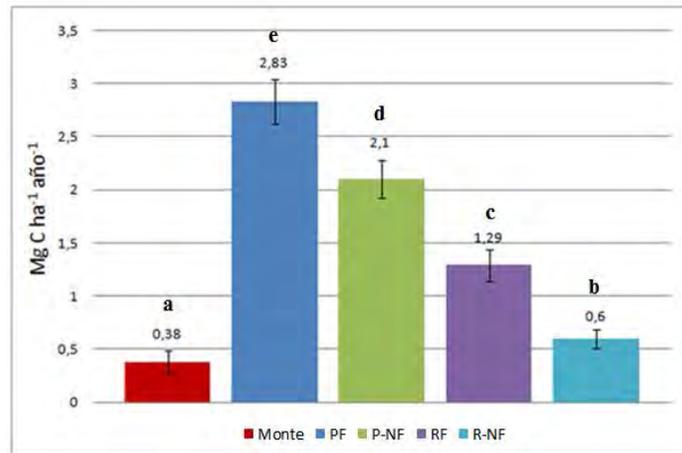


Figura 52. Tasa de ganancia de carbono acumulado total, en Mg C.ha⁻¹.año⁻¹, en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos.

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Los sistemas pastoreados presentaron tasas de ganancia superiores con respecto a los correspondientes no pastoreados (PF vs RF, P-NF vs R-NF) (Fig. 52). A su vez, los sistemas fertilizados también presentaron tasas mayores con respecto a los correspondientes no fertilizados (PF vs P-NF, RF vs R-NF). La mayor tasa de ganancia de carbono total entre los sistemas evaluados durante el período de estudio, fue registrada en el tratamiento PF (Fig. 52). Por lo tanto, se encontró que dicha tasa estuvo en estrecha relación positiva con los incrementos, o bien, la estabilidad observada con el contenido de carbono orgánico en suelo (CO) en dichos sistemas.

Si bien los sistemas como Monte y R-NF almacenaron C, la tasa de ganancia en estos tratamientos se vinculó a una estabilidad de éstos en el almacenamiento de C, principalmente en suelo. En la bibliografía consultada, dicha estabilidad está vinculada con entradas de C semejantes a las salidas, y por ende, a un clímax en el balance de C en estos sistemas. En el caso de R-NF, sería necesario evaluar si este sistema extractivo es capaz de mantener los niveles de C a través del tiempo.

Teniendo en cuenta la importancia y la función del suelo en el secuestro de C, resulta de interés evaluar cómo se distribuyó el C total en los diferentes compartimentos. La distribución porcentual del C almacenado en los diferentes compartimentos se observa en las figuras 53 y 54 para los años 1 y 4, respectivamente.

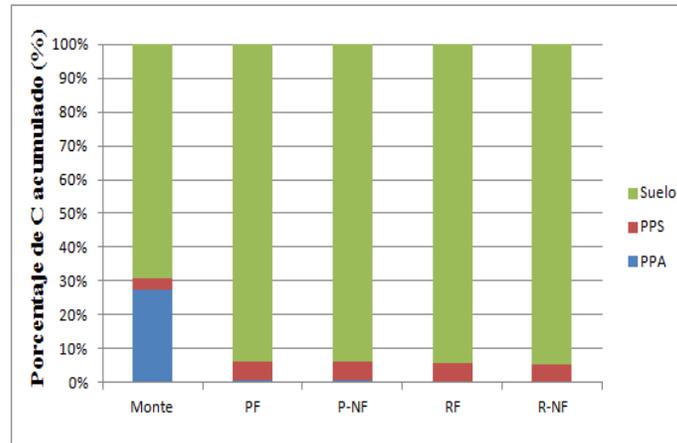


Figura 53. Distribución porcentual de carbono en los distintos compartimentos en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut evaluado al inicio del estudio (año 1).

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PPA, productividad primaria aérea; PPS, productividad primaria subterránea; PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

En Monte, se observó que la productividad primaria representó un compartimento importante, almacenando 27% del C total. En *Chloris gayana* cv Finecut, este compartimento varió en función del manejo, encontrándose valores de 0,83% (año 1) y 0,75% (año 4) para tratamientos pastoreados (PF y P-NF), y de 0,23% para ambos años en tratamientos de henificación de rollo (RF y R-NF).

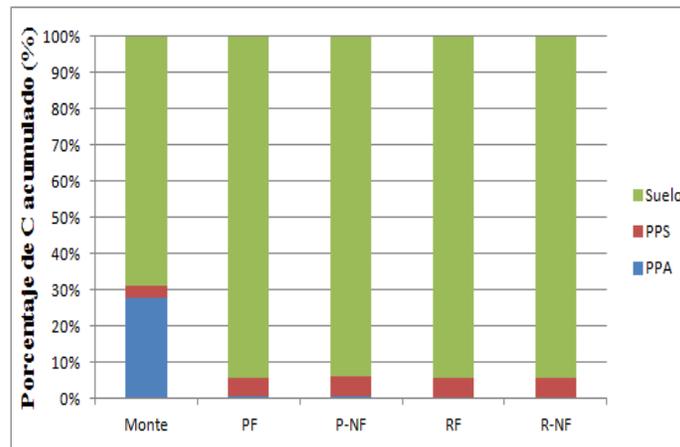


Figura 54. Distribución porcentual de carbono en los distintos compartimentos en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos evaluado al final del estudio (año 4).

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PPA, productividad primaria aérea; PPS, productividad primaria subterránea; PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

La productividad primaria subterránea representó un compartimento importante en los tratamientos pastoriles con respecto a Monte. En la vegetación nativa, en la biomasa radicular el C acumulado representó 3,7% en año 1 y 4; mientras que en *Chloris gayana* cv Finecut la biomasa de raíces acumuló 5-5,3% del C total.

En Monte se registró que el C acumulado en suelo representó 69% en ambos años (1 y 4). Por el contrario, en pastura este compartimento fue el que acumuló la mayor cantidad de C encontrándose 93-94% del C total para los años 1 y 4, respectivamente.

Amézquita *et al.* (2007) encontraron porcentajes similares trabajando en sistemas de bosques nativos de Costa Rica y Colombia y en sistemas silvopastoriles y sistemas pastoriles con *Brachiaria*, y destacan el papel de las pasturas como sumideros de C, almacenando una significativa cantidad de C por debajo de la superficie de suelo, es decir en raíces y en MOS.

En este estudio se observó que los tratamientos PF, RF y P-NF incrementaron la cantidad de C acumulado. Dicho incremento se realizó principalmente en función de incrementos en los contenidos de CO.

En la evaluación de los contenidos de CO resulta de importancia estudiar cuáles son las fracciones que los constituyen y cómo se distribuyen. En este estudio se observaron principalmente al COPa y COPe, como grandes fracciones del CO, dada su importancia en el secuestro de C. Se vio que Monte, P-NF, RF y R-NF incrementaron y/o mantuvieron su contenido de CO con respecto al año 1, a través de incrementos en la fracción particulada (Fig. 55 y 56). Esta última representó entre 50-51% del CO en los 100 cm de profundidad del suelo.

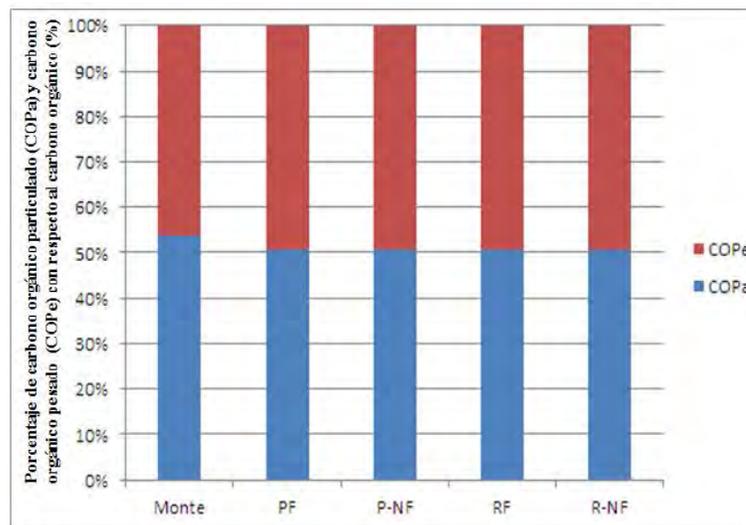


Figura 55. Distribución porcentual de las fracciones de carbono orgánico en los distintos compartimentos en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut evaluado al inicio del estudio (año 1).

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización.

Por el contrario, PF sufrió un incremento en los contenidos de CO, pero tal aumento estuvo en relación directa con incrementos en el COPe, el cual representó hasta un 53% del CO en los 100 cm de profundidad del suelo (Fig. 55 y 56), sin verse afectado el contenido de COPa.

