# UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA

Facultad de Ingeniería, Ciencias y Administración
Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales
Instituto de Agroindustria

# "EFECTO DE LA FRECUENCIA E INTENSIDAD DE PASTOREO EN LAS PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN UNA PRADERA PERMANENTE DEL SUR DE CHILE"

TESIS PARA OPTAR AL GRADO ACADÉMICO DE DOCTOR EN CIENCIAS DE RECURSOS NATURALES

**PEDRO ANTONIO NÚÑEZ RAMOS**

**TEMUCO – CHILE**
**2008**

# UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA

Facultad de Ingeniería, Ciencias y Administración
Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales
Instituto de Agroindustria


# "EFECTO DE LA FRECUENCIA E INTENSIDAD DE PASTOREO EN LAS PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN UNA PRADERA PERMANENTE DEL SUR DE CHILE"

TESIS PARA OPTAR AL GRADO ACADÉMICO DE DOCTOR EN CIENCIAS DE RECURSOS NATURALES


**PEDRO ANTONIO NÚÑEZ RAMOS**



**TEMUCO – CHILE**
**2008**

**“EFECTO DE LA FRECUENCIA E INTENSIDAD DE PASTOREO EN LAS PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN UNA PRADERA PERMANENTE DEL SUR DE CHILE”**

Esta Tesis fue realizada bajo la supervisión de la Directora de Tesis, Dra. MARÍA DE LA LUZ MORA GIL, del Departamento de Ciencias Químicas y ha sido aprobada por los miembros de la comisión examinadora.

**PEDRO ANTONIO NÚÑEZ RAMOS**

---
DIRECTOR PROGRAMA DE POSTGRADO EN CIENCIAS DE RECURSOS NATURALES

---
Dra. MARÍA DE LA LUZ MORA G.

---
Dr. FRANCISCO MATUS B.

---
DIRECCIÓN DE POSTGRADO UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA

---
Dra. MARTA ALFARO V.

---
Dr. OSCAR BALOCCHI L.

---
Ing. Agrón. Especialista
ROLANDO DEMANET F.

***A mis hijos Pedro Luis y José Alberto, por su ternura y comprensión.***

***A Sarah por comprender mis intenciones...***

***Recuerden que toda tarea en la vida es difícil, pero al final se cosechan los frutos.***

**AGRADECIMIENTOS**

A mi familia, en especial a mis hijos Pedro y José, por su paciencia y comprensión durante este largo camino. A mi ex esposa Sarah Bueno, por su apoyo y solidaridad. A mis padres, hermanos y amigos en especial a Wellington Martínez, Carlos Manuel Rosario, Víctor Quezada y Thomas Fleming.

A la Dra. María de la Luz Mora, por haberme dado la oportunidad de realizar mi tesis doctoral junto a ella y haber contribuido de manera significativa a mi formación profesional y científica.

Al cuerpo docente del Programa de Postgrado en Ciencias de Recursos Naturales que me entregó las herramientas necesarias para mi formación como Doctor, y en especial a los profesores María de la Luz Mora, Fernando Ricardo Borie, Fernando Pardo, Cristina Diez, Felipe Gallardo, Fernando Perich, Andrés Quiroz, Hellmuth Leal, Fernando Cossio, Juan Luis Rouanet (Q.E.P.D) y Francisco Matus.

Al Dr. T. H. Misselbrook de Inglaterra, junto a su colaboración se hizo posible el análisis correcto de los resultados sobre emisiones de $NH_3$. A la Dra. Alejandra Jara gracias por enseñarme las técnicas analíticas necesarias para llevar a feliz término la parte experimental de mi tesis doctoral. Gracias Dra. Marta Alfaro por su colaboración en la interpretación de resultados y elaboración de publicaciones. A usted Dr. Francisco Matus por su comprensión y colaboración en los momentos difíciles que tuve. Dr. Fernando Borie usted siempre supo escucharme y nunca puso mala cara.

Al personal del laboratorio de Praderas de la Universidad de La Frontera en especial al Ing. Rolando Demanet, Ing. Carlos Canseco y Eddy Canteros, por su cooperación al desarrollo de la tesis.

A mis compañeros de clases del Programa de Doctorado en Ciencias de Recursos Naturales en especial a Bárbara Fuentes, por estar conmigo desde el inicio hasta el final de este desafío. A mis amigos Jon William y Laura Cárdenas por apoyarme en mi estadía en Inglaterra.

A mis compañeros de trabajo Ings. Julio Morrobel, José Miguel Méndez, José Mercedes, Thomas Montas, Gladys Pena. Además agradezco al personal Técnico y Administrativo del Centro Norte IDIAF.

No puedo dejar de agradecer al personal científico, técnico y administrativo del Laboratorio de Análisis de Suelos y Plantas de la Universidad de La Frontera, en forma particular a las Dras. Paula Cartes y Anali Rosas, Sra. Brígida Sobarzo, Ing. Carolina Cox, Sra. Fresia Cantero, Srita Anita Videla, Olga López y Sra. Lorena Leal por apoyarme en los momentos difíciles.

A los proyectos DIUFRO 160603 de la Universidad de La Frontera, Proyectos FONDECYT-1020934 y 1061262, además agradezco al Proyecto FIA (FIA-PI-C-2003-1) por el financiamiento otorgado para el desarrollo de esta investigación.

Al Proyecto MECESUP FRO 0309 por brindarme los recursos económicos para poder realizar mi pasantía de investigación en el Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke, Okehampton, Devon, Inglaterra.

Al Departamento de Post grado en especial a Claudia Sanhueza por su colaboración y apoyo en todos mis trámites dentro de la Universidad de La Frontera.

Al Gobierno Dominicano, representado por el Instituto Dominicano de Investigaciones Agropecuarias y Forestales por financiar mi estadía en Chile, durante la permanencia de mis estudios. A la secretaria de Estado de Educación Ciencia y Tecnología y al Gobierno de Taiwán por otorgarme una beca de tres años para realizar el doctorado. Además se agradece a la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica del Gobierno de Chile por otorgarme una beca CONICYT para concluir el postgrado.

**RESUMEN**

La productividad y calidad de la pradera mejora con la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Sin embargo, un manejo inadecuado de los sistemas de pastoreo puede incrementar las pérdidas de nitrógeno (N) por lixiviación y volatilización, contaminando el medio ambiente. Los objetivos de esta investigación fueron evaluar la magnitud de las pérdidas de N por volatilización de amoniaco ($N\text{-}NH_3$) y óxido nitroso ($N\text{-}N_2O$) y lixiviación de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) y amonio ($N\text{-}NH_4^+$) en un una pradera permanente del sur de Chile bajo diferentes frecuencias e intensidades de pastoreo en diferentes estaciones del año. Se determinaron las entradas y salidas de N al sistema con la finalidad de elaborar un balance anual. Se determinaron la eficiencia del uso de N por la pradera, producción y calidad del forraje y se midieron los cambios en el contenido de carbono biomásico (CB), N biomásico (NB) y actividad ureasa (AU) del suelo. El estudio fue realizado durante primavera, verano, otoño e invierno 2005/2006 en una pradera permanente de *Lolium perenne*, *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata* y *Trifolium repens* en un suelo Andisol. El experimento utilizó dos intensidades de pastoreo o consumo de forraje (intenso y suave) y dos frecuencias de pastoreo (frecuente y poco frecuente). Los tratamientos fueron denominados como sigue: i) frecuente intenso (FI), ii) frecuente suave (FS), iii) poco frecuente intenso (PFI) y iiii) poco frecuente suave (PFS) y un tratamiento control sin pastoreo (C). Los resultados indicaron que las emisiones promedios de $N\text{-}NH_3$ en los FI y FS fueron de 40,6 kg $ha^{-1}$, un 10 % superior a los tratamientos PFI y PFS y un 30 % superior al tratamiento control. En relación a las pérdidas por lixiviación, los tratamientos FI y PFI lixiviaron en promedio 48,2 kg $ha^{-1}$, 40 % más que los tratamientos FS y PFS y un 31 % más que el control. El $N\text{-}N_2O$ volatilizado representó 0,8-1 % del N que entró a la pradera durante el año y 1,3-1,4 % del N aplicado como fertilizante en un rango de emisión de 2,88-3,24 $N_2O$ kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$, no encontrándose variabilidad entre los tratamientos de pastoreo. En relación a los parámetros bioquímicos del suelo, el tratamiento FI mostró el mayor promedio anual de CB y NB con 297 mg C $kg^{-1}$ y 21,6 µg N $g^{-1,}$ respectivamente. Los valores de CB fluctuaron entre 28-697 mg C $kg^{-1}$ y NB entre 3 y 70 µg N $g^{-1}$ en las cuatro estaciones. Por otro lado, la mayor AU se produjo en los tratamientos pastoreados con promedio anual entre 319-339 µg $N\text{-}NH_4^+$ $g^{-1}$ $2h^{-1}$, oscilando entre 84 y 1137 µg $N\text{-}NH_4^+$ $g^{-1}$ $2h^{-1}$. Estos resultados demuestran que un mayor flujo de

residuos orgánicos en el suelo después del pastoreo, asociado a la exudación radical de compuestos carbonados y condiciones favorables para los microorganismos, estimulan la biomasa microbiana y por tanto incrementa el contenido de CB, NB y AU. Respecto a la productividad de la pradera bajo pastoreo, ésta fluctuó entre 7-10,3 ton MS $ha^{-1}$ $año^{-1}$, siendo estadísticamente superior en FI y PFI en todas las estaciones respecto a los tratamientos FS y PFS. La mayor intensidad de pastoreo (FI) también produjo mayor calidad de forraje durante el año con valores de proteína cruda (PC) entre 14-20 %, fibra detergente neutra (FDN) en el rango de 45-57 %, fibra detergente ácida (FDA) entre 24-32 % y energía metabolizable (EM) entre 2,3-2,6 Mcal $kg^{-1}$ MS. Finalmente, se observó que el balance anual de N fue positivo en los cuatro sistemas de pastoreo, siendo FI más eficiente en la recuperación de N con un 71 %. Los resultados obtenidos demuestran que un pastoreo intenso produce mayor cantidad de forraje y con mayor calidad, sin embargo, incrementa las pérdidas de N en el sistema. Por el contrario, un pastoreo suave tiene menor productividad y calidad de forraje, pero menores pérdidas de N durante el año. Por lo tanto, el pastoreo FI es el más recomendable desde el punto de vista productivo, sin embargo desde una visión ambiental no sería recomendable su uso, ya que las pérdidas de N son superiores.

**SUMMARY**

The production and quality of the pasture improves with the application of nitrogen fertilizers. However, an inadequate management of the grazing systems can increase the nitrogen (N) losses through different processes, like leaching and gaseous losses. The aim of this study was to evaluate the magnitude of the N losses through ammonia volatilization ($NH_3$-N), leaching ($NO_3^-$-N + $NH_4^+$-N) and nitrous oxide emissions ($N_2O$-N) in a permanent pasture from Southern Chile under different grazing frequencies and intensities in different seasons of the year. Moreover, the inputs and outputs of N were measured with the purpose to elaborate an annual balance. The pasture N use efficiency, the production and forage quality were also determined. The changes in the content of biomass carbon (BC), biomass nitrogen (BN) and urease activity (UA) of the soil were also measured. The study was carried out during the Spring, Summer, Autumn and Winter 2005/2006 on a permanent pasture of *Lolium perenne*, *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata* and *Trifolium repens* on an Andisol. The experiment used two grazing intensities or forage consumption (heavy and light) and two grazing frequencies (frequent and infrequent). The treatments were nomely as: i) frequent-heavier (FH), ii) frequent-lighter (FL), ii) infrequent-heavier (IH) and iv) infrequent-lighter (IL) and a control treatment without grazing (C). The results indicated that the average emission of $NH_3$-N in FH and FL was 40.6 kg $ha^{-1}$, a 10% more than in treatments IH and IL and a 30% more than the control treatment. Regarding the leaching losses, treatments FH and IH leached in average 48.2 kg $ha^{-1}$, a 40% more than FL and IL treatments and a 31% more than C. The $N_2O$-N emissions represented 0.8-1% of the N input in the pasture during the year and 1.3-1.4% of the N applied as fertilizer in an emission rank of 2.88-3.24 kg $N_2O$ $ha^{-1}$ $y^{-1}$, without variation between grazing treatments. With respect to the biochemical parameters of the soil, treatment FH showed the highest average of BC and BN with 297 mg C $kg^{-1}$ and 21.6 µg N $g^{-1,}$ respectively. The values of BC fluctuated between 28-697 mg C $kg^{-1}$ and for BN between 3 and 70 µg N $g^{-1}$ during the four seasons. On the other hand, the highest production of UA was in the grazing treatments with annual averages between 319-339 µg N-$NH_4^+$ $g^{-1}$ $2h^{-1}$, oscillating between 84 and 1137 µg N-$NH_4^+$ $g^{-1}$ $2h^{-1}$. These results show that a higher flux of organic residues in the soil after grazing, associated to the root exudation of carbon compounds and favorable conditions for the microorganisms, stimulate the microbial biomass

and therefore the content of BC, BN and UA increases. Regarding the pasture production under grazing, this fluctuated between 7-10.3 ton DM $ha^{-1}$ $y^{-1}$, being higher in FH and IH during all the seasons and being statistically higher that FL and IL. The biggest intensity of grazing (FH) also produced a higher forage quality during the year with crude protein (CP) values between 14-20%, neutral detergent fibre (NDF) in the rank of 45-57%, acid detergent fibre (ADF) between 24-32% and metabolizable energy (ME) between 2,3-2,6 Mcal $kg^{-1}$ DM. Finally, it was observed that the annual balance of N was positive in the four grazing systems, being FH more efficient (71%) in the N recovery. The results obtained show that a heavy grazing produces more amount of forage and with better quality, however, it also increases the N losses in the systems. On the contrary, a light grazing has less production and forage quality, but less N losses during the whole year. Therefore, grazing FH is the most recommended in terms of production and forage quality. However, from an environmental point of view it would not be applicable, due to the high N losses.

# ÍNDICE GENERAL

**1 INTRODUCCIÓN** ..... **1**

1.1 ANTECEDENTES GENERALES ..... 1
1.2 HIPÓTESIS DE TRABAJO ..... 5
1.3 OBJETIVO GENERAL ..... 6
*1.3.1 Objetivos específicos* ..... *6*

**2 ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS** ..... **7**

2.1 SITUACIÓN DE LA GANADERÍA EN CHILE ..... 7
2.2 CONCEPTO DE PRADERA ..... 10
2.3 PASTOREO (FRECUENCIA E INTENSIDAD) Y CARGA ANIMAL ..... 10
*2.3.1 Frecuencia e intensidad de pastoreo* ..... *11*
*2.3.2 Carga animal* ..... *12*
2.4 INVESTIGACIONES REALIZADAS CON N EN CHILE ..... 13
2.5 GANADERÍA, N Y CONTAMINACIÓN AMBIENTAL EN CHILE ..... 14
2.6 CICLO DEL N ..... 15
*2.6.1 Actividad biológica del suelo en praderas pastoreadas* ..... *19*
2.7 ROL DEL N EN PLANTAS Y ANIMALES ..... 21
2.8 NITRÓGENO EN EL SUELO ..... 22
2.9 FERTILIZACIÓN NITROGENADA DE LA PRADERA ..... 23
2.10 GANADERÍA Y PROBLEMÁTICA AMBIENTAL GLOBAL ..... 24
2.11 RECICLAJE DE N EN LA PRADERA ..... 26
2.12 PÉRDIDAS N EN LOS SISTEMAS DE PASTOREO ..... 28
*2.12.1 Pérdidas de amoniaco ($NH_3$)* ..... *28*
2.12.1.1 Fuentes, procesos e impactos de las emisiones de amoniaco ..... 29
2.12.1.1.1 Fuentes de emisiones de amoniaco ..... 29
2.12.1.1.2 Procesos e impacto de la volatilización del amoniaco ..... 32
2.12.1.1.3 Factores que influyen en la volatilización del amoniaco ..... 33
2.12.1.1.4 Volatilización de amoniaco a partir de fertilizantes agroquímicos ..... 34
2.12.1.1.5 Fertilización con urea ..... 35
2.12.1.1.6 Emisión de amoniaco desde la pradera ..... 36
2.12.1.1.7 Mecanismos para reducir las emisiones de amoniaco ..... 39
*2.12.2 Óxidos de N (nitrificación y desnitrificación)* ..... *40*
*2.12.3 Lixiviación de N en sistemas bajo pastoreo* ..... *40*
2.12.3.1 Lixiviación de N inorgánico en la pradera ..... 41
2.12.3.2 Lixiviación de N orgánico en la pradera ..... 42

**3 MATERIALES Y MÉTODOS** ..... **46**

3.1 UBICACIÓN DEL EXPERIMENTO ..... 46
3.2 REALIZACIÓN DEL EXPERIMENTO ..... 46
3.3 CARACTERÍSTICAS EDAFOCLIMÁTICAS ..... 46
*3.3.1 Suelo* ..... *46*
*3.3.2 Clima* ..... *47*
3.4 ESTABLECIMIENTO DE LA PRADERA ..... 47
3.5 SIEMBRA ..... 47
3.6 FERTILIZACIÓN ..... 50
*3.6.1 Fertilización a la siembra* ..... *50*
*3.6.2 Fertilización post siembra* ..... *50*
3.7 CONTROL DE ESPECIES NO DESEADAS ..... 51
3.8 DISEÑO EXPERIMENTAL ..... 51
3.9 TRATAMIENTOS DE PASTOREO ..... 52
*3.9.1 Animales en pastoreo y manejo* ..... *53*
3.10 MUESTREO DE SUELO, FECAS Y ORINA ..... 53

*3.10.1 Muestreo de suelo* ..... *53*
*3.10.2 Muestreo de orina y fecas* ..... *53*
3.11 DETERMINACIONES DE N ..... 54
*3.11.1 Muestreo de amoniaco ($NH_3$) en campo y medición en laboratorio* ..... *54*
*3.11.2 Nitrógeno lixiviado desde el suelo* ..... *55*
*3.11.3 Nitrógeno inorgánico en el suelo* ..... *57*
*3.11.4 Nitrógeno total en el suelo* ..... *58*
*3.11.5 Nitrógeno en fecas y orina de origen bovino* ..... *58*
*3.11.6 Nitrógeno reciclado por las plantas* ..... *59*
*3.11.7 Estimación del N fijado en la pradera* ..... *60*
*3.11.8 Depositación húmeda de N* ..... *60*
*3.11.9 Estimación de la emisión de óxido nitroso ($N_2O$)* ..... *60*
*3.11.10 Parámetros bioquímicos del suelo* ..... *61*
3.11.10.1 Actividad ureasa (AU) ..... 61
3.11.10.2 Nitrógeno biomásico (NB) y carbono biomásico (CB) ..... 61
*3.11.11 Balance de N* ..... *61*
*3.11.12 Eficiencia en el uso de N* ..... *62*
3.12 PRODUCCIÓN DE LA PRADERA ..... 62
3.13 ANÁLISIS BROMATOLÓGICO DEL FORRAJE ..... 63
*3.13.1 Proteína Cruda (%)* ..... *63*
*3.13.2 Energía Metabolizable (Mcal/kg)* ..... *64*
*3.13.3 Fibra Detergente Ácida (%)* ..... *64*
*3.13.4 Fibra Detergente Neutra (%)* ..... *64*
3.14 COBERTURA ..... 64
3.15 ANÁLISIS DE DATOS ..... 65

**4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN ..... 66**

4.1 PARÁMETROS QUÍMICOS DEL SUELO ..... 66
*4.1.1 Parámetros químicos del suelo al inicio del 2004 y final del experimento (2006)* ..... *66*
4.2 ÉPOCAS DE PASTOREO Y COBERTURA VEGETAL ..... 68
4.3 CONTENIDO DE N EN EL SUELO ..... 71
*4.3.1 Nitrógeno disponible (ND)* ..... *71*
*4.3.2 Nitrógeno total (NT)* ..... *77*
4.4 ENTRADAS Y SALIDAS DE N EN EL SISTEMA DE PASTOREO ..... 78
*4.4.1 Entradas de N* ..... *78*
4.4.1.1 Entradas de N vía fecas y orina de bovinos ..... 78
4.4.1.2 Otras entradas de N al sistema ..... 82
*4.4.2 Salidas de N del sistema* ..... *85*
4.4.2.1 Pastoreo y N lixiviado ..... 85
4.4.2.1.1 Concentraciones de $NH_4^+$ y $NO_3^-$ lixiviado ..... 85
4.4.2.1.2 Pérdidas acumuladas de N lixiviado ..... 90
4.4.2.2 Pastoreo y pérdidas de amoniaco ..... 93
4.4.2.4 Absorción de N por las plantas y los animales (recuperación de N) ..... 100
4.5 PRODUCCIÓN Y CALIDAD DE LA PRADERA ..... 103
*4.5.1 Producción de la pradera* ..... *103*
*4.5.2 Calidad del forraje producido* ..... *105*
4.6 BALANCE DE N EN LA PRADERA ..... 114
4.7 EFICIENCIA DE LA PRADERA EN EL USO DE N ..... 121
4.8 PARÁMETROS BIOLÓGICOS DEL SUELO ..... 124
*4.8.1 Carbono biomásico (CB)* ..... *124*
*4.8.2 Nitrógeno biomásico (NB)* ..... *127*
*4.8.3 Actividad ureasa (AU)* ..... *133*