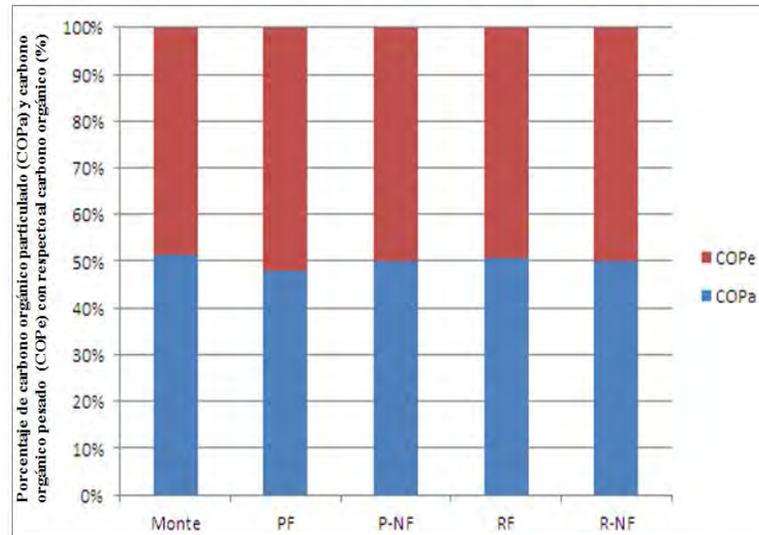


Figura 56. Distribución porcentual de las fracciones de carbono orgánico en los distintos compartimentos en Monte y pradera de *Chloris gayana* cv Finecut sometida a diferentes manejos, evaluado al final del estudio (año 4).

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Referencias: PF, parcelas pastoreadas con fertilización nitrogenada; P-NF, parcelas pastoreadas sin fertilización; RF, parcelas de confección de rollo con fertilización nitrogenada; R-NF, parcelas de confección de rollo sin fertilización

Muñoz Vargas (2.006) señala que esta fracción estable de C posee una función destacada en la temática de secuestro de C, dada la necesidad de mantener el CO protegido durante largos períodos de tiempo, evitando su mineralización, y por ende, su liberación a la atmósfera como CO_2 .

El tratamiento PF, con un mayor ingreso de nutrientes por vía vegetal (aérea y subterránea), animal y por fertilizantes nitrogenados, contribuyó al ciclaje de la materia orgánica del suelo, y a su transformación en formas más recalcitrantes de C con respecto a los restantes tratamientos. Estudios realizados por Deneff *et al.* (2.004) y Ramírez *et al.* (2.009) demuestran que existe una asociación lineal entre los incrementos de COPe, raíces y secuestro de C.

Teniendo en cuenta el papel destacado que desempeña el suelo en el ciclo de C, constituyendo el principal reservorio de C en los ecosistemas terrestres, se observó durante el desarrollo de este trabajo de tesis doctoral que los sistemas pastoriles, con estrategias de manejo adecuadas que aseguren un ingreso de nutrientes al sistema, son capaces de actuar como importantes reservorios de C en suelos salinos. De esta manera, los sistemas pastoriles constituyen una alternativa interesante para el secuestro de carbono en zonas degradadas o marginales, como es el caso de la Llanura Deprimida Salina de la provincia de Tucumán, Argentina.

V.- CONCLUSIONES

En este trabajo de tesis doctoral se cuantificó la captura de carbono en un sistema pastoril implantado con *Chloris gayana* cv Finecut, en la Llanura Deprimida Salina de la provincia de Tucumán, bajo diferentes tratamientos: pastoreo, corte mecánico, con y sin fertilización nitrogenada, a través de la medición de la productividad primaria (aérea y subterránea) y del contenido de carbono del suelo. De igual manera, se evaluó a la vegetación nativa que esta pastura reemplaza.

Los valores de carbono orgánico acumulado total fueron: *Chloris gayana* bajo pastoreo con fertilización nitrogenada 116,86 Mg C.ha⁻¹; *Chloris gayana* bajo pastoreo sin fertilización nitrogenada 113,95 Mg C.ha⁻¹; *Chloris gayana* destinada a confección de rollo con fertilización nitrogenada 110,09 Mg C.ha⁻¹ y *Chloris gayana* destinada a confección de rollo sin fertilización nitrogenada 107,32 Mg C ha⁻¹, y Monte 144,23 Mg C.ha⁻¹

Las mayores tasas de acumulación de carbono se registraron en los tratamientos con pastoreo directo, siendo el tratamiento con fertilización nitrogenada el que presentó la mayor tasa de carbono acumulado total (2,83 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹).

La tasa de acumulación de carbono total estuvo principalmente relacionada con el contenido de carbono orgánico del suelo y con el aporte de N y nutrientes al sistema.

El compartimento que almacenó mayor porcentaje de carbono fue el suelo, para todos los tratamientos evaluados. En él, la pastura *Chloris gayana* cv Finecut bajo pastoreo con fertilización nitrogenada acumuló 110,14 Mg C.ha⁻¹; sin fertilización nitrogenada acumuló 107,26 Mg C.ha⁻¹; *Chloris gayana* cv Finecut destinada a confección de rollo con fertilización nitrogenada acumuló 106,21 Mg C.ha⁻¹, y sin fertilización nitrogenada acumuló 101,13 Mg C.ha⁻¹, mientras que en el Monte se acumularon 99,22 Mg C.ha⁻¹. Estas cantidades de carbono en suelo, en los tratamientos pastoriles representaron más del 90% del carbono acumulado total.

El carbono orgánico almacenado en suelo, para todos los tratamientos se encontró principalmente en los primeros 20 cm de profundidad, siendo este porcentaje mayor a 70% en Monte y entre 66-68% para los sistemas con pastura.

La actividad microbiana (desprendimiento de dióxido de carbono) se analizó a través de la respiración edáfica. Esta actividad resultó en una pérdida de carbono anual de 0,11 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ para la vegetación nativa; 0,55 Mg C ha⁻¹.año⁻¹ para *Chloris gayana* con pastoreo y fertilización; 0,46 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ en *Chloris gayana* con pastoreo y sin fertilización; 0,52 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ en *Chloris gayana* destinada a confección de rollo y con fertilización y 0,40 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ para *Chloris gayana* destinada a confección de rollo y sin fertilización.

Al relacionar las pérdidas de carbono con las tasas de ganancias de carbono orgánico del suelo para los distintos tratamientos (0,22 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹; 3,7 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹; 2,7 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹; 2,4 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ y 0,8 Mg C.ha⁻¹.año⁻¹ para vegetación nativa, *Chloris gayana* con pastoreo y fertilización, *Chloris gayana* con pastoreo y sin fertilización, *Chloris gayana* para confección de rollo y fertilización, *Chloris gayana* para confección de rollo y sin fertilización, respectivamente) se puede comprender por

qué la vegetación nativa y *Chloris gayana* destinada a confección de rollo y sin fertilización, mantuvieron sus niveles de carbono en el perfil de estudio, mientras que los restantes sistemas incrementaron significativamente su valor con respecto al contenido inicial de carbono orgánico en suelo.

Los valores de carbono de biomasa microbiana se encontraron entre 18,22-699,47 mg.kg⁻¹ de suelo, variando en función del tratamiento y la profundidad, lo cual representó entre 0,52-2,99% del carbono orgánico del suelo. Los mayores valores se observaron en *Chloris gayana* con pastoreo y fertilización nitrogenada.

La biomasa microbiana también fue evaluada a través de la cuantificación de ADN ambiental. Se determinaron valores entre 355,86-500,15 µg ADN.g de suelo⁻¹ en los distintos tratamientos estudiados, los que correlacionaron positivamente con el carbono orgánico ($r^2=0,37$) y el carbono de la biomasa microbiana ($r^2=0,49$).

Se determinó la presencia de micorrizas y glomalina en los distintos tratamientos, contribuyendo esta última con valores entre 0,50-1,62 % del contenido de carbono orgánico del suelo. Dichos valores variaron en función del tratamiento y la profundidad, y los mayores valores se observaron en *Chloris gayana* con pastoreo y fertilización nitrogenada. El contenido de glomalina correlacionó positivamente con el carbono orgánico del suelo ($r^2=0,96$) y la cantidad de raíces ($r^2=0,80$).

Todas las variables analizadas se mostraron estrechamente relacionadas entre sí, y el estudio de ellas en conjunto permitió explicar los procesos y las interrelaciones entre las mismas.

Por lo tanto, fue posible validar las hipótesis planteadas mediante la determinación del carbono acumulado en los distintos compartimentos evaluados, y establecer que en sistemas pastoriles la mayor cantidad de carbono se almacena en suelo.