**5 CONCLUSIONES ..... 137**

**7 BIBLIOGRAFÍA ..... 141**

**ANEXOS ..... 174**

## ÍNDICE DE FIGURAS


| Figura | Contenido | Pag |
|---|---|---|
| 1 | Exportaciones de carne bovina en Chile durante el período 1998-2005 | 8 |
| 2 | Producción y recepción nacional de leche en Chile durante el período 1990-2006 | 9 |
| 3 | Producción de leche en Chile (millones de litros) | 10 |
| 4 | Ciclo del N en una pradera permanente | 17 |
| 5 | Población global y tendencia del N reactivo | 18 |
| 6 | Pérdidas por volatilización de amoniaco en Seronera (19-22 abril 1986), representando la típica variación diurna en diferentes sitios de monitoreo (Ruess y McNaughton, 1988) | 39 |
| 7 | Diseño experimental | 51 |
| 8 | Evolución de la concentración de $NH_3$ emitido desde parcelas pastoreadas el 30 de septiembre 2005 durante el periodo 7:00 A.M y 21:00 P.M. | 56 |
| 9 | Evolución de la concentración de $NH_3$ emitido desde parcelas pastoreadas el 10 de enero 2006 durante el periodo 7:00 A.M y 21:00 P.M. | 56 |
| 10 | Diseño unidad de lisímetro | 57 |
| 11 | Fluctuación de la concentración de $N\text{-}NH_4^+$ en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006 | 72 |
| 12 | Fluctuación de la concentración de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006 | 74 |
| 13 | Nitrógeno disponible en el suelo ($N\text{-}NO_3^- + N\text{-}NH_4^+$) en kg $ha^{-1}$ en pre y post pastoreo en las estaciones: a) Primavera 2005, b) verano 2005-2006, c) otoño 2006 y d) Invierno 2006 | 75 |
| 14 | Diferencias entre el N disponible en el suelo ($N\text{-}NO_3^- + N\text{-}NH_4^+$) en pre y post pastoreo | 76 |
| 15 | Concentración de N lixiviado ($N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$) desde la pradera por estación a) amonio (mg $L^{-1}$) y b) nitrato (mg $L^{-1}$) | 86 |
| 16 | Concentración promedio mensual de N lixiviado ($N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$) desde | |

| Figura | Contenido | Pag |
|---|---|---|


| | | |
|---|---|---|
| | la pradera por estación a) Amonio (mg $L^{-1}$) y b) Nitrato (mg $L^{-1}$) | 87 |
| 17 | Emisión diaria de amoniaco (kg $ha^{-1}$ $d^{-1}$) desde diferentes parcelas bajo pastoreo en a) Primavera 2005; b) Verano 2005-2006; c) Otoño 2006; d) Invierno 2006 | 94 |
| 18 | Tasa de crecimiento diaria de la pradera por estación y tratamiento | 105 |
| 19 | Composición botánica (%) de la pradera durante la estación de primavera 2005 | 109 |
| 20 | Composición botánica (%) de la pradera durante la estación de verano 2005-2006 | 109 |
| 21 | Composición botánica (%) de la pradera durante la estación de otoño 2006 | 110 |
| 22 | Composición botánica (%) de la pradera durante la estación de invierno 2006 | 110 |
| 23 | Correlación entre las entradas totales de N y la producción de MS | 124 |
| 24 | Concentración promedio de CB en pre y post pastoreo en las estaciones a) primavera 2005, b) verano 2005-2006, c) otoño 2006 y d) invierno 2006 | 129 |
| 25 | Fluctuación de la concentración de CB en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006 | 130 |
| 26 | Concentración promedio de NB en pre y post pastoreo en las estaciones a) primavera 2005, b) verano 2005-2006, c) otoño 2006 y d) invierno 2006 | 131 |
| 27 | Fluctuación de la concentración de NB en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006 | 132 |
| 28 | Actividad ureasa del suelo en pre y post pastoreo en las estaciones a) primavera 2005, b) verano 2005-2006, c) otoño 2006 y d) invierno 2006 | 135 |
| 29 | Fluctuación de la AU en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006 | 136 |

## ÍNDICE DE TABLAS


| Tabla | Contenido | Pag |
|---|---|---|
| 1 | Procesos claves y procariotas del ciclo del nitrógeno | 19 |
| 2 | Fertilización nitrogenada de la pradera en diferentes países | 24 |
| 3 | Estimación de las fuentes de depósitos de $NH_3$ atmosférico | 31 |
| 4 | Porcentaje anual de $NH_3$ volatilizado desde urea de acuerdo a diferentes investigadores | 36 |
| 5 | Volatilización de $NH_3$ (kg $ha^{-1}$ $año^{-1}$) desde sistemas de pastoreo de acuerdo a diferentes investigadores | 38 |
| 6 | Emisiones de óxido nitroso en praderas de diferentes países del mundo | 44 |
| 7 | Relación pastoreo y pérdida de nitrógeno lixiviado en diferentes pasturas del mundo | 45 |
| 8 | Datos metereológico por cada estación de pastoreo en todo el periodo experimental | 48 |
| 9 | Comportamiento mensual de los factores climatológicos durante el período septiembre 2005- Septiembre 2006 | 49 |
| 10 | Criterios de disponibilidad de forraje (MS kg $ha^{-1}$) para el inicio y suspensión del pastoreo por estación/ tratamiento | 52 |
| 11 | Parámetros químicos del suelo Maquehue | 67 |
| 12 | Número de pastoreos y tiempo acumulado de los eventos | 68 |
| 13 | Fechas, turnos y tiempo de pastoreo por tratamientos y estaciones durante la temporada 2005-2006 | 70 |
| 14 | Evolución de cobertura de la pastura (%) durante la temporada primavera 2005-invierno 2006 | 71 |
| 15 | Fluctuación del NT en el suelo por estaciones de pastoreo durante la Temporada 2005-2006 | 78 |
| 16 | Entradas de N a la pradera vía fecas y orina, manejada con diferentes sistemas de pastoreo | 80 |
| 17 | Reciclaje anual de N vía fecas y orina de animales bovinos en pastoreo | 81 |

| Tabla | Contenido | Pag |
|---|---|---|


| | | |
|---|---|---|
| 18 | Otras entradas de N al sistema (reciclaje de plantas, fertilización, FBN y depositación húmeda) durante la temporada 2005-2006 | 83 |
| 19 | Nitrógeno lixiviado (kg $ha^{-1}$) desde parcelas bajo diferente régimen de pastoreos y no pastoreo | 91 |
| 20 | Porcentajes de N lixiviado durante la temporada de pastoreo | 93 |
| 21 | Emisión de amoniaco (kg $ha^{-1}$) desde el suelo en los tratamientos | 95 |
| 22 | Porcentajes de N gaseoso ($NH_3$ y $N_2O$) volatilizado durante la temporada de pastoreo | 98 |
| 23 | Estimación anual de $N_2O$ desde fertilizantes, fecas y orina depositados en sistemas de pastoreo | 99 |
| 24 | Absorción de N por las plantas por estaciones y tratamientos durante la temporada 2005-2006 | 101 |
| 25 | Estimación N ingerido por los animales en pastoreo por estaciones durante la temporada 2005-2006 | 102 |
| 26 | Estimación N asimilado por los animales en pastoreo por estaciones durante la temporada 2005-2006 | 102 |
| 27 | Producción total de materia seca durante la temporada de pastoreo | 104 |
| 28 | Análisis químico del forraje producido durante la temporada 2005-2006 | 107 |
| 29 | Composición botánica (% BPS) promedio por tratamiento y estación de pastoreo durante la temporada 2005-2006 | 108 |
| 30 | Número promedio de macollos por estación y tratamiento durante la temporada de pastoreo 2005-2006 | 111 |
| 31 | Balance anual de N (kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$) durante la temporada de pastoreo 2005-2006 | 115 |
| 32 | Balance N (kg $ha^{-1}$) en el suelo según tratamientos en una pradera permanente del sur de Chile en la estación de primavera 2005 | 117 |
| 33 | Balance N (kg $ha^{-1}$) en el suelo según tratamientos en una pradera permanente del sur de Chile en la estación de verano 2005-2006 | 118 |
| 34 | Balance N (kg $ha^{-1}$) en el suelo según tratamientos en una pradera | |

| Tabla | Contenido | Pag |
|---|---|---|


| | | |
|---|---|---|
| | permanente del sur de Chile en la estación de otoño 2006 | 119 |
| 35 | Balance N (kg $ha^{-1}$) en el suelo según tratamientos en una pradera permanente del sur de Chile en la estación de invierno 2006 | 120 |
| 36 | Comparación de correlaciones (r Pearson) parámetros principales del balance anual de N | 121 |
| 37 | Eficiencia de recuperación (ER) y eficiencia de uso agronómico (EUA) de N por la pradera durante la temporada 2005-2006 | 121 |
| 38 | Carbono biomásico en el suelo. Promedio anual en pre y post pastoreo en cada tratamiento | 125 |
| 39 | Nitrógeno biomásico (NB) y relación CB/NB en el suelo. Promedio anual en pre y post pastoreo en cada tratamiento | 128 |
| 40 | Actividad ureasa (AU) en el suelo. Promedio anual en pre y post pastoreo en cada tratamiento | 133 |
| 41 | Número de macollos por especies en los diferentes tratamientos al inicio y final de la estación de primavera 2005 | 178 |
| 42 | Número de macollos por especies en los diferentes tratamientos al inicio y final de la estación de verano 2005-2006 | 179 |
| 43 | Número de macollos por especies en los diferentes tratamientos al inicio de la estación de otoño 2006 | 180 |
| 44 | Número de macollos por especie en los diferentes tratamientos al inicio y final de la estación de invierno 2006 | 181 |
| 45 | Eficiencia de recuperación (ER) de N a partir del fertilizante aplicado en la pradera durante la temporada 2005-2006 | 182 |
| 46 | Eficiencia de recuperación (ER) de N a partir de las entradas totales en la pradera durante la temporada 2005-2006 | 182 |
| 47 | Eficiencia de uso agronómico (EUA) de N a partir del fertilizante aplicado en la pradera durante la temporada 2005-2006 | 183 |
| 48 | Eficiencia de uso agronómico (EUA) de N a partir de las entradas totales en la pradera durante la temporada 2005-2006 | 183 |

| Tabla | Contenido | Pag |
|---|---|---|


| | | |
|---|---|---|
| 49 | Contenido de MS en las distintas estaciones del año en una pradera permanente durante la temporada 2005-2006 | 184 |
| 50 | Contenido de N foliar (%) en el forraje durante la temporada 2005-2006 | 185 |
| 51 | Comparación de correlaciones (r de Pearson) sobre los parámetros biológicos del suelo | 186 |

# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 Antecedentes generales

En Chile existe una masa bovina de 4,1 millones de cabezas (INE, 1997), la cual se ha mantenido constante en los últimos años. La ganadería juega un papel importante en la producción de carne y leche, con un impacto positivo en la economía de regiones del sur del país. Estas regiones poseen un 60 % del área nacional dedicada a ganadería de bovinos bajo pastoreo en praderas permanentes (INE, 2007). Las regiones de Los Lagos y La Araucanía representan el 9,2 y 7, 47 % respectivamente de las áreas ganaderas del país (INE, 1997).

Las exportaciones de carne de vacuno (en millones de dólares) se han incrementado en los años 2004-2005 entre 33-73 % en comparación con el año 2003 (Prado, 2005). La tendencia actual de la producción de carne es al incremento, caso opuesto a años anteriores. Chile centra la producción de leche en las regiones de La Araucanía y Los Lagos, con una producción anual fluctuante entre los 800 y 1800 millones de litros en todo el territorio.

Los sistemas ganaderos del sur de Chile se basan fundamentalmente en la utilización directa de las praderas (pastoreo). El uso intensificado de éstas, durante los últimos 10 años, ha sido impulsado por los nuevos acuerdos comerciales firmados por el país. Estas praderas son dedicadas principalmente a la alimentación de animales bovinos. En el desarrollo de estos sistemas, la utilización y manejo de la fertilización nitrogenada y el manejo del pastoreo han sido fundamentales. Estos sistemas son cada vez más intensos, lo que demanda mayor uso de fertilizantes, incrementando con esto la cantidad de N aplicado por hectárea. Además, se ha producido un incremento de la carga animal y de la frecuencia de utilización de la pradera en pastoreo (Alfaro y Salazar, 2005).

El N es uno de los nutrientes más importantes para la producción de las praderas. Es el nutriente esencial de mayor concentración encontrado en forma orgánica e inorgánica en las plantas y por lo tanto, necesario para la vida (Benton *et al.*, 1991; McLaren y Cameron, 1996; Steubing *et al.*, 2002; Hofman y Cleemput, 2004; Mosier y Galloway, 2005). Entonces, el N

debe ser aplicado para mantener los niveles óptimos de producción y calidad del forraje ofertado a los animales en pastoreo.

La fertilización de la pradera en Chile con fertilizantes nitrogenados es muy variable, ya que depende de muchos factores, tales como las especies utilizadas, tipo de pradera, región, tipo de suelo y sistema de producción. Normalmente, estas praderas son fertilizadas con dosis de N en un rango de 45-300 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ (Ordoñez, 2003; Mora *et al.,* 2004ab; Alfaro y Salazar, 2005; Alfaro *et al*., 2006c; Mora *et al.,* 2006; Mora *et al.,* 2007). Estos antecedentes, indican que las altas dosis de N aplicadas podrían estar generando un impacto sobre el medio ambiente a través de la pérdida de compuestos nitrogenados por lixiviación en forma de nitratos, y volatilización, como gases nitrogenados (Strebel *et al.*, 1989; Aulakh *et al.,* 1992; Sutton *et al.,* 1993).

La eficiencia de utilización de N se define como la relación entre el N absorbido por las plantas (Paramasivam y Alva, 1997) y el N total que entra al sistema y que es dependiente de las prácticas de manejo utilizadas por el agricultor. La disminución de las pérdidas de N se reflejan en un incremento de la eficiencia , aumentando los volúmenes de producción y la calidad del forraje (Di y Cameron, 2004). Consecuentemente, debe tener un efecto en la reducción de contaminantes en el ambiente generando beneficios agronómicos y económicos.

A nivel global, se dispone de una gran cantidad de información generada sobre las pérdidas de N en el sistema de producción ganadera con animales bovinos (Jarvis *et al.,* 1991; Jarvis, 1993; Jarvis *et al.,* 1995; Vander Weerden y Jarvis 1997; Jarvis, 1997; Curtle *et al.*, 1998; Ledgard *et al*., 1998; Phillips *et al.,* 1998; Ledgard *et al*., 1999; Jarvis *et al.,* 1999; Moore *et al.,* 2001; Jarvis y Ledgard 2002; Brown *et al.,* 2002; Addiscott, 2006; Phillips *et al.,* 2007), entre otros. Se ha demostrado que estas pérdidas son variables y que dependen de las condiciones particulares de cada suelo, así como del tipo de pastoreo. Pérdidas de N por lixiviación, volatilización y/o emisión, son provocadas, además, por los excedentes de N eliminados vía fecas y orina sobre la pradera.

De acuerdo a las investigaciones anteriormente citadas, se han reportado pérdidas por lixiviación variables en un rango de 3- 200 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ y superiores en praderas de diferentes latitudes del mundo. Por otra parte, las pérdidas de $NH_3$ son también muy variables, ya que su emisión depende de la influencia de factores ambientales, de suelo y manejo del pastoreo. Ledgard *et al.* (1998,1999), Brown *et al.* (2005), Bussink (1992), Eckard *et al.* (2003), Dueri *et al.* (2007), Barbieri y Echeverria (2003) reportaron emisiones de $NH_3$ inferiores a 80 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ y Martha *et al.* (2004) y Lampe *et al.* (2004) reportaron emisiones <14 kg $NH_3$ $ha^{-1}$ $a^{-1}$, sin embargo, otros investigadores reportan niveles de emisión superiores a los 80 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ (Oenema, 2006; Sommer *et al.,* 2001). Además, en Chile Alfaro y Salazar (2005), Alfaro *et al.* (2006c, 2007) han informado pérdidas de N orgánico desde la pradera, ya sea por lixiviación o escorrentía dependientes del tipo de fertilización y dosis, carga animal, condiciones climáticas y del suelo, manejo del sistema de producción y tipo de cultivo. En general estas pérdidas pueden variar entre un 30 y un 60 % del N total lixiviado (Hawkins y Scholefield; 2000; Murphy *et al.,* 2000; Barkle *et al.*, 2001; Jarvis, 2002; Alfaro *et al.,* 2007).

A nivel mundial, la agricultura es responsable del 20 % de las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero, siendo la actividad ganadera, una de las principales fuentes de emisiones nitrogenadas. Las pérdidas de N gaseoso, como $NH_3$, $N_2$, $N_2O$, y $NO_x$ es un tema de gran vigencia en las últimas décadas, dado que algunos de estos gases contribuyen al efecto invernadero (Krupa y Moncrief, 2002; Krupa, 2003b; Oenema, 2006).

En Chile se dispone de información en relación al manejo de N en los sistemas ganaderos (Alfaro *et al.*, 2005a,b; Alfaro *et al.,* 2006a,b,c; Alfaro *et al.,* 2007), polución desde efluentes de lecherías y aplicaciones de purines y su manejo (Prudant, 1995; Salazar *et al.,* 2003), N lixiviado (Baeza, 2001; Salazar, 2001; Mora *et al.,* 2004a; Mora *et al.,* 2007), depositación de N en pasturas y sistemas silvopastoriles (Oyarzún *et al.,* 2002; Godoy *et al.,* 2003; Oyarzún y Huber 2003), volatilización de $NH_3$ en praderas (Steubing *et al.,* 2002; Ordóñez, 2003; Salazar *et al.,* 2007) y en cultivo de trigo (Vidal y Chamorro, 2005) y dos inventarios sobre emisión de gases de invernadero desde actividades agrícolas (González *et al.,* 1995; Novoa *et al.,* 2000).

Sin embargo, a la fecha no se cuenta con antecedentes que permitan evaluar las pérdidas de N producidas bajo distintas frecuencias e intensidades de manejo de pastoreo. A nivel de volatilización del N como $NH_3$ la información es escasa y en muchos casos los datos corresponden a mediciones no continuas (Steubing *et al.,* 2002) y sólo a estimaciones (Ordóñez, 2003). Estos argumentos plantean la necesidad de medir las pérdidas de N desde los sistemas ganaderos en Chile, con el fin de establecer rangos de polución ambiental, establecer mecanismos de manejo para disminuir su impacto y/o establecer medidas de mitigación para esto.

En diferentes pasturas del mundo se han estudiado los impactos negativos de la ganadería bajo diferentes dosis de fertilizantes nitrogenados aplicados y condiciones de manejo. El N que sale de estos sistemas pasa a la atmósfera, cuerpos de agua y ecosistemas cercanos. Los sistemas ganaderos del sur de Chile no escapan a la realidad planteada; y por lo tanto, se convierten en posible foco de polución por la pérdida de N.

En Chile es necesario generar más información, sobre las pérdidas de N en sistemas ganaderos bajo pastoreo, así como sus efectos en los diferentes procesos del ciclo del N. La información servirá al país para la implementación de programas de mitigación ambiental en sistemas ganaderos bajo pastoreo. Con lo cual, se contribuiría a mejorar las condiciones ambientales de los ecosistemas pratenses del sur de Chile.

## 1.2 Hipótesis de trabajo

En la realización de la investigación se consideraron las siguientes hipótesis de trabajo:

Las pérdidas de nitrógeno en una pradera permanente dependerán de la frecuencia e intensidad de pastoreo. Se postula entonces, que la frecuencia e intensidad del pastoreo son determinantes en los procesos de lixiviación y volatilización de N y que junto a las variaciones ambientales son los factores que controlan estas pérdidas de N.

Se postula además que:

Una mayor frecuencia de pastoreo en una pradera mixta permanente del sur de Chile incrementará las emisiones de N gaseoso.

Una mayor intensidad de pastoreo incrementará las pérdidas de nitrógeno lixiviado ($NO_3^-$ y $NH_4^+$) desde una pradera permanente en un suelo Andisol.

## 1.3 Objetivo general

Evaluar las pérdidas de nitrógeno por volatilización de amoniaco y lixiviación de $N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$ en una pradera permanente del sur de Chile bajo diferentes frecuencias e intensidades de pastoreo en las distintas estaciones del año.

### 1.3.1 Objetivos específicos

Determinar el efecto de la frecuencia e intensidad de pastoreo en las diferentes estaciones del año sobre las pérdidas de N por volatilización ($N\text{-}NH_3$), emisión ($N\text{-}N_2O$) y lixiviación ($NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$) en una pradera mixta permanente.

Determinar los cambios en el carbono biomásico (CB), N biomásico (NB) y actividad ureasa (AU) al suelo bajo pradera mixta manejada con diferentes frecuencias e intensidades de pastoreo.

Establecer un balance de N en una pradera mixta permanente bajo diferentes frecuencias e intensidades de pastoreo en las distintas estaciones del año.

Cuantificar los cambios en el contenido de nitrógeno total (NT) y nitrógeno disponible (ND) en el suelo bajo una pradera mixta manejada con diferentes alturas de residuos en pre y post pastoreo.

# 2 ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS

## 2.1 Situación de la ganadería en Chile

La ganadería en Chile se desarrolla principalmente en sistemas pastoriles (Salazar *et al.,* 2003) y por lo tanto, se fundamenta principalmente en sistemas directos de pastoreo (Alfaro *et al.,* 2006a), en especial en el sur del país. De acuerdo con la ODEPA (1997), el uso del suelo en Chile para la agricultura en las regiones de Atacama hasta La Araucanía, indican que los mayores porcentajes corresponden al uso extensivo de la pradera. La producción de carne y leche juega un rol importante en la economía de las regiones del sur de Chile.

En Chile existe una masa bovina de 4,1 millones de cabezas y unas 617.612 vacas lecheras (INE, 1997), siendo estos valores similares en los últimos años. En el sur del país existe un 60 % del área dedicada a ganadería de bovinos bajo pastoreo en praderas permanentes (Alfaro *et al.,* 2006b). El 75 % de la masa ganadera nacional se localiza entre las regiones del Maule y Los Lagos (ODEPA, 2000a,b). La región de La Araucanía posee el 18,94 % de la masa bovina del país (INE, 1997). En el país existen aproximadamente 13 millones de hectáreas dedicadas a la producción de praderas mejoradas y naturales, donde La región de Coquimbo posee un 24,1 % del área y luego continúan las regiones de Los Lagos y de La Araucanía con 9,3 y 7,5 %, respectivamente (ODEPA, 2002). En el período 1989-1998, la pradera representó un porcentaje promedio total de 53,6 %, siendo los porcentajes más bajos para las praderas mejoradas (5,0-8,8 %) y superiores para las praderas naturales en un rango de 43-50 % (ODEPA, 2004).

Estos antecedentes, demuestran, que la actividad ganadera en Chile tiene un gran impacto económico, social y ambiental, en sus diversas regiones. En términos económicos los objetivos principales de la ganadería de vacunos en Chile es la producción de leche y carne. De acuerdo con Prado (2005) las exportaciones de carne de vacuno expresada en millones de dólares han incrementado en los años 2004-2005 entre 33-73 % en comparación con el año 2003 (Figura 1). En el año 2006, se produjo una caída en las exportaciones en los meses de

enero a mayo, con un repunte a partir de junio, por la estabilización del dólar y mejoras en los precios internacionales[1].