VI. BIBLIOGRAFÍA

- Aceñolaza, P.; L.P. Zamboni y J.F. Gallardo Lancho. 2007. Estimación de carbono en tres bosques de la llanura aluvial del bajo Paraná (R. Argentina). . En: Gallardo Lancho JF (ed), La Captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos, 39-53.
- Aerts, R.; H. de Caluwe y B. Beltman. 2003. Plant community mediated vs. nutritional controls on litter decomposition rates in grasslands. *Ecology* 84: 3198–3208.
- Albanesi, A.S. 2001. Parámetros de calidad biológica del suelo para evaluar degradación en función del uso de la tierra en una zona del Chaco semiárido, Argentina. Tesis para acceder al título de Magister Scientiae in Soils, Universidad de Buenos Aires. 148 p.
- Agnelli, A.; J. Ascher; G. Corti; M.T. Ceccherini; P. Nannipieri y G. Pietramellara. 2004. Distribution of microbial communities in a forest soil profile investigated by microbial biomass, soil respiration and DGGE of total and extracellular DNA. *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 859-868.
- Alexander M.1981. Introducción a la microbiología del suelo. A.G.T. Editor. 491 p
- Alvarez, C.R.; R. Alvarez, M. S. Grigera y R. S. Lavado. 1997. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry*, 30: 767-773.
- Álvarez, R.; M.E. Russo; P. Prystupa; J. D. Scheiner y L. Blotta. 1998. Soil carbon pools under conventional and non-tillage systems in the Rolling Pampa. *Agronomy Journal* 90:138-143.
- Amézquita, M.C.; M. Ibrahim; P. Buurman y E. Amézquita. 2005. Carbon sequestration in pastures, sivo-pastorl systems and forests in four regions of the Latin American Tropics. Special Issue of *Journal of Sustainable Forestry*, 21: 21-49.
- Amézquita, M.C.; E. Murgueito; M. Ibrahim y B. Ramírez. 2007. Captura de C en sistemas de pastos, silvopastoriles y bosques en cuatro ecosistemas del trópico de América Latina. En: La Captura de Carbono en ecosistemas terrestres iberoamericanos. Gallardo Lancho JF (ed). 55-67.
- Anderson, J.E. 1982. Soil Respiration. En: *Methods of soils analysis... Part 2*, 2nd ed. Agron. Mongr. 9, Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin. Page, A.L. (ed).. 837-871.
- Anderson, J.E. y J. Ingram. 1989. The tropical soil biology and fertility programme, TSBF, C.A.B. Interm. (ed), Wallingford, UK. 171 p.
- Anderson, T.M.; W.T. Starmer y M. Thorne. 2007. Bimodal root diameter distributions in Serengeti grasses exhibit plasticity in response to defoliation and soil texture: implications for nitrogen uptake. *Functional Ecology*, 21:50–60.
- Andrioli, R.J.; R.A. Distel y N.G. Didone. 2010. Influence of cattle grazing on nitrogen cycling in soils beneath *Stipa tenuis*, native to central Argentina. *Journal of Arid Environments*, 74: 419 - 422.
- Anriquez, A.L. 2008. Transformación de un ecosistema degradado en un sistema agroecológico sustentable. Cambios en la calidad del suelo. Tesis para acceder al título de Magister en

Desarrollo de Zonas Áridas y Semiáridas. Facultad de Agronomía y Agroindustrias. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Argentina. 128 p.

AOAC. Official Methods of Analysis. 16th. 1997. ED. AOAC International. Maryland, USA. Vol. I, Cap. 4: 1-29.

Aoshima, H.; A. Kimura; A. Shibutani; C. Okada; Y. Matsumiya y M. Kubo. 2006. Evaluation of soil bacterial biomass using environmental DNA extracted by slow-stirring method. *Appl. Microbial Biotechnol.* 71, 875-880.

Arce, N.; E. Ortiz; M. Villalobos y S. Cordero. 2008. Existencias de carbono en charrales y sistemas agroforestales de cacao y banano de fincas indígenas bribri y cabecar de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas*, 46: 30- 33.

Babujia, L.C.; M. Hungria; J.C. Franchini y P.C. Brookes. 2012. Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. *Soil Soil Biology & Biochemistry*, 42: 2174-2181.

Báez-Pérez, A.; M.C.A. González-Chávez; J.D. Etchevers-Barra; C. Prat; C. Hidalgo-Moreno. 2010. Glomalina y secuestro de carbono en tepalcates cultivados. *Agrociencia*, 44: 517-529.

Bardgett, R.D.; D.A. Wardle y G.W. Yeates. 1998. Linking aboveground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 30:1867–1878.

Bardgett, R.D.; A.C. Jones; D.L. Jones; S.J. Kemmitt; R. Cook. P.J. Hobbs. 2001. Soil microbial community patterns related to the history and intensity of grazing in sub-montane ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 1653-1644.

Barrera, M.D.; J.L. Frangi; J.J. Ferrando y J.F. Goya. 2004. Descomposición del mantillo y liberación foliar neta de nutrientes de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. Et Bizzarri en El Bolsón, Río Negro. *Ecología Austral*, 14: 99-112.

Becker, G.F.; C.A. Busso; T. Montani; M.A. Burgos; A.C. Flemmer y M.B. Toribio. 1997. Effects of defoliating *Stipa tenuis* and *Piptochaetium napostaense* at different phenological stages: root growth. *Journal of Arid Environments*, 35:269–283.

Bedini, S.; L. Avio; E. Argese y M. Giovannetti. 2007. Effects of long-term land use on arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin-related soil protein. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120: 463–466.

Berg B. y G. Ekbohm. 1991. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long-term decomposition in Scots pine forest. VII. *Canadian Journal of Botany*, 69: 1449–1456.

Berg, B.; C. McClaugherty y M.B. Johansson. 1997. Chemical changes in decomposing plant litter can be systemized with respect to the litter's initial. Reports from the Departments in Forest Ecology and Forest Soil, Swedish University of Agricultural Science. Report 74:85.

Bocock, K.L.; O. Gilbert; C.K. Capstick; D.C. Twinn; J.S. Ward y M.J. Woodman. 1960 Change in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. I. Losses in dry weight of oak and ash leaf litter. *Journal of Soil Science*, 11: 1-9.

Boddey, R.; R. Macedo; R. Tarré; E. Ferreira, O. Oliveira; C. Rezende; R. Cantauritti, J. Pereira, B. Alves y S. Urquiaga. 2004. Nitrogen cycling in *Brachiaria* Pastures: the key to

- understanding the process of pasture decline. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103: 389-403.
- Bolstad, P.V. y J.M. Vose. 2005. Forest and Pasture Carbon Pools and Soil Respiration in the Southern Appalachian Mountains. *Forest Science* 51, 372-383.
- Borie, F.; R. Rubio; J. L. Rouanet.; A. Morales; G. Borie y C. Rojas. 2006. Effects of tillage systems on soil characteristics, glomalin and mycorrhizal propagules in a Chilean Ultisol. *Soil & Tillage Research*, 88: 253–261.
- Botero, J.A. 2003. Contribución de los sistemas ganaderos tropicales al secuestro de Carbono. *Agroforestería para la Producción Animal en América Latina - II – Memorias de la Segunda Conferencia Electrónica*. ISSN 1014–1200. Ed Sánchez, M.D y Rosales Méndez, M. (www.fao.org/DOCREP/006.htm).
- Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72: 248-254.
- Brady y Weil. 2008. Soil Organic matter. En: *The nature and properties of soils*. 14th ed. Vernon, A. (Ed.). 495-541. ISBN: 0-13-227938-X.
- Bremner J. M. y D.R. Keeney. 1982. En: *Methods of soil analysis*. Page A.L. (ed). Agronomy 9, ASA, SSSA. 643-693.
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. FAO. Forestry Paper 134.
- Bustamante, M.; D. de Brito; A. Kozovits; G. Luedemann; T. de Mello; A. de Siqueira Pinto; C.B. R. Munhoz y F. Takahashi. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecology*, 213:795–808.
- Cambardella, C.A. y E.T. Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 777–783.
- Campbell, C.A. y R.P. Zentner. 1993. Soil organic matter as influenced by crop rotations and fertilization in an aridic haploboroll. *Soil Science Society of America Journal*, 57: 1034-1040.
- Caquet, B.; A. De Grandcourt; A. Thongo M'bou; D. Epron; A. Kinana; L. Saint André y Y. Nouvellon. 2012. Soil carbon balance in a tropical grassland: Estimation of soil respiration and its partitioning using a semi-empirical model. *Agricultural and Forest Meteorology*, 158– 159: 71– 79.
- Candotti, J. J y R.N. Berti. 2000. Efecto de la fecha de corte y la fertilización nitrogenada sobre la disponibilidad y el valor nutritivo del forraje diferido de Grama Rhodes (*Chloris gayana* Kunth) Callide. *Revista Argentina de Producción Animal*, 20: 186-187.
- Carrillo, L. 2003. Actividad Microbiana. Capítulo 3. Microbiología Agrícola. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Salta. ISBN 987-9381-16-5.
- Carter, M. R. y J.E. Richards. 2000. Soil and alfalfa response after amelioration of subsoil acidity in a fine sandy loam Podzol in Prince Edward Island. *Canadian Journal of Soil Science*: 80: 607–615.