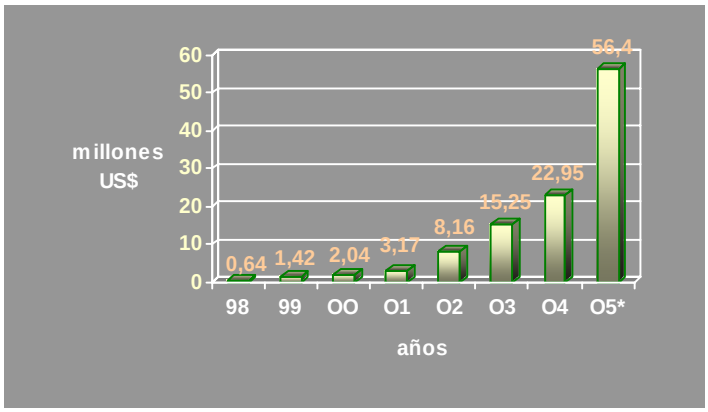


**Figura 1.** Exportaciones de carne bovina en Chile durante el período 1998-2005 (Prado, 2005).

En el año 2004, Chile produjo unas 210 mil toneladas de carne y el consumo interno fue de 400 mil toneladas generándose un déficit de carne y por tanto, se recurrió a la importación desde Brasil y Argentina a un precio más bajo, lo que potencia la exportación de carne a un precio más elevado en los mercados internacionales, pero también más exigente en términos de calidad (Rojas, 2005). La producción de carne bovina en Chile continúa creciendo por segundo año consecutivo, alcanzando a 215.583 toneladas en el año 2005, con un incremento de 3,5 % respecto al año anterior[2]. Actualmente, la tendencia de la producción de carne es a incrementar, según las proyecciones del Consejo de Mejoramiento Genético del ganado Vacuno, Ministerio de Agricultura (Rojas, 2007) y por otro lado se incrementa el consumo interno de carne de bovinos (MA, 2000).

El sector lechero en la última década ha experimentado un proceso de modernización productiva, con efectos positivos en los volúmenes producidos, por ejemplo en el período 1990 a 1999 se produjo un incremento de 1.380 millones a 2.050 millones de litros (MA, 2000) y al año 2006 más de 2.300 millones (ODEPA, 2007). En relación a la distribución

[1] http://www.odepa.gob.cl/odepaweb/servlet/contenidos.ServletDetallesScr;jsessionid=83FAC2B2A80AFFBA73857D5D45BB5572?idcla=2&idcat=8&idn=1860
[2] http://www.odepa.gob.cl/odepaweb/servlet/contenidos.ServletDetallesScr;jsessionid=83FAC2B2A80AFFBA73857D5D45BB5572?idcla=2&idcat=8&idn=1789

geográfica de los volúmenes de leche recibidos, las zonas más importantes son la Región de los Lagos con el 70,2 % del total nacional y la Araucanía con un 13,4 %[3].

Chile centra la producción en las regiones de La Araucanía y de Los Lagos. Estas regiones registran la mayor recepción de leche en plantas con una producción anual fluctuante entre los 800 y 1.800 millones de litros de leche. A nivel nacional la producción fluctuó entre los 1.400 y 2.400 millones de litros durante el periodo 1990-2006 (Figura 2).

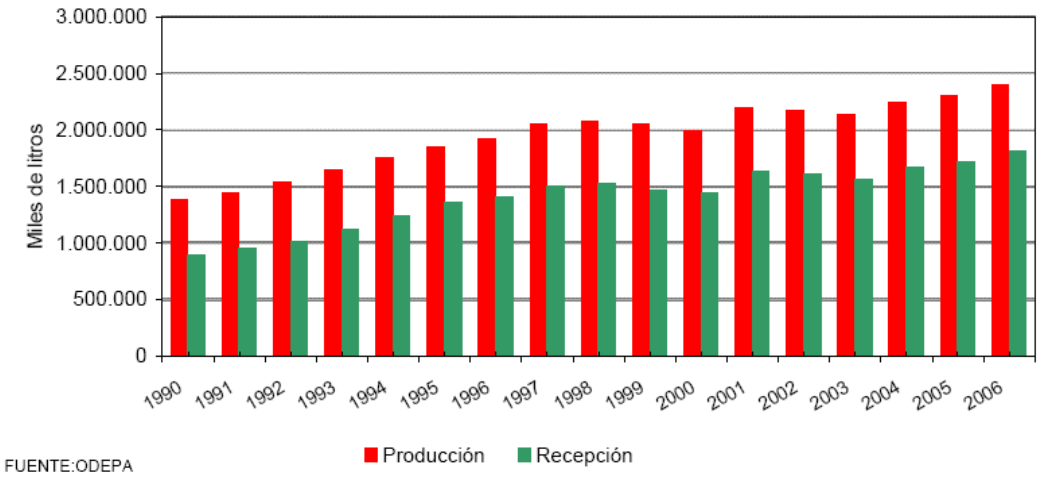


**Figura 2.** Producción y recepción nacional de leche en Chile durante el período 1990-2006.

La producción de "leche predio" en Chile ha crecido sostenidamente desde 1990 (Figura 3), con mínimas excepciones (debidas fundamentalmente a adversidades climáticas del país). En los primeros seis meses del año 2006 el sector lechero incrementó en un 8,8 % su producción. Como es natural, ese incremento en la producción se tradujo en una tendencia creciente en el envío de leche a las plantas industriales.

[3] https://www.odepa.gob.cl/odepaweb/servlet/contenidos.ServletDetallesScr;jsessionid=83FAC2B2A80AFFBA73857D5D45BB5572?idcla=1&idcat=&idn=1951

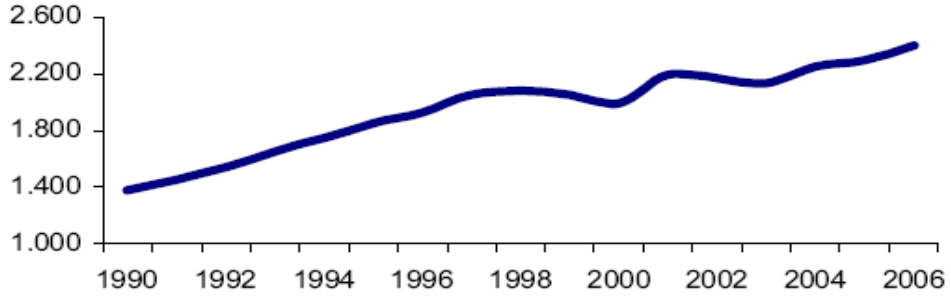


**Figura 3.** Producción de leche en Chile (millones de litros). Base de datos ODEPA[4].

## 2.2 Concepto de pradera

Las praderas son definidas como una comunidad de plantas herbáceas compleja, debido a la existencia de relaciones entre especies pratenses y su entorno, siendo además estos factores y sus relaciones, dinámicos en el tiempo. El pasto es considerado un hábitat natural del ganado y por lo tanto, tiene una influencia positiva en el bienestar del animal (Tamminga, 1996). La pradera es dominada por plantas gramíneas, leguminosas y otras especies (Thomas, 1980; Holmes, 1989; Balocchi *et al.,* 2007). Estas son clasificadas en naturales y artificiales (Haynes y Williams, 1993; López y Valentine, 2003). Además las praderas se clasifican en transitorias y permanentes de acuerdo a su duración (Vallentine, 2001).

## 2.3 Pastoreo (frecuencia e intensidad) y carga animal

El pastoreo es definido en sentido tradicional como la acción de los animales que consumen parte de las plantas sin causar la muerte de éstas, por ejemplo el consumo de plantas en la pradera por animales bovinos domésticos (Hay y Kicklighter, 2001). Por extensión se aplica generalmente a cualquier proceso de alimentación que envuelva el consumo parcial del organismo (de la presa) para provocar la pérdida del tejido pero, no la muerte (Hay y Kicklighter, 2001).

[4] http://www.mgap.gub.uy/opypa/ANUARIOS/Anuario06/docs/35%20-%20salvaguardia%20l%C3%A1cteos%20chile.pdf

La pastura pastoreada es un ecosistema complejo, el cual es modificado por las actividades del hombre y el manejo de los animales utilizados (Haynes y Williams, 1993). Existen diferentes tipos de pastoreos, los cuales son definidos por la ejecución, área, tipos de animales. Los principales tipos de pastoreos aplicados son: pastoreo libre o continuo, pastoreo rotacional, pastoreo racionado, pastoreo en parcelas, pastoreo rígido, pastoreo mixto, sistema de alimentación de terneros y corte, siega de forraje.

El manejo de los animales en pastoreo puede afectar la composición botánica (Tallowin *et al.,* 2005; McKenzie *et al.,* 2006b) y estructura de la pradera (Carrére *et al.,* 2001), provocando cambios en el número de especies presentes, morfología de la planta (Ru y Fortune, 1999, 2000), apariencia de los macollos (McKenzie, 1997). Además, afecta la relación planta N (Unkovich *et al.,* 1998) y produce cambios en el suelo. La producción y composición de especies de plantas podrían ser afectadas por la duración de la manipulación, intensidad y tiempo de pastoreo (Hay y Kicklighter, 2001). Otro efecto importante del pastoreo es el mantenimiento de la pastura por la eliminación de residuos que también secuestran nutrientes y que limitan físicamente el crecimiento vegetativo de la misma e interfiere con el establecimiento de semillas y de nuevos macollos.

### 2.3.1 Frecuencia e intensidad de pastoreo

**La frecuencia de pastoreo (FP)** es el intervalo entre dos utilizaciones sucesivas (tiempo transcurrido) en un mismo potrero o sector de la pradera. Se utiliza para determinar el sistema de pastoreo y número de aprovechamientos a lo largo del año. Se relaciona con la disponibilidad de forraje y los tiempos de uso (Ruiz, 1988a). La frecuencia de pastoreo dependerá de la velocidad de crecimiento de la pradera, de las estaciones y condiciones ambientales. Por ejemplo, en Nueva Zelanda se produce una mayor frecuencia de pastoreo en primavera (15-25 días) con turnos más cortos y una menor en invierno (40-90 días) con turnos de pastoreos más largos y frecuencias intermedias en verano (15 a 35 días) y 25 a 35 días en otoño (Holmes y Wilson, 1989).

**Intensidad de pastoreo (IP)** está relacionada con el aprovechamiento del forraje. Se refiere a la severidad con que es utilizada una pradera. La IP indica el nivel de residuo que dejan los

animales una vez pastoreada la pradera (consumo de forraje) y está relacionada con un mayor o menor porcentaje de utilización de la vegetación.

En el caso de los sistemas de pastoreos en Nueva Zelanda, estos utilizan una disponibilidad de entrada anual de 2.500 a 2.800 kg MS $ha^{-1}$, una disponibilidad de salida de 1.400 a 1.600 kg MS $ha^{-1}$, con una rotación de 20 días y una carga animal entre 2,5-3,5 vacas $ha^{-1}$ (FIA, 2003). Por su parte, en Australia se utilizan disponibilidades de entrada de 2.000 a 2.200 kg MS $ha^{-1}$, una disponibilidad de salida de 1.500 a 1.600 kg MS $ha^{-1}$, con una rotación de 15 días y una carga animal entre 3-5 vacas $ha^{-1}$ (FIA, 2003).

### 2.3.2 Carga animal

La carga animal (CA) es definida como el número de animales por unidad de superficie disponible para su pastoreo (Holmes, 1989; Holmes y Wilson, 1989; Whitehead, 1995). En el caso de Chile la CA utilizada varía con las zonas de producción y los parámetros de manejo utilizados dentro del sistema. Por ejemplo, Beck y Pessot (1992) recomiendan una carga animal de 2,42 vacas $ha^{-1}$ $mes^{-1}$ (producción de leche) y un consumo de 135 $m^2$ diarios de pradera. Ruiz (1988b), reporta una carga animal en Chile de 0,2-2,0 unidades de animales (UA) $ha^{-1}$ $a^{-1}$, la cual es baja, al ser comparada con la utilizada en Nueva Zelanda de 2,5-3,5 vacas $ha^{-1}$ y Australia de 3-5 vacas $ha^{-1}$ (FIA, 2003). En el caso de Europa se utiliza una UA variable que oscila entre 1,9 a 2,8 vacas $ha^{-1}$ en pastoreo rotacional, de acuerdo con Eckard *et al.* (2003), 1,47-3,29 vacas $ha^{-1}$ (Di *et al.,* 2002); 2,5-3,5 vacas $ha^{-1}$ en Nueva Zelanda, 3-5 vacas $ha^{-1}$. McGechan y Topp (2004) recomienda 4 vacas $ha^{-1}$.

Es evidente que la carga animal varía con la cantidad y calidad de pasto producido y por otro lado, está la condición ambiental, donde se relacionan las emisiones de gases y N lixiviado desde el ecosistema pratense con la carga animal y dosis de fertilizantes aplicados, así como condiciones atmosféricas y de suelos incidentes en las pérdidas de N. Ledgard *et al.* (1999) concluyen que las pérdidas de N por volatilización se incrementan en un 12 % cuando se incrementa la aplicación de fertilizante en forma de urea, pero Jarvis *et al.* (1995) expresa que las pérdidas de N por esta vía dependen en parte de factores del suelo como el pH. En

definitiva, el manejo de la pradera y del pastoreo genera impactos positivos y negativos dentro y fuera de la misma.

La CA también afecta el reciclaje de nutrientes y estabilidad del suelo, pero también puede aumentar la posibilidad de pérdidas de nutrientes en forma de gases y lixiviación, si no se utiliza una carga óptima. Ledgard *et al.* (1999) evaluando la dinámica del N en una pradera con dos cargas de animales 3,3 y 4,4 vacas $ha^{-1}$ y tres dosis de fertilización (0, 200 y 400 kg N $ha^{-1}$), reportaron niveles de volatilización de 65 kg $ha^{-1}$ en el tratamiento con 400 kg $ha^{-1}$ N y 4,4 vacas $ha^{-1}$ en el primer año, con tendencia a la reducción en el año siguiente y a incrementar en el tercero. Los resultados demostraron que un cambio en la carga animal utilizada tiene un efecto directo en el ciclo del N en la pradera.

## 2.4 Investigaciones realizadas con N en Chile

En el país , los estudios sistemáticos son muy escasos, sin embargo, se han realizado una serie de estudios sobre manejo y pérdidas de N desde distintas perspectivas, tales como fertilización de cultivos agrícolas (Urzúa *et al.,* 2003; Matus *et al.,* 2005b; Alfaro *et al.,* 2007; Campillo *et al.,* 2007), y pérdidas de este nutriente por lixiviación (Baeza, 2001; Ordóñez, 2003; Mora *et al.,* 2004a; Alfaro *et al.*, 2005a,b, Mora *et al.,* 2007; Núñez *et al.,* 2007b), pérdidas de N en la pradera (Alfaro *et al.,* 2005a,b; Alfaro *et al.,* 2006a,b,c), contaminación por aplicación de purines (Salazar, 2001; Salazar *et al.,* 2003).

Cuantificación de la depositación de N también se han realizado en el sector forestal (Godoy *et al.,* 2001; Oyarzún *et al.,* 2002; Godoy *et al.,* 2003; Oyarzún y Huber 2003), así como estudios de volatilización de $NH_3$ en áreas ganaderas (Steubing *et al.,* 2002; Ordóñez, 2003; Salazar *et al.,* 2007), cebada (Matus *et al.,* 2005b) y cultivo de trigo (Vidal y Chamorro, 2005). Steubing *et al.* (2002) presenta una visión general de los diferentes contaminantes de la atmósfera y una breve cuantificación de las pérdidas de $NH_3$ en sistemas ganaderos y en otros casos sólo se realizaron estimaciones de $NH_3$ (Ordóñez, 2003). Además se reportan dos inventarios de gases con efecto de invernadero emitidos por la actividad agropecuaria

(González *et al.,* 1995; Novoa *et al.,* 2000), en los cuales se determinaron las diferentes concentraciones de estos ($CO_2$, $CH_4$, CO, $N_2O$ y compuestos volátiles distintos a metano).

**2.5 Ganadería, N y contaminación ambiental en Chile**

La depositación de N desde la atmósfera es el resultado de la emisión desde el suelo y otras fuentes, como la quema de combustibles fósiles. El aumento de las actividades agrícolas y ganaderas en el centro-sur de Chile produce elevadas emisiones de N hacia la atmósfera, principalmente $NH_3$. Este gas es transportado por corrientes de aire, depositado en el suelo y vegetación. Sin embargo, los procesos de desnitrificación en el suelo saturado por las precipitaciones durante el invierno son también responsables de esta emisión (Oyarzún *et al.,* 2002). Steubing *et al.* (2002) reporta valores de $NH_3$ que varían según la localización o fuente de origen, con valores más bajos producidos desde la ciudad (3 $\mu g\ m^{-3}$) y valores más altos (25 $\mu g\ m^{-3}$) en áreas con ganadería. Por lo que, se puede deducir que el aumento de las actividades agrícolas y ganaderas en el centro-sur de Chile podría producir elevadas emisiones de N a la atmósfera.

En Chile el aporte de N es de importancia en períodos de primavera-verano, cuando las precipitaciones son escasas (verano), aumenta la temperatura y existe un notorio incremento de las actividades agrícola ganaderas en la región, con la consecuente emisión de $NH_3$, producto de la aplicación de fertilizantes y purines. Esta última práctica, cada vez más frecuente en zonas con ganadería intensiva, produce liberación de $NH_3$ vía descomposición microbiana de la urea y desde otras fracciones de N de la orina del ganado (Oyarzún *et al.,* 2002).

En relación a las depositación atmosférica, las tasas anuales de $NO_3^-$ fluctúan entre 0,53 y 0,57 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ y de $NH_4^+$ entre 6,4 y 2,8 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ en zonas agrícola-ganaderas del sur de Chile (Oyarzún *et al.,* 2002).

En Chile se produce contaminación de aguas desde la pradera tanto por $NH_4^+$, como por $NO_3^-$ (Ver sección 2.12.3). Los sistemas ganaderos en Chile son ecosistemas vulnerables a las

pérdidas de N (Nissen *et al.,* 1991; Baeza, 2001; Salazar, 2001; Ordóñez, 2003; Salazar *et al.,* 2003; Mora *et al.,* 2004a; Alfaro *et al.,* 2005a,b; Alfaro *et al.,* 2006a,b,c; Alfaro *et al.,* 2007; Mora *et al.,* 2007; Núñez *et al.,* 2007b). Por lo que, se puede afirmar que la ganadería en Chile produce impactos ambientales negativos mediante las pérdidas de N en sus diferentes formas.

**2.6 Ciclo del N**

El N-$N_2$ constituye el 78-79 % (Follett, 1995; Krupa y Moncrief, 2002; Porta *et al.*, 2003; Krupa, 2003b) de los gases en la troposfera, este gas es la forma de N más estable, razón por la cual la atmósfera es el mayor reservorio de $N_2$. El ciclo de este elemento consiste en sucesivas transformaciones, como la nitrificación, desnitrificación, fijación de $N_2$ atmosférico, depositación, absorción, volatilización, lixiviación (Porta *et al.*, 2003), además de la inmovilización y mineralización (Personeni y Loiseau, 2004), Figura 4.

El N en el suelo se encuentra entre el 90 a 95 % en forma orgánica (Tisdale *et al.,* 1993) y en menor proporción en forma inorgánica (5-10 %). El N orgánico se encuentra formando parte de moléculas de proteínas, aminoácidos, amino azúcares, y otros compuestos complejos nitrogenados. Las formas principales de N inorgánico en el suelo son $NH_4^+$ y $NO_3^-$, que son las formas como puede ser captado por las plantas, sin embargo también se puede encontrar como $NO_2^-$.

El proceso de transformación de N orgánico a inorgánico es definido como mineralización (McLaren y Cameron, 1996). La amonificación es la primera etapa en la mineralización que produce $NH_4^+$. La nitrificación es la segunda etapa donde el objetivo es producir $NO_3^-$. El proceso opuesto a la mineralización es la inmovilización, en donde el N inorgánico es captado por los microorganismos. Ambos procesos ocurren en forma simultánea en el suelo y proveen un continuo movimiento entre los reservorios de N (orgánicos e inorgánicos de N en el medio ambiente de acuerdo con Whitehead (1995).

La entrada o salida de N de la pradera da lugar a un ciclo muy complejo (Jarvis, 1997). En cada proceso (Figura 4), se producen reacciones que podrían causar impactos en el medio

ambiente como lixiviación y emisiones de gases. Un incremento de la población y una mayor presión sobre los ciclos biogeoquímicos, incrementan los volúmenes de N reactivo en la atmósfera, volúmenes bajos de N fijado en forma natural y una producción basada cada día en la aplicación de fertilizantes sintéticos (Figura 5).

Los procesos de nitrificación y desnitricación producen diferentes gases que son emitidos a la atmósfera desde el sistema, como son: $NO_x$, NO, $NO_2$, $NH_3$ y $N_2O$ (Krupa, 2003b). Además, el N puede ser perdido desde la pradera como $NO_3^-$ y $NH_4^+$. El N-$NO_3^-$ no absorbido por las plantas, no retenido por las arcillas del suelo ni por la MO, es susceptible de ser lavado o lixiviado y, por lo tanto transferido al agua freática (Porta *et al.*, 2003). El $NO_3^-$ es fácilmente asimilado por las plantas, pero es muy soluble en agua y se lava rápidamente en los suelos que son influenciados por altos índices de precipitaciones. El $NH_4^+$ también puede lixiviarse, pero en menor proporción debido a su naturaleza química (Whitehead, 2000).

La dinámica de transformación de N en la pastura es compleja y multicompartimental, ya que el N se mueve dentro y fuera del ecosistema pratense (atmósfera, los sistemas acuáticos, o simplemente sale de la pastura como subproducto (carne, leche, lana). Varias de las reacciones claves de óxido - reducción del N que tienen lugar en la naturaleza las llevan a cabo principalmente microorganismos (Tabla 1), por lo que su participación en dicho ciclo es de gran importancia, tanto en los procesos de nitrificación (Ej. bacterias nitrificantes), desnitrificación (Ej. bacterias desnitrificantes), fijación de $N_2$ (Ej. *Rhizobium* asociados a plantas leguminosas), amonificación (bacterias amonificantes).