- Carter, M. R. y E.G. Gregorich. 2009. Carbon and nitrogen storage by deep-rooted tall fescue (*Lolium arundinaceum*) in the surface and subsurface soil of a fine sandy loam in eastern Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136: 125–132.
- Casanovas, E M; G.A. Studdert y H.E. Echeverría, 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. II. Efecto de los ciclos de agricultura y pastura. *Ciencia del Suelo*, 13: 21-27.
- Castro, H.; C. Fortunel y H. Freitas. 2010. Effects of land abandonment on plant litter decomposition in a Montado system: relation to litter chemistry and community functional parameters. *Plant Soil*, 333:181–190.
- Causarano, H.; A.J. Franzluebbbers; J.N. Shaw; D.Wayne Reeves; R.L. Raper y C. Wesley Wood. 2008. Soil Organic Carbon Fractions and Aggregation in the Southern Piedmont and Coastal Plain. *Soil Science Society American Journal*, 72: 221-230.
- Céccoli, G.; J.C. Ramos; L.I. Ortega; J.M. Acosta y M.G. Perreta. 2011. Salinity induced anatomical and morphological changes in *Chloris gayana* Kunth roots. *Biocell*, 35: 9-17.
- Cerri, C.C.; B. Volkoff y F. Andreux. 1991. Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management*, 38: 247-257.
- Chan, K. Y.; D. P. Heenan y A. Oates. 2002. Soil carbon fractions and relationship to soil quality under different tillage and stubble management. *Soil & Tillage Research* 63:133-193.
- Chen, Y.; X. Zhang; H. He; H. Xie; Y. Yan ; P. Zhu; J. Ren y L. Wang. 2010. Carbon and nitrogen pools in different aggregates of a Chinese Mollisol as influenced by long-term fertilization. *Journal of Soils and Sediments*, 10:1018–1026.
- Cleveland, C.C. y A.R. Townsend. 2006. Nutrient additions to a tropical rain forest drive substantial soil carbon dioxide losses to the atmosphere. *PNAS* 103:10316–10321.
- Conant, RT; K. Paustian y E.T. Elliott. 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11: 343–355.
- Conant, R.T. y K. Paustian. 2002. Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles* 16:1143.
- Corbella, R.D. 2005. Dinámica de la descomposición y liberación de nutrientes de rastrojo de soja y maíz, en suelos del subtropico subhúmedo seco y semiárido del Noroeste Argentino. Tesis Maestría en Ciencia Agrarias. Orientación: Producción sostenible. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. 131p.
- Cordoba, A.; L. García Seffino; H. Moreno; C. Arias; K. Grunberg; A. Zenoff y E. Taleisnik. 2001. Characterization of the effect of high salinity on roots of *Chloris gayana* Kunth: carbohydrate and lipid accumulation and growth. *Grass and Forage Science*, 56: 162-168.
- Cornacchione, M. 2008. Avances en gramíneas megatérmicas. Experiencias en el ambiente subtropical semiárido de la provincia de Santiago del Estero. Primer Seminario de Ganadería Santiagueña. 30 y 31 de Octubre, Santiago del Estero. 96-110.
- Corrales, L. 1998. Estimacion de la cantidad de carbono almacenado y captado (masa aérea) en el Corredor Biologico Mesoamericano de Costa Rica. PROARCA/CAPAS/CCAD/USAID. 15 p.

Coûteaux M.M.; P. Bottner y B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 63-66.

Craine, J.M.; C. Morriw y N. Fierer. 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology*, 88: 2105–2113.

Cruz Hernández, A.; A. Hernández Garay; J.F. Enrique Quiroz; J. Pérez Pérez; A. Gomez Vázquez y S.C. da Silva. 2010. Herbage yield morphological components of mulato grass (*Brachiaria híbrido*, 36061) subject to different grazing management. En: An overview of research on pastoral-based systems in the Southern part of South America. C. Machado; M. Wade; S.C. da Silva; M. Agnusdei; P. de Faccio Carvalho; S. Morris y W. Beskow (eds.) editorial Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. 94-104.

Cuéllar, N.; H. Rosa y M. Gonzales. 1999. Los servicios ambientales del agro: El caso del café de sombra en el Salvador. *PRISMA*, 34:1-16.

da Silva, A.P.; S. Imhoff y M. Corsi. 2003. Evaluation of soil compaction in an irrigated short-duration grazing system. *Soil & Tillage Research*, 70: 83–90.

da Silva, J.E.; D.V.S. Resck; E.J. Corazza y L. Vivalvi. 2004. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the “Cerrado” region, Brasil. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 103: 357-363.

da Silva, D.K.A.; N. de Oliveira Freitas; R. Gomes de Souza; F.S. B. da Silva; A.S. Ferreira de Araujo; L. Costa Maia. 2012. Soil microbial biomass and activity under natural and regenerated forests and conventional sugarcane plantations in Brazil. *Geoderma*, 189-190: 257–261.

Dawson, L.A.; B. Thornton; S.M. Pratt y E. Paterson. 2004. Morphological and topological responses of roots to defoliation and nitrogen supply in *Lolium perenne* and *Festuca ovina*. *New Phytologist*, 161:811–818.

De León, M. y C. Boetto. 2004. Pautas para el Manejo de Pasturas Subtropicales. 2º Jornada Ampliando La Frontera Ganadera. Informe Técnico N° 6, 2-10.

Del Pozo, P.P.; R.S. Herrera; M. García; A.M. Cruz y A. Romero. 2001. Análisis del crecimiento y desarrollo del pasto estrella con y sin adición de fertilizante nitrogenado. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*: 35: 51-58.

Dell, C. J., M. A. Williams y C. W. Ricea. 2005. Partitioning of Nitrogen over five growing seasons in Tall grass prairie. *Ecology*, 86:1280–1287.

Denef, K.; J. Six; R. Merckx y K. Paustian. 2004. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Science Society American Journal*, 68: 1935–1944.

Dent, J.B.; G. Edwards-Jones y M.J. McGregor. 1995. Simulation of Ecological, Social and Economic Factors in Agricultural Systems. *Agricultural Systems*, 49: 337-351.

Díaz-Zorita, M. y P. Davies. 1995. Cobertura vegetal y propiedades edáficas de pasturas perennes en la región noroeste bonaerense. Evaluación preliminar. *Revista Argentina de Producción Animal*, 15: 213-215.

Díaz Zorita, M. 1997. Intensificación en la producción de carne y sostenibilidad en la Región Pampeana. Actas del Primer Congreso Nacional sobre Producción intensiva de Carne. Eds. INTA; Forrajes y Granos; Forum Argentino de Forrajes; SAGPyA. Argentina: 221-235.

- Doll, U.; O. Vallejos; N. Bilbao y C. Jara. 2008. Estimación preliminar de la retención de carbono en raíces finas y mantillo de un renoval de *Nothofagus glauca* de la precordillera andina de la Región del Maule, Chile. *Bosque*, 29: 91-96.
- Dyson, F.J. 1977. Can we control the carbon dioxide in the atmosphere? *Energy* 2, 287–291.
- Engel, R.K.; J.T. Nichols; J.L. Dodd y J.E. Brummer. 1998. Root and shoot response of sand bluestem to defoliation. *Journal of Range Management*, 51: 42–46.
- Enwall, K.; K. Nyberg; S. Bertilsson; H. Cederlund; J. Stenström y S. Hallin. 2007. Long-term impact of fertilization on activity and composition of bacterial communities and metabolic guilds in agricultural soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 39: 106-115.
- Etchevers, J.; M. Acosta; C. Monreal; K. Quednow y L. Jiménez. 2001. Los *stocks* de carbono en diferentes compartimentos de la parte aérea y subterránea en sistemas forestales y agrícolas de la Ladera de México. Simposio internacional de medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. 18 al 20 de octubre de 2001, Valdivia, Chile.
- FAO. 2001. State of the world's forests. Rome. Italy.
- Fisher, M.J.; I.M. Rao; M.A. Ayarza; C.E. Lascano; J.I. Sanz; R.J. Thomas y R.R. Vera. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South America savannas. *Nature*, 371: 236–238.
- Fisher, M.J.; S.P. Braz; R.S.M. Dos Santos; S. Urquiaga; B.J.R. Alves y R.M. Boddey. 2007. Another dimension to grazing systems: Soil carbon. *Tropical Grasslands*, 41: 65–83.
- Fioretto, A.; C. Di Nardo; E. Papa, E. y A. Fuggi. 2005. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1083-109.
- Follett, R.F.; S.E. Samson-Liebig; J.M. Kimble; E. Pruessner y S.W. Waltman. 2001. Carbon sequestration under the conservation reserve program in the historic grazing land soils of the United States of America. En: Soil C sequestration and the greenhouse effect. Lal R. (ed.) Soil Science Society of American Journal, 57: 27–40.
- Fonseca, G.W.; F.E. Alice; J. Montero; H. Toruño y H. Leblanc. 2008. Acumulación de biomasa y carbono en bosques secundarios y plantaciones forestales de *Vochysia guatemalensis* e *Hieronyma alchorneoides* en el Caribe de Costa Rica. *Agroforestería de las Américas*, 46: 57-64.
- Fontaine, S.; S. Barot; P. Barre; N. Bdioui; B. Mary y C. Rumpel. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450: 277–U210.
- Frank, A.B. y W.A. Dugas. 2001. Carbon dioxide fluxes over a northern semiarid, mixed-grass prairie. *Agriculture and Forest Meteorology*, 108: 317-326.
- Frank, D.A.; M.M. Kuns y D.R. Guido. 2002. Consumer control of grassland plant production. *Ecology*, 83: 602–606.
- Frank A.; J. Berdahl; J. Hanson; M. Liebig y A. Johnson. 2004. Biomass and Carbon Partitioning in Switchgrass. *Crop Science* 44:1391–1396.