Las siguientes reacciones describen la nitrificación:

$$\mathbf{2NH_4^+ + 3O_2 \longrightarrow 2NO_2^- + 2H_2O + 4H + Energia} \quad \mathbf{(1)}$$

$$\mathbf{2NO_2^- + O_2 \longrightarrow 2NO_3^- + Energía} \quad \mathbf{(2)}$$

La nitrificación es la oxidación biológica del $NH_4^+$ en el suelo a $NO_2^-$ y $NO_3^-$ (de Klein, 2001; de Klein y Ledgard, 2001). Es la conversión en dos etapas por bacterias nitrificantes (primero el $NH_4^+$ es convertido a $NO_2^-$ y luego es oxidado a $NO_3^-$ ) (McLaren y Cameron, 1996).

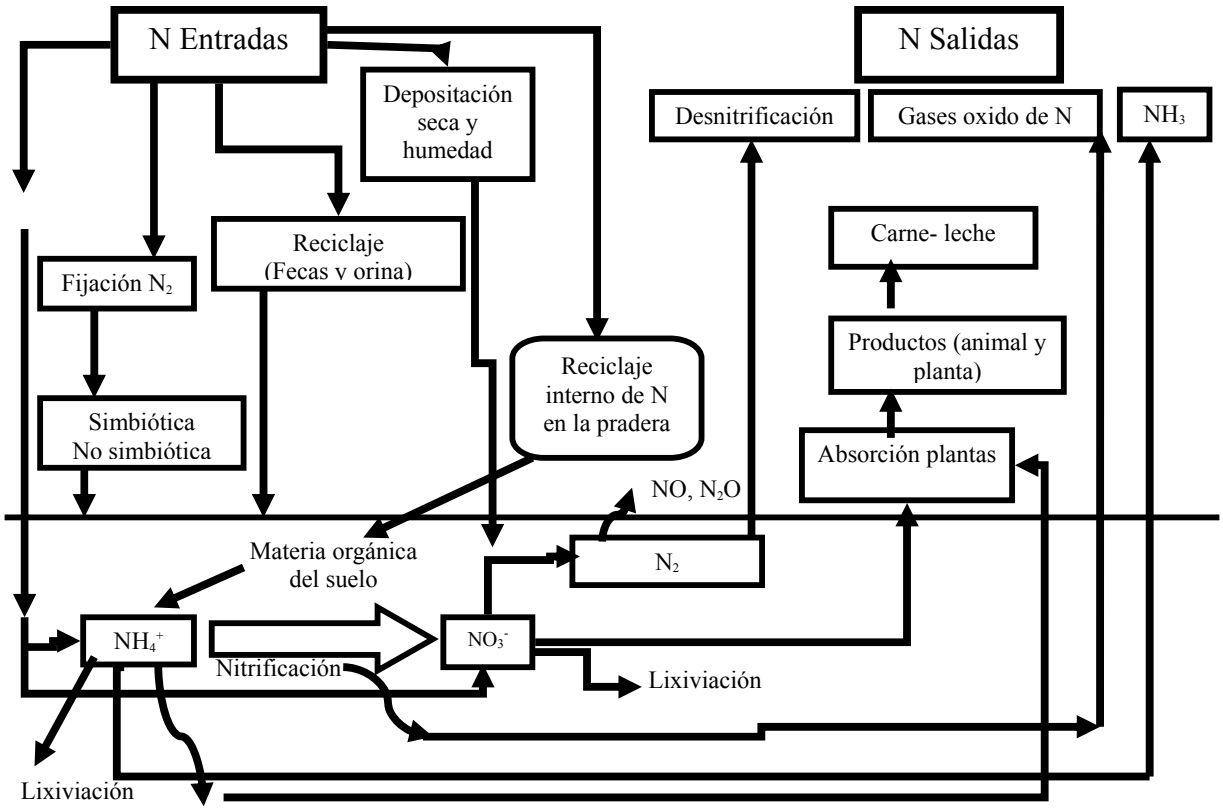


**Figura 4.** Ciclo del N en una pradera permanente (entradas y salidas de N).

La desnitrificación está relacionada con la pérdida de N desde el suelo como gas (normalmente como $N_2O$ o $N_2$) de acuerdo a Stevenson y Cole (1999), definido por de Klein *et al.* (2001), en varias etapas, como la reducción biológica del $NO_3^-$ en el suelo a compuestos gaseosos de N como $N_2O$ y $N_2$ que son los productos principales (Reacción 3).

$$\mathbf{NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2} \quad \mathbf{(3)}$$

Nitrato Nitrito Óxidos de N Óxido nitroso N molecular

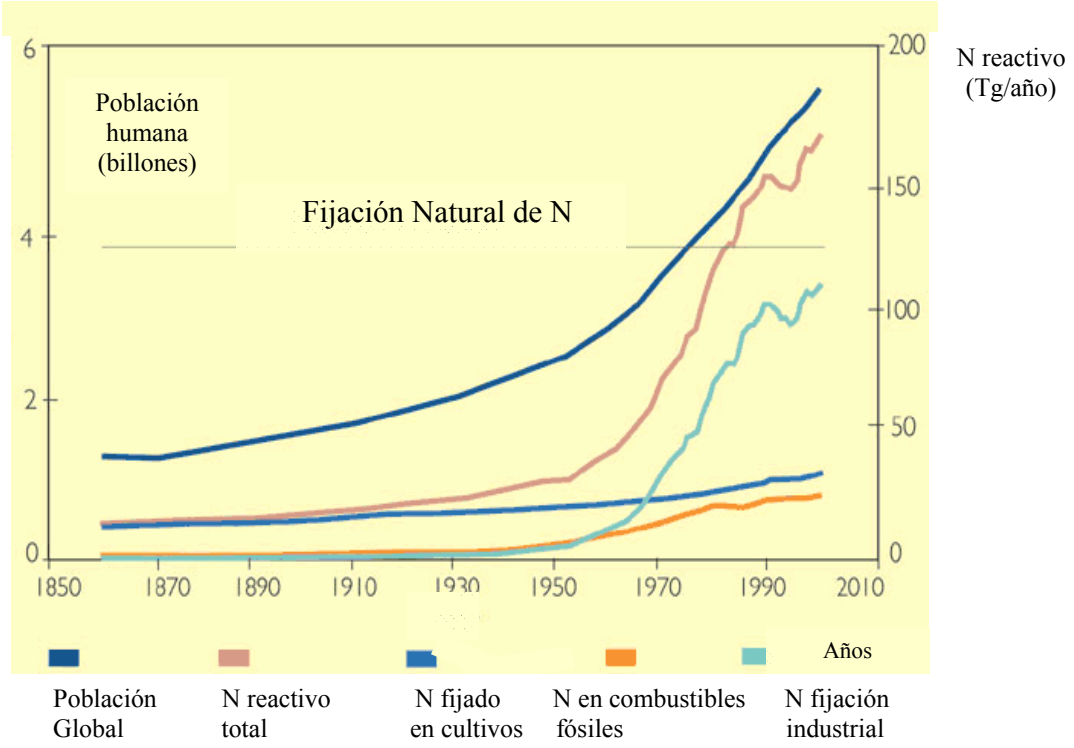


**Figura 5.** Población global y tendencia del N reactivo (Lambert y Driscoll, 2003).

Un cambio en los diferentes compartimentos del N en el suelo, provocado por diferentes reacciones que pueden transferir mucho N fuera del sistema de producción. Un aumento en la cantidad de N transferido de estos compartimentos (N orgánico e inorgánico), asociado a cambios en el ambiente han llevado a la preocupación de la humanidad en relación al ciclo global del N por las razones siguientes (Holland y Weitz, 2004):

- Contaminación de agua dulce y salada (arroyos, ríos, lagos, lagunas y océanos) con el exceso N.
- Incremento en las concentraciones de $N_2O$, un gas de un gran tiempo de residencia en la atmósfera causante de la destrucción de la capa estratosférica de ozono ($O_3$).
- Incremento en las concentraciones de N oxidado que producen la formación de "smog" fotoquímico y ozono en la atmósfera.
- Pérdidas de bases (cationes) y nutrientes del suelo como $Ca^{2+}$ y $K^{+}$.
- Acidificación de suelos, arroyos, ríos, lagos a través de la depositación de

$HNO_3$.

- Incremento en la captación de carbono (C) en los ecosistemas terrestres, acuáticos y marinos.
- Cambios en la composición y funcionamiento de estuarios y ecosistemas próximos a los bordes que contribuyen a largo plazo en el declive de las pesquerías marinas costeras.
- Pérdidas de biodiversidad biológica por exceso de N.

**Tabla 1.** Procesos claves y procariotas del ciclo del N (adaptado de Madigan *et al.* (2004).

| Procesos | Reacción simplificada | Organismos |
|---|---|---|
| **Nitrificación** | $NH_4^+ \rightarrow NO_3^-$ | *Nitrosomonas, Nitrobacker* |
| | $NH_4^+ \rightarrow NO_2^-$ | *Nitrosomonas* |
| | $NO_2^- \rightarrow NO_3^-$ | *Nitrobacker* |
| **Desnitrificación** | $NO_3^- \rightarrow N_2$ | *Bacillus, Paracoccus, Pseudomonas* |
| **Fijación de $N_2$** | $N_2 + 8H \rightarrow NH_3 + H_2$ | |
| Vida libre | | |
| Aerobia | | *Azotobacker*, Cianobacterias |
| Anaerobia | | *Clostridium*, bacterias fototrópicas rojas y verdes |
| Simbiótica* | | *Rhizobium, Bradyrhizobium, Sinorhizobium* |
| Simbiótica** | | *Frankia* |
| **Amonificación** | N orgánico $\rightarrow NH_4^+$ | Varios microorganismos |

* Asociados a plantas leguminosas; ** Asociadas a plantas no leguminosas (*Agnus, Myrica, Ceanothus, Comptonia y Casuarina*).

### 2.6.1 Actividad biológica del suelo en praderas pastoreadas

El componente microbiano del suelo incluye bacterias, actinomicetes, hongos, algas, protozoos y microfauna (Tabla 1). Los microorganismos juegan un papel fundamental en la sustentabilidad de los ecosistemas, desarrollando funciones esenciales como el ciclaje de nutrientes para el crecimiento de las plantas, formación de humus de suelo, mejoramiento de las propiedades físicas del suelo y mantenimiento de la biodiversidad de los ecosistemas (Campbell *et al.,* 1997). En muchos suelos la biomasa microbiana (BM) representa entre un 1 a 3 % del total de MO (Sparling, 1985). La biomasa microbiana tiene un impacto sobre la

fertilidad del suelo, jugando dos importantes roles, como fuente para las enzimas responsables de muchos procesos bioquímicos en el suelo y como reservorio de N, P, y S potencialmente disponible para las plantas.

La concentración biológica promedio de N en células microbianas es de 5-10 % de la materia seca (MS) básica es alta en bacterias y baja en hongos (Whitehead, 1995). En praderas pastoreadas la BM del suelo y su actividad puede ser estimulada por la cantidad de C disponible en el suelo y esto dependerá de la incorporación de la excreta animal y de la superficie de deposición. Pero no afecta directamente el crecimiento microbiano en el suelo, por lo que los nutrientes son mineralizados, entonces son captados por las plantas o perdidos (Lovell y Jarvis, 1996). Iyyemperuma *et al.* (2007), demostraron que el N y C microbiano en el suelo incrementa con la deposición de excretas en el ecosistema pratense, correlacionando positivamente este incremento con el contenido total de N y C.