- Franzluebbers, A.J.; G.W. Langdale y H.H. Schomberg. 1999. Soil carbon, nitrogen, and aggregation in response to type and frequency of tillage. *Soil Science Society of American Journal*, 63:349–355.
- Franzluebbers, A. J.; J.A. Stuedemann; H.H. Schomberg y S.R. Wilkinson. 2000. Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biology & Biochemistry*, 32: 469-478
- Franzluebbers, A.J., S.F. Wright y J.A. Stuedemann. 2000. Soil aggregation and glomalin under pastures in the Southern Piedmont USA. *Soil Science Society of American Journal*, 64: 1018-1026.
- Franzluebbers, A. J. y J.A. Stuedemann. 2002. Particulate and non-particulate fractions of soil organic carbon under pastures in the Southern Piedmont USA. *Environmental Pollution*, 116: 53-62.
- Franzluebbers, A.J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil & Tillage Research*, 66: 95-106.
- Franzluebbers, A. J. y J.A. Stuedemann. 2003. Bermudagrass Management in the Southern Piedmont USA. III. Particulate and Biologically Active Soil Carbon. *Soil Science Society of American Journal*, 67:132–138.
- Franzluebbers, A.J. 2005. Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil & Tillage Research*, 83: 120–147.
- Franzluebbers, A.J. y J.A. Stuedemann. 2009. Soil-profile organic carbon and total nitrogen during 12 years of pasture management in the Southern Piedmont USA. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 129: 28-36.
- French, J.B. 1994. Current status and trends in animal agriculture in Central America. En: *Animal agriculture and natural resources in Central America: strategies for sustainability. Proceedings of a symposium/workshop*. San José, Costa Rica. Homan, J. (ed). 9-22.
- Fu, G.; Z. Shen; X. Zhang y Y. Zhou. 2012. Response of soil microbial biomass to short-term experimental warming in alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Applied Soil Ecology*, 61: 158– 160
- Fynn, R.; R. Haynes y T. O'Connor. 2003. Burning causes long-term changes in soil organic matter content of a South African grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, 35: 677-687.
- Galantini, J.A. y R.A. Rosell, 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil & Tillage Research*, 87: 72-79.
- Galantini, J.A. y L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia*, XXV: 41-55.
- Ganjegunte, G.K.; G.F. Vance; C.M. Preston; G.E. Schuman; L.J. Ingram; P.D. Stahl y J.M. Welker. 2005. Soil Organic Carbon Composition in a Northern Mixed-Grass Prairie: Effects of Grazing. *Soil Science Society of American Journal*, 69: 1746–1756.
- Garibaldi, L.A.; M. Semmartin y E.J. Chaneton. 2007. Grazing-induced changes in plant composition affect litter quality and nutrient cycling in flooding Pampa grasslands. *Oecologia*, 151: 650–662.

- Gartner, J.A. 1967. Fertilizer response of Green Panic on the Atherton Tableland, Queensland. *Queensland Journal of Agriculture And Animal Science*, 24: 245-252.
- Gasparri, I. y Manghi E. 2004. Estimación de volumen, biomasa y contenido de carbono de las regiones forestales argentinas. Informe Final de Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Dirección de bosques. Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable. 26p.
- Gastal, F. y G. Lemaire. 2002. N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. *Inorganic Nitrogen Assimilation Special Issue. Journal of Experimental Botany*, 53: 789–799.
- Giese, M.; Y. Z. Gao; Y. Zhao; Q. Pan; S. Lin; S. Peth y H. Brueck. 2009. Effects of grazing and rainfall variability on root and shoot decomposition in a semi-arid grassland. *Applied Soil Ecology*, 41: 8-18.
- Glover, J.D.; S.W. Culman; S.T.DuPont; W. Broussard; L. Young; M.E. Mangan; J.G. Mai; T.E. Crews; L.R. DeHaan; D.H. Buckley; H. Ferris; R.E. Turner; H.L. Reynolds y D.L. Wyse. 2010. Harvested perennial grasslands provide ecological benchmarks for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137: 3–12.
- González-Chávez, M. C. A., M. C. Gutiérrez y S. Wright. 2004. Hongos micorrízico arbusculares en la agregación del suelo y su estabilidad. *Terra Latin*. 22: 507-214.
- González Montaner, J.; M. Di Napoli; R. Pozzi; V. Stangaferro y E. Tecco, 2004. Influencia de la fertilización sobre el balance de rastrojos y el estado nutricional de los cultivos en una rotación en siembra directa en Argiudoles del sur de Santa Fe. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná (ER), 221p.
- Guo, L.B.; A.L. Cowie; K.D. Montagu y Gofford, R.M. 2007. Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don. plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 124: 205-218.
- Hafner, S.; S. Unteregelsbacher; E. Seeber; B. Lena; X. Xu; X. Li; G. Guggenberger; G.Miehe e Y. Kuzyakov. 2012. Effect of grazing on carbon stocks and assimilate partitioning in a Tibetan montane pasture revealed by $^{13}\text{CO}_2$ pulse labeling. *Global Change Biology*, 18: 528–538.
- Hamza, M.A. y W.K. Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems: a review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research*, 82: 121–145.
- Haynes, R.J. y P.H. Williams. 1993. Nutrient cycling and soil fertility In the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49: 119-199.
- Haynes, R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Advances in Agronomy*, 85: 221-268.
- Hobbie, S.E. 2008. Nitrogen effects on decomposition: a five-year experiment in eight temperate sites. *Ecology* 89:2633–2644.
- Houghton, R.A. 1995. Changes in the storage of terrestrial carbon since 1850. In: Lal, R., Kimble, J.M., Levine, E., Stewart, B.A. (Eds.), *Soils and Global Change*. CRC/Lewis, Boca Raton, FL, 45– 65.

Houghton, J. T.; Y. Ding; D. J. Griggs; M. Noguer; P. J. van der Linden y X. Dai. 2001. IPCC Third Assessment Report: Climate Change 2001. The Scientific Basis Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, UK.

Hughes, R.F.; J.B. Kauffman y V.J. Jaramillo. 1999. Biomass, carbon and nutrient dynamics of secondary forest in a humid tropical region of Mexico. *Ecology*, 80:1882-1907

Hyvönen, R.; B. Olsson; H. Lundkvist y H. Staaf. 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. *Forest Ecology and Management*, 126: 97-112.

Ingram, L.J.; P.D. Stahl; G.E. Schuman; J.S. Buyer; G.F. Vance; G.K. Ganjgunte; J.M. Welker y J.D. Derner. 2008. Grazing Impacts on Soil Carbon and Microbial Communities in a Mixed-Grass Ecosystem. *Soil Science of American Journal*, 17: 939-948.

IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC. 2007. Climate change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S.; D. Qin; M. Manning; Z. Chen; M. Marquis; K.B. Averyt; M. Tignor y H.L. Miller. (Eds.) Cambridge, UK, Cambridge University Press.

Jackson, R. B.; J. Canadell; J. R. Ehleringer; H. A. Mooney; O. E. Sala y E.D. Schulze. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108: 389–411.

Janzen, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems: a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104: 399–417

Jaramillo, V.J.; J. Boone Kauffman; L. Rentería-Rodríguez; D.L. Cummings y L.J. Ellingson. 2003. Biomass, Carbon, and Nitrogen Pools in Mexican Tropical Dry Forest Landscapes. *Ecosystems*, 6: 609–629.

Jia, X.; M. Shao y X. Weia. 2012. Responses of soil respiration to N addition, burning and clipping in temperate semiarid grassland in northern China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 166–167: 32–40.

Jobbagy, E. G. y R. B. Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10:423-436.

Johnson, L.C. y Matchett J.R. 2001. Fire and grazing regulate belowground processes in tall grass prairie. *Ecology*, 82:3377–3389.

Jones, M.B. y A. Donnelly. 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist*, 164: 423-439.

Kalra, Y.P. (Ed.) 1998. Handbook of reference methods for plant analysis. Soil and Plant Analysis Council, Inc. CRC Press, USA: 300p.

Kanno, T.; M.C. Macedo; V.P.B. Euclides; J.A. Bono; J.D.G. Santos Jr.; M.C. Rocha y L.G. R. Beretta. 1999. Roots biomass of five tropical grass pastures under continuous grazing in Brazilian Savannas. *Grassland Science*, 45: 9-14.

- Keeler, B.L.; S.E. Hobbie y L.E. Kellogg. 2009. Effects of long-term nitrogen addition on microbial enzyme activity in eight forested and grassland sites: implications for litter and soil organic matter decomposition. *Ecosystems*, 12:1–15.
- Keeling, C.D. y T.P. Whorf. 2005. Atmospheric CO₂ records from sites in the SIO air sampling network. En *Trends: A Compendium of Data on Global Change*. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.
- Kögel-Knabner, I. 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 34: 139-162.
- Kononova, M.M. 1975. Humus of virgin and cultivated soils. En *Soil components* Vol. I, Ed. J.E. Gieseking. Nueva York, Springer-Verlag. 475p.
- Knops, J.M.H.; S. Naeem y P.B., Reich. 2007. The impact of elevated CO₂, increased nitrogen availability and biodiversity on plant tissue quality and decomposition. *Global Change Biology* 13:1960–1971.
- Knorr, M; S.D. Frey y P.S. Curtis. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: a meta-analysis. *Ecology* 86:3252–3257.
- Kurz, W.A.; S.J. Beukema y M.J. Apps. 1996. Estimation of root biomass and dynamics for the carbon budget model of the Canadian forest sector. *Canadian Journal of forest research* 26: 1973-1979.
- Ladd, J.N.; M. Amato; Z. Li-Kai y J.E. Schultz. 1994. Differential effects of rotation, plant residue and nitrogen fertilizer on microbial biomass and organic matter in an Australian alfisol. *Soil Biology & Biochemistry*, 26:821–831.
- Ladwig, L.M.; S.L. Collins; A.L. Swann; Y. Xia; M.F. Allen y E.B. Allen. 2012. Above- and belowground responses to nitrogen addition in a Chihuahuan Desert grassland. *Oecologia*, 169:177–185.
- Lal, R.; R.F. Follet; J.M. Kimble y C.V. Cole. 1999. Management of US cropland for to requester C in soil. *Soil and Water Conservation*, 54: 374-381.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123: 1-22.
- Lapeyre, T.; J. Alegre y L. Arévalo. 2004. Determinación de las reservas de carbono de la biomasa aérea, en diferentes sistemas de uso de la tierra en San Martín, Perú. *Ecología Aplicada*, 3:35-44.
- Lavado, R.S.; J.O. Sierra y P.N. Hashimoto. 1995. Impact of grazing on soil nutrients in a Pampean grassland. *Journal Range Management* 49:452-457.
- Li, S.G.; Y. Harazono; T. Oikawa; H.L. Zhao y X.L. Chang, X.L. 2000. Grassland desertification by grazing and the resulting micrometeorological changes in Inner Mongolia. *Agriculture and Forest Meteorology*, 102: 125–137.
- Li, X.; F. Li; B. Singh; Z. Rengel y Z. Zhan. 2007. Soil management changes organic carbon pools in alpine pastureland soils. *Soil & Tillage Research*, 93: 186-196.

- Liang, A.; X. Yang; X. Zhang; N. McLaughlin; Y. Shen y W. Li. 2009. Soil organic carbon changes in particle-size fractions following cultivation of Black soils in China. *Soil & Tillage Research*, 105: 21-26.
- Liebig, M.A.; G.E. Varvel; J.W. Doran y B.J. Wienhold. 2002. Crop sequence and nitrogen fertilization effects on soil properties in the Western Corn Belt. *Soil Science Society of American Journal*, 66:596-601.
- Liu, P.; J. Huang; O. Jianxin Sun y X. Han. 2010. Litter decomposition and nutrient release as affected by soil nitrogen availability and litter quality in a semiarid grassland ecosystem. *Oecologia*, 162:771-780
- Liu, N.; Y. Zhang; S. Chang; H. Kan y L. Lin. 2012. Impact of Grazing on Soil Carbon and Microbial Biomass in Typical Steppe and Desert Steppe of Inner Mongolia. *PLoS ONE* 7(5): e36434. doi:10.1371/journal.pone.0036434
- López-Fando, C. y M.T. Pardo. 2011. Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid región. *Soil & Tillage Research*, 111: 224-230
- Lovato, T; J. Mielniczuk; C. Bayer y F. Vezzani. 2004. Adições de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 175-187
- Lovell, J.D. y S. C. Jarvis. 1998. Soil microbial biomass and activity in soil from different grassland management treatments stored under controlled conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, 30: 2077-2085.
- Lovelock, C.E.; S.F. Wright; D.A. Clark y R.W. Ruess. 2004. Soil stocks of glomalin produced by arbuscular mycorrhizal fungi across a tropical rain forest landscape. *Journal of Ecology*, 92: 278-287.
- Maková, J.; S. Javoreková; J. Medo y K.M. Majerčíková. 2011. Characteristics of microbial biomass carbon and respiration activities in arable soil and pasture grassland soil. *Journal of Central European Agriculture*, 12: 752-765.
- Malhi, S.S; J.T. Harapiak; M. Nyborg; K.S. Gill; C.M. Monreal y E.G. Gregorich. 2003. Total and light fraction organic C in a thin Black Chernozemic grassland soil as affected by 27 annual applications of six rates of fertilizer N. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 66: 33-41.
- Malhi, S.S.; E. M. Nyborg y Y. K. Soon. 2010. Long-term effects of balanced fertilization on grass forage yield, quality and nutrient uptake, soil organic C and N, and some soil quality characteristics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86:425-438.
- Mannetje, L. 2007. The role of grasslands and forests as carbon stores. *Tropical Grasslands*: 41, 50-54.
- Martínez Calsina, L. 2009. Compensación tamaño densidad de macollos en pasturas de *Chloris gayana* (Kunth) cv Finecut sometidas a diferentes regímenes de defoliación. Trabajo de Tesis para optar al grado de Magister Scientiae en Producción Animal Orientación Ecofisiología de Pasturas. Facultad De Ciencias Agrarias Universidad Nacional De Mar Del Plata. 46p.
- Mazancourt, C.D.; M. Loreau y L. Abbidie. 1998. Grazing optimization and nutrient cycling: when do herbivores enhance plant production? *Ecology*, 79: 2242-2252.

- McAndrew, D.W. y S.S. Malhi. 1992. Long-term N fertilization of a solonchic soil: effects on chemical and biological properties. *Soil Biology & Biochemistry*, 24:619–623.
- McInenly, L.E.; E.H. Merrill; J.F. Cahill y N.G. Juma. 2010. *Festuca campestris* alters root morphology and growth in response to simulated grazing and nitrogen form. *Functional Ecology*: 24, 283–292.
- McNaughton, S. J.; M. Oesterheld; D. A. Frank y K. J. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341:142-144.
- McNaughton, S.J.; F.F. Banyikwa y M.M. McNaughton. 1997. Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African grazers. *Nature*, 278:1798–1800.
- McNaughton, S.J.; F.F. Banyikwa y M.M. McNaughton. 1998. Root biomass and productivity in a grazing ecosystem: the Serengeti. *Ecology*, 79:587–592
- Milchunas, D. G. y W. K. Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs*, 63:327-366.
- Minoldo, G.; J. Galantini; R. Rosell; H. Krüger y S. Venanzi. 2004. Fracciones orgánicas en suelos de la región semiárida bajo diferentes rotaciones. XIX Congreso Argentino Ciencia del Suelo, Paraná. Resumen p. 72, CD-ROM 10 pp.
- Moharana, P.C.; B.M. Sharma; D.R. Biswas; B.S. Dwivedi y R.V. Singh. 2012. Long-term effect of nutrient management on soil fertility and soil organic carbon pools under a 6-year-old pearl millet–wheat cropping system in an Inceptisol of subtropical India. *Field Crops Research*, 136: 32–41.
- Moore, J.M.; S. Klose y M.A. Tabatabai. 2000. Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. *Biology and Fertility of Soils*, 31: 200-210.
- Moraes Sá, J.C. y R. Lal. 2009. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil & Tillage Research*, 103: 46–56
- Mora Calvo. 2001. Fijación, emisión y balance de gases de efecto invernadero en pasturas en monocultivo y en sistemas silvopastoriles de fincas lecheras intensivas de las zonas altas de Costa Rica. Tesis para acceder al título de Magister Scientiae, Centro Agronómico tropical de Investigación y Enseñanzas. Turrialba. Costa Rica. 92p.
- Muñoz Vargas, M.C. 2006. Dinámica del carbono orgánico del suelo en ecosistemas de la zona mediterránea de Chile. Tesis para optar por el título de Doctor en Ciencias de Recursos Naturales. Temuco. Chile. 141p.
- Murillo Flores, J.C. 1999. Respuesta de una pradera de estrella (*Cynodon nlemfuensis*), Bermuda (*Cynodón dactylon*) y Guinea (*Panicum maximum*), a un sistema de pastoreo intensivo tecnificado móvil con bovinos de engorda. Tesis para obtenerle grado de Maestro en Ciencias Pecuarias. Universidad de Colima. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Méjico. 111p.
- Naeth, M.A.; D.S. Chanasyk; R.L. Rothwell y A.W. Bailey. 1991. Grazing impacts on soil water in mixed Prairie and fescue grassland of Alberta Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 71: 313–326.

- Nasca, J.A. 2007. Producción sostenible de carne bovina con pasturas tropicales en la Llanura deprimida Salina de Tucumán. Tesis Maestría en Ciencia Agrarias. Orientación: Producción sostenible. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. 128p
- Nelson, D. y L. Sommers. 1982. Methods of soil analysis. En: Page, A. (ed). Agronomy 9, ASA, SSSA. 539-579.
- Nepstad, D.C.; C.R de Carvalho; E.A. Davidson; P.H. Jipp; P.A. Leffebvre; G.A. Negreiros; E.D. da Silva; T.A.Stone; S.E. Trumbore y S. Viera. 1994. The role os deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forest and pastures. *Nature*, 372: 666-669.
- Nguyen, C. 2003. Rhizodeposition of organic C by plants: mechanisms and controls. *Agronomie* 23: 375-396
- Nichols, K.A. 2003. Characterization of glomalin, a glycoprotein produced by arbuscular mycorrhizal fungi. Tesis para optar por el título de Doctor of Philosophy, Faculty of the Graduate School of the University of Maryland at College Park. 287p.
- Nikièma, P; P. Nzokou; D.E. Rothstein y M. Nguouajio. 2012. Soil microbial biomass as affected by groundcover management in a Fraser fir (*Abies fraseri* [Pursh] Poir) plantation after 1 year. *Biology and Fertility of Soils*, 48:727–733.
- Noe, L. y A. Abril. 2008. Interacción entre calidad de restos vegetales, descomposición y fertilidad del suelo en el desierto del Monte de Argentina. *Ecología Austral*, 18:181-193.
- Oates, L.G.; T.C. Balser y R.D. Jackson. 2012. Subhumid pasture soil microbial communities affected by presence of grazing, but not grazing management. *Applied Soil Ecology*, 59: 20–28.
- Odum, E.P. 1984. Properties of agro-ecosystems. In: “Agricultural ecosystems: Unifying concepts (Lowrance, R., Stinner, B.R. and G.J. House, Eds.)”. John Wiley & Sons, New York, USA. 5-11
- Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44: 322-331.
- Omay, A.B.; C.W. Rice; L.D. Maddux y W.B. Gordon. 1997. Changes in soil microbial and chemical properties under long-term crop rotation and fertilization. *Soil Science Society of American Journal*, 61:1672–1678.
- Orellana, C.R. 2003. Raza criolla Argentina: evaluación integral desde la perspectiva de la ganadería ecológica en el noroeste de Argentina. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba, España: 349p.
- Ortiz, A.; L. Riascos y E. Somarriba. 2008. Almacenamiento y tasas de fijacion de biomasa y carbono de cacao en sistemas agroforestales de cacao (*Theobroma cacao*) y laurel (*Cordia alliodora*). *Agroforestería de las Américas*, 46: 26-29.
- Pérez, P.G.; V. Cordileone y M.R. Toranzoz. 2007. Carbono retenido en el monte chaqueño: cambios en el uso de la tierra. XX Reunión de Asociación Latinoamericana de Producción Animal. 21 al 25 de Octubre de 2007. Cuzco. Perú.
- Pérez, H. y L. Marínez Calsina. 2008. Pasturas para ambientes subtropicales con restricciones. Primer Seminario de Ganadería Santiagueña. 30 y 31 de Octubre, Santiago del Estero. 111-124.

- Piñeiro, G. 2006. Biogeoquímica del carbono y nitrógeno en los pastizales pastoreados del Río de la Plata: Un análisis basado en modelos de simulación, sensores remotos y experimentos a campo. Tesis doctoral en Ciencias Agropecuarias. Escuela Para Graduados "Alberto Soriano". Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires 148p.
- Preston, C.M.; Trofymow J.A. y the Canadian Intersite Decomposition Experiment Working Group. 2000. Variability in litter quality and its relationship to litter decay in Canadian forests. *Can J Bot* 78:1269–1287.
- Pucheta, E.; I. Bonamici; M. Cabido y S. Díaz. 2004. Below-ground biomass and productivity of a grazed site and a neighboring ungrazed enclosure in a grassland in central Argentina. *Austral Ecology* 29:201–208
- Puig, C.J.; R. Greiner; C. Huchery; I. Perkins; L. Bowen; N. Collier y S.T. Garnett. T. 2011. Beyond cattle: potential futures of the pastoral industry in the Northern Territory. *The Rangeland Journal*, 33: 181–194. <http://dx.doi.org/10.1071/RJ10043>
- Raiesi, F. 2004. Soil properties and N application effects on microbial activities in two winter wheat cropping systems. *Biology and Fertility of Soils*, 40: 88–92.
- Rajendhran, J. y P. Gunasekaran. 2012. Strategies for accessing soil metagenome for desired applications. *Biotechnology Advances*, 26: 576–590
- Ramos Veintemilla, R.A. 2003. Fraccionamiento del carbono orgánico del suelo en tres tipos de uso de la tierra en fincas ganaderas de San Miguel De Barranca, Puntarenas-Costa Rica. Tesis para optar por el grado de Magíster Scientiae. Escuela de Posgrado, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 77p.
- Ramírez, B.L.; H.F. Ramírez y J.C. Suárez. 2009. Captura de carbono y desarrollo radicular de sistemas de uso del suelo en la Amazonia Colombiana. *Livestock Research for Rural Development* 21, Artículo 91. <http://www.lrrd.org/lrrd21/6/rami21091.htm>
- Rao, I.; G. Rippstein; G. Escobar y J. Ricaurte. 2001. Producción de biomasa vegetal epígea e hipógea en las Sabanas nativas. En: *Agroecología y biodiversidad de las sabanas en los Llanos Orientales de Colombia*. CIAT, CIRAD. ISBN 958-694-033-0
- Rees, R.M.; I.J. Bingham; J.A. Baddeley y C.A. Watson. 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128, 130-154.
- Rice, C.W. 2000. Soil organic C and N in rangeland soils under elevated CO₂ and land management. En: *Proc., Advances in Terrestrial Ecosystem Carbon Inventory, Measurements, and Monitoring*. 3–5 October 2000. USDA-ARS, USDA-FS, USDA-NRCS, US Dept. Energy, NASA, and National Council for Air and Stream Improvement, Raleigh, NC, 83p.
- Ricci, H.R. 2006. Producción primaria de cuatro gramíneas tropicales perennes cultivadas en la Llanura Deprimida de Tucumán. Tesis. Maestría en Ciencias Agrarias Orientación Producción Sostenible. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina: 140p.
- Richards, J.H. 1984. Root growth response to defoliation into *Agropyron* bunchgrasses: field observations with an improved root periscope. *Oecologia*, 64: 21–25.

- Rillig, M. C.; S.F. Wright; K. A. Nichols; W.F. Schmidt y M.S. Torn. 2001. Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. *Plant and Soil*, 233: 167–177.
- Rillig, M.C.; S.F. Wright y V.T. Eviner. 2002. The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species. *Plant and soil*, 238: 325–333.
- Rillig, M. C.; P. W. Ramsey; S. Morris y E. A. Paul. 2003. Glomalin, an arbuscular-mycorrhizal fungal soil protein, responds to land-use change. *Plant and Soil*, 253:293-299.
- Ritchie, M.E.; D. Tilman y J.M.H. Knops. 1998. Herbivore effects on plant and nitrogen dynamics in Oak Savanna. *Ecology* 79, 165–177.
- Robbins G.B.; J.J Bushell y K.L. Buttler.1987. Decline in plant and animal production from ageing pastures of green panic (*Panicum maximum* var. *Trichoglume*). *Journal of Agriculture Science*, 108: 407 - 417.
- Robertson, F.A.; R.J.K. Myers y P.G. Safrigna. 1993. Carbon and nitrogen mineralization in cultivated and grasslands soils in subtropical Queensland. *Australian Journal of Agriculture Research*, Melbourne, 31:611-619.
- Ross, D.J.; K.R.Tate y C.W. Feltham. 1996. Microbial biomass and C and N mineralization in litter and mineral soil of adjacent Montane Ecosystems in a Southern Beech (*Nothofagus*) Forest and Tussock Grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, 28: 1613-1620.
- Rykiel, E.J. Jr. 1984. Modeling agro-ecosystems: lessons from ecology. In: “Agricultural ecosystems: Unifying concepts (Lowrance, R., Stinner, B.R. and G.J. House, Eds.)”. John Wiley & Sons, New York, USA
- Sal, J.D. 2010. Ganadería Vacuna. El NOA ya alcanza el 5,4% del stock vacuno del país. *Indicadores de evolución de la Provincia de Tucumán*, 31: 4-15.
- Sánchez Cardenas, S. 2007. Acumulación y descomposición de la hojarasca en un pastizal de *Panicum maximum* Jacq. y en un sistema silvopastoril de *P. máximo* y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. Tesis Doctoral en Ciencias Agrícolas. La Habana. 120p.
- Schlesinger, W. H. 1997. Biogeochemistry. An analysis of global change, 2 edition. Academic Press, San Diego.
- Schenk, H.J. y R. Jackson. 2002. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometrics of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, 90: 480-494.
- Scholefield, D.; K.C. Tyson; E.A. Garwood; A.C. Armstrong; J. Hawkins y A.C. Stone. 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: Effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Journal of Soil Science*, 44: 601-613.
- Schuman, G.E.; J.D. Reeder; J.T. Manley; R.H. Hart y W.A. Manley. 1999. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixedgrass rangeland. *Ecological Applications*, 19: 65-71.
- Schuman, G; H.H. Janzen y J.E. Herrick. 2002. Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental Pollution*, 116: 391–396.

- Schuman, G.; L.J. Ingram; P.D. Stahl; J.D. Derner; G.F. Vance y J.A. Morgan. 2009. Influence of Management on Soil Organic Carbon Dynamics in Northern Mixed-Grass Rangeland. *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*, 2nd edition. SSSA Special Publication 57: 169-180.
- Scurlock, J.M.O.; K. Johnson y R.J. Olson. 2002. Estimating net primary productivity from grassland biomass dynamics measurements. *Global Change Biology* 8:736-753.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2004. Manual de Cambio Climático. Proyecto de ciudadanía ambiental. Perczyk (Ed.) 39p.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2009. El cambio climático en Argentina. Castillo Marín (Ed.) 90p.
- Seguel, A.; R. Rubio; R. Carrillo; A. Espinosa y F. Borie. 2008. Niveles de glomalina y su relación con características químicas y biológicas del suelo (andisol) en un relicto de bosque nativo del sur de Chile. *Bosque*, 29: 11-22.
- Semmartin, M.; M.R. Aguiar; R.A. Distel; A.S. Moretto y C.M. Ghersa. 2004. Litter quality and nutrient cycling affected by grazing-induced species replacements along precipitation gradient. *Oikos* 107, 148-160.
- Semmartin, M. y C.M. Ghersa. 2006. Intra-specific changes in plant morphology, associated with grazing, and effects on litter quality, carbon and nutrient dynamics during decomposition. *Austral Ecology*, 31: 99-105.
- Semmartin, M.; A. L.A. Garibaldi y E.J. Chaneton. 2008. Grazing history effects on above- and below-ground litter decomposition and nutrient cycling in two co-occurring grasses. *Plant Soil*, 303:177-189
- Shahzad, T.; C. Chenu; C. Repinçay; C. Mougin; J. Ollier y S. Fontaine. 2012. Plant clipping decelerates the mineralization of recalcitrant soil organic matter under multiple grassland species. *Soil Biology & Biochemistry*, 51: 73-80.
- Sikora, L.; V. Yakovchenko; C. Cambardella y J. Doran. 1996. Assessing Soil Quality by Testing Organic Matter. *Soil Organic Matter: Analysis and Interpretation*. Magdoff F., Tabatabai M., Hanlon E Jr. (eds) SSSA Special Publication N° 46, 5: 4150.
- Simard, S. y D. Durall. 2004. Mycorrhizal networks: a review of their extent, function and importance. *Canadian Journal of Botany*. 82:1140-1165.
- Snyman, H.A. 2009. Root studies on grass species in a semi-arid South Africa along a degradation gradient. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 130: 100-108.
- Soussana, J.F; T. Tallec y V. Blanfort. 2010. Mitigation of greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4:334-350. Cambridge University Press Capítulo 6
- Spagarino, C. 2008. Ampliación de tierras de la comunidad wichi lote 27. Relevamiento de recursos naturales y propuesta de manejo. Informe de la asociación para la promoción de la cultura y el desarrollo. 65p.
- Stahr R.; F. Ruck y T. Gaiser. 1994. Soil nitrogen reserves and mineralization as affected by climate, soil and landuse. *Nova Acta Leopoldina*, 70: 213-235.

- Steffens, M.; A. Kölbl; K.U. Totsche e I. Kögel-Knabner. 2007. Grazing effects on soil chemical and physical properties in a semiarid steppe of Inner Mongolia (P.R. China). *Geoderma*, 143: 63–72
- Studdert, G.A. y H.E. Echeverría, 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 64:1496-1503.
- Thiet R.K.; R.E.J. Boerner y M. Nagy. 2005. The effect of biological soil crusts on throughput of rainwater and N into Lake Michigan sand dune soils. *Plant Soil*, 51: 235-278.
- Thorne, M. y D. Frank. 2009. The effects of clipping and soil moisture on leaf and root morphology and root respiration in two temperate and two tropical grasses. *Plant Ecology*, 200:205–215.
- Torres Bruchmann, E. 1978. Las clasificaciones climáticas de Koppen y Thornthwaite. Serie didáctica N° 48. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. ISSN 0325-2493.
- Treseder, K.K. y M.F. Allen. 2000. Mycorrhizal fungi have a potential role in soil carbon storage under elevated CO₂ and nitrogen deposition. *New Phytologist*, 147: 189-200.
- Treseder, K.K. y K.M. Turner. 2007. Glomalin in ecosystems. *Soil Science Society American Journal*, 71:1257–1266.
- Treseder, K.K.; K.M. Turner y M.C. Mack. 2007. Mycorrhizal responses to nitrogen fertilization in boreal ecosystems: potential consequences for soil carbon storage. *Global Change Biology*, 13: 78–88.
- Trofymow, J.A.; T. Moore; B. Titus; C. Prescott; T. Morrison; M. Siltanen; S. Smith; J. Fyles; R. Wein; C. Camire; L. Duschene; L. Kozak; M. Kranabetter y S. Visser. 2002. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 789-804.
- Trujillo, W.; M.J. Fisher y R. Lal. 2005. Root dynamics of native savanna and introduced pastures in the Eastern Plains of Colombia. *Soil & Tillage Research*, 87: 28–38.
- Valero, E. 2004. El ciclo del carbono en el sector forestal: Los bosques como sumideros de carbono: una necesidad para cumplir en el protocolo de Kyoto. Madrid, ES, Universidad del Vigo. 11 p.
- Van der Krift, T.A.J.; P. Gioacchini; P.J. Kuikman y F. Berendse. 2001. Effects of high and low fertility plant species on dead root decomposition and nitrogen mineralisation. *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 2115– 2124.
- Van Soest, P.J. 1994. *Nutritional Ecology of the ruminant*. Cornell University Press. II Edición. 108-195 p.
- Veldkamp, E. 1993. Soil organic carbon dynamics in pasture established after deforestation in the humid tropics of Costa Rica. Ph. D. Thesis. Wageningen, Netherlands, Agriculture University of Wageningen. 117 p.
- Viglizzo, E.F. 1994. The response of low input agricultural systems to environmental variability: a theoretical approach. *Agricultural Systems*, 44: 1-17.

- Viglizzo, E.F. y Z.E. Roberto. 1997. El componente ambiental en la intensificación ganadera. *Revista Argentina de Producción animal*, 17: 271-292.
- Virzo de Santo, A; A. De Marco; A. Fierro; B. Berg y F. A. Rutigliano. 2009. Factors regulating litter mass loss and lignin degradation in late decomposition stages. *Plant and Soil*, 318: 217–228.
- Volante, J.N.; A.R. Bianchi; H.P. Paoli; Y.E. Noé; H.J. Elena y C.M. Cabral. 2005. Análisis de la dinámica del uso del suelo agrícola del Noroeste Argentino mediante teledetección y sistema de información geográfica. Período 2000-2005. Pro. Re. NOA.. Ediciones INTA. Salta. Argentina: 1-64.
- Waldrop, M.P.; D.R. Zak; R.L. Sinsabaugh; M. Gallo y C. Lauber. 2004. Nitrogen decomposition modifies soil carbon storage through changes in microbial enzymatic activity. *Ecological Applications*, 14:1172–1177.
- Wan, S. y Y. Luo. 2003. Substrate regulation of soil respiration in a tallgrass prairie: results of a clipping and shading experiment. *Global Biogeochemistry Cycles*, 17:1–12.
- Weaver R.; J. Angle y P. Bottomley (ed). 1994. *Methods of soil analysis. Part 2: Microbiological and biochemical properties*. SSSA Book Series 5, Madison, USA.
- Weisel, Y. 1985. The stimulating effects of NaCl on root growth of Rhodes grass (*Chloris gayana*) *Physiology Plant*. 64: S19-522
- Weller K. 2002. Glomalin: hiding place for a third the world's stored soil carbon. *Agriculture Research Magazine* 50: 4-7.
- West S. B.; T. C. Caesar-TonThat; S. F. Wright y J. D. Williams. 2005. Organic matter addition, N, and residue burning effects on infiltration, biological, and physical properties of an intensively tilled silt-loam soil. *Soil Tillage Research*, 84: 154–167.
- Williams, T.O.; J.M. Powell y S. Fernandez Rivera. 1995. Soil fertility maintenance and food crop production in semiarid West Africa: is reliance on manure a sustainable strategy? *Outlook on Agriculture*, 24: 43-47.
- Wise, M.J. y W.G. Abrahamson. 2007. Effects of resource availability on tolerance of herbivory: a review and assessment of three opposing models. *The American Naturalist*, 169: 443–454.
- Wright, S.F. y A. Upadhyaya. 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein from arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Science*, 161: 575–586.
- Wright, S.F. y A. Upadhyaya. 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 198: 97–107.
- Xu, W.H. y S.Q. Wan. 2008. Water- and plant-mediated responses of soil respiration to topography, fire, and nitrogen fertilization in a semiarid grassland in northern China. *Soil Biology & Biochemistry*, 40: 679–687.
- Yan, T.; J. P. Frost; T. W. J. Keady; R. E. Agnew y C. S. Mayne. 2007. Prediction of nitrogen excretion in feces and urine of beef cattle offered diets containing grass silage. *Journal of Animal Science*, 85:1982–1989.

Yang, X.; W. Ren; B. Sun y S. Zhang. 2012. Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China. *Geoderma*, 177-178: 49-56.

Yong-Zhong, S.; L. Yu-Lin; C. Jian-Yuan y Z. Wen-Zhi. 2005. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandygrassland, Inner Mongolia, northern China. *Catena*, 59: 267-278.

Zerva, A. 2004 Effects of Afforestation and Forest Management on Soil Carbon Dynamics and Trace Gas Emissions in a Sitka Spruce (*Picea sitchensis* (Bong) Carr.) Forest. PhD Thesis. University of Edinburgh, 284p.

Zhiping, Q.; I. Rao; J. Ricaurte; E. Amézquita; J. Sanz y P.C. Kerridge. 2004. Root distribution and nutrient uptake in crop-forage systems on Andean hillsides. *Journal of Sustainable Agriculture*, 23: 39-50.

Zotarelli, L.; B.J.R. Alves; S. Urquiaga; R.M. Boddey y J. Six. 2007. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. *Soil & Tillage Research*, 95: 196–206.

Zuccardi, R.B. y G.S. Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la provincia de Tucumán. *Fac. Agronomía y Zootecnia. Univ. Nac. de Tucumán. Miscelánea* N° 86. 63p.