La mineralización/inmovilización influye sobre la disponibilidad de N en el suelo. En términos generales, la actividad de los microorganismos en el suelo, varía con la disponibilidad de sustratos energéticos (compuestos carbonados) y de N. Cuando la cantidad de compuestos carbonados en el sustrato es muy superior a la cantidad de N (relación C:N alta), los microorganismos toman este nutriente del medio (inmovilización neta) y tardan más tiempo en descomponer el residuo. A medida que la C:N va disminuyendo a través del proceso de descomposición, o bien cuando los residuos presentan baja C:N, la muerte de microorganismos provoca la liberación de N por mineralización neta (Power y Doran, 1988). Rápidos cambios en la humedad del suelo y temperatura, particularmente congelamiento y descongelamiento, pueden causar la muerte de una gran proporción de la biomasa microbiana y por consiguiente se produce un incremento en la mineralización de N.

El pastoreo produce estrés físico de las plantas, las cuales producen exudados radicales y a la vez activan la actividad de los microorganismos en el suelo, además de incorporar una gran cantidad de residuos orgánicos vía fecas, orina y residuos vegetales, muerte de raíces. La actividad biológica de los microorganismos en el suelo puede ser evaluada por la cantidad de NB y CB presente en el suelo y por evaluación de actividades enzimáticas como ureasa.

## 2.7 Rol del N en plantas y animales

El N es un nutriente del suelo cuya escasez restringe el crecimiento de los cultivos (Bohn *et al.*, 1993; Bellows, 2001), siendo un factor limitante en sistemas agrícolas. El N se encuentra en forma natural en el suelo y es requerido por todos los organismos vivientes, que influencian la productividad y biodiversidad de los ecosistemas terrestres y marinos (Galloway *et al.*, 2004).

Es un elemento esencial para la vida de los microorganismos, incluyendo las plantas, animales y el ser humano (Mosier y Galloway, 2005). Es el cuarto elemento más común en la composición de las plantas, ranqueado en el siguiente orden: carbono (C), hidrógeno (H) y oxígeno (O) de acuerdo a Paul y Clark (1996). El N es el mayor elemento esencial encontrado en forma orgánica e inorgánica en las plantas (Benton *et al.*, 1991). Es un constituyente del esqueleto y de casi todas las estructuras de las plantas, se requiere en la molécula de la clorofila (Chiras *et al*., 2002; Steubing *et al.*, 2002), responsable de la fotosíntesis. Es un componente esencial de varias enzimas, y coenzimas (McLaren y Cameron, 1996), aminoácidos, proteínas, ADN (Steubing *et al.*, 2002; Hofman y Cleemput, 2004), amidas, ácidos nucleicos, nucleótidos y hexoaminas (Taiz y Zeiger, 1998). En los animales el N es un constituyente esencial en el tejido corporal tales como músculos y huesos. Junto al azufre (S) es un constituyente esencial en proteína muscular y enzimas, y algunas vitaminas animales (Whitehead, 2000).

El N es el nutriente más deficiente en los sistemas agrícolas, debido a las grandes cantidades absorbidas por los cultivos en las cosechas y por otro lado está la susceptibilidad del N a perderse como gas desde el suelo, lixiviación, escurrimiento o erosión (Rufino *et al.*, 2006). La fertilización nitrogenada ha contribuido significativamente a la productividad de los cultivos, en especial a las praderas, produciendo un incremento en la cantidad de kg MS $ha^{-1}$ (Peyraud y Astigarraga, 1998), hasta el nivel de máximo rendimiento.

El N tiene diferentes funciones, por ejemplo en el manejo de plagas, ayuda a las plantas a compensar los daños y a pasar rápidamente el desarrollo crítico de los daños y escapar del

ataque (Krupa y Moncrief, 2002). La escasez de N limita la productividad de las plantas (Paul y Clark, 1996), haciendo necesaria la aplicación de N para la producción sustentable de los cultivos.

La deficiencia de N inhibe rápidamente el crecimiento de las plantas y si la deficiencia persiste, muchas especies muestran clorosis (amarillamiento de las hojas), especialmente en los bordes y en las hojas cerca de la base de la planta. Si la deficiencia es muy severa las hojas se tornan amarillas y caen de la planta, pero las hojas jóvenes podrían no demostrar este síntoma inicial, ya que el N puede ser movilizado de otras hojas adultas (Taiz y Zeiger, 1998). Por otro lado, un exceso de N disponible puede ocasionalmente resultar en una baja producción, o también podría producir un excesivo crecimiento de las partes vegetativas de las plantas, con ocurrencia de caída de algunas plantas (exceso de peso). Además un excesivo nivel de $NO_3^-$ y $NO_2^-$ en las plantas puede causar un parálisis o muerte de las plantas y también podría causar problemas en la salud animal y humana (McLaren y Cameron, 1996).

**2.8 Nitrógeno en el suelo**

El 90 % del N total en muchos suelos esta en forma orgánica y el 10 % restante en forma inorgánica. El suelo generalmente contiene entre 0,1 y 0,6 % N a una profundidad de 15 cm., dependiendo del tipo de suelo y las condiciones ambientales (temperatura, humedad, precipitación), estos valores representan entre 2000 y 12000 kg N $ha^{-1}$ (McLaren y Cameron, 1996). En praderas permanentes templadas, el N representa aproximadamente un 0,08 % en suelos arenosos y 0,4-0,5 % en suelos arcillosos (Whitehead, 1995).

El contenido de N en el suelo varía con el manejo del suelo, tipo y concentración de fertilizante aplicado, tipo de cultivo (Bohn *et al.*, 1993) y del contenido de MO. En suelos de Nueva Zelanda, Australia y USA, se demostró que la concentración de N como $NO_3^-$ es variable (Wolt, 1994; Glass *et al.*, 1999;Glass, 2003). En suelos de Chile se han reportado valores de N entre 0,57-0,87 % en Andisoles (Trumaos), 1-1,5 % Andisol (Ñadis), 0,23-0,57 % Ultisols en praderas y suelos cultivados (Borie *et al.,* 2002), 0,39-0,47 % en Andisoles cultivados (Zagal y Córdova, 2005), Ultisol 0,44-0,58 % (Borie *et al.,* 2006).

## 2.9 Fertilización nitrogenada de la pradera

Los niveles óptimos de N en el suelo son variables en el tiempo, ya que los requerimientos de los cultivos también son diferentes, por lo tanto es difícil indicar una única dosis global de N para la fertilización de la pastura. En ese sentido, diferentes investigadores coinciden con este planteamiento, ya que el crecimiento de estas plantas en la pradera depende del tipo de fertilizantes nitrogenado a aplicar, dosis y tiempo de aplicación, tipo de suelo y su fertilidad, tipo de pradera y condiciones de manejo, así como del sistema de pastoreo utilizado, tipos de animales utilizados y tipo de alimentación usada. En la Tabla 2 se presentan diferentes dosis de aplicación de fertilizantes con N en diferentes praderas en distintos países y condiciones ambientales.

En las pasturas templadas de Chile, los productores utilizan diferentes dosis de fertilización la cual varía con la región, el tipo de pradera, tipos de especies, tipo de fertilizante, tipo de suelo y sistema de producción. En general se utiliza urea como fertilizante nitrogenado en las praderas de Chile, donde las dosis de aplicación varían entre 45-300 kg N $ha^{-1}$ (Ordóñez, 2003; Alfaro *et al*., 2006c; Alfaro y Salazar, 2005; Mora *et al.,* 2007; Núñez *et al.,* 2007a, b), sin embargo la dosis recomendadas varían entre 150-200 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$.

Dosis superiores a 200 kg N $ha^{-1}$ aplicado, puede causar una pérdida de este nutriente por diferentes procesos. Scholefield *et al*. (1993) demostraron que cuando las praderas permanentes son fertilizadas con 400 kg N $ha^{-1}$ $año^{-1}$, las pérdidas pueden llegar a ser 2,5 veces más altas que cuando éstas se fertilizan con 200 kg N $ha^{-1}$ $año^{-1}$, y que el factor fertilización genera pérdidas 1,4 veces más altas que la intervención del suelo en la regeneración de la pradera. Una dosis de 200 kg N $ha^{-1}$ es suficiente para una producción óptima de la pradera, y dosis sobre este nivel, tendrían el riesgo de producir escapes de N ya sea por lixiviación o emisiones de gases. No obstante, la dosis de fertilizantes a aplicar dependerá de las características físicas, químicas y biológicas de cada suelo y el tipo de cultivo, así como del tipo de fertilizante y tiempo de aplicación.

**Tabla 2.** Fertilización nitrogenada de la pradera en diferentes países.

| País | Sistema de producción | Dosis de N aplicada (kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$) | Referencia |
|---|---|---|---|
| Alemania | Praderas mixtas | 100-600 | Herrmann *et al*. (2005) |
| Reino Unido | Praderas | 50-500 | Oenema (2006) |
| Reino Unido | Praderas | 185-280 | Laws *et al.* (2000) |
| Inglaterra- Gales | Praderas | 200-250 | Burnhill *et al.* (1996) |
| Noruega | Praderas | 120-240 | Lunnan y Nesheim (2002) |
| Bélgica-Holanda | Praderas | 0-600 | ten Berge *et al.* (2002) |
| Chile | Praderas | 200 | Ordoñez (2003) |
| Chile | Praderas | 150 | Alfaro *et al.* (2006c) |
| Chile | Praderas | 70 | Alfaro *et al.* (2005b) |
| Chile | Praderas | 45-150 | Alfaro y Salazar (2005) |
| Chile | Pradera para corte | 150-300 | Mora *et al.* (2007) |
| Chile | Praderas | 230 | Núñez et al. (2007a, b) |

## 2.10 Ganadería y problemática ambiental global

Las actividades antropogénicas afectan las entradas de N, su estatus y ciclo en los ecosistemas terrestres tanto en el suelo y flora existente a través de la eutrofización (Doorn *et al.,* 2002; Hyde *et al.,* 2003; Sakurai *et al.,* 2003; Yang *et al.,* 2003; Rodhe *et al.,* 2004; Sommer *et al.,* 2004). En las zonas costeras, lagos, lagunas y ríos se produce eutroficación y acidificación del suelo (Krupa y Moncrief, 2002; Hyde *et al.,* 2003; Krupa, 2003b; Sakurai *et al.,* 2003; Sommer *et al.,* 2004), enriquecimiento de hábitat sensitivos (Webb *et al.,* 2005b) y pueden causar efectos directos por toxicidad a las plantas (Pain, 1998).

A nivel mundial, la agricultura es responsable de un 20 % de las emisiones de gases de efecto de invernadero y a su vez, tiene gran importancia en las emisiones de $CH_4$ y $NO_x$ (Novoa *et al.,* 2000). Por esto, se plantea que por efecto del manejo de los sistemas agropecuarios se produce volatilización de $NH_3$ a la atmósfera (Pervanchon *et al.,* 2005). En la pradera, si la

carga animal es baja se reduce la contaminación por $NO_3^-$ en el agua, aporte de MO y nutrientes, aumenta la infiltración y promueve la estabilidad del suelo (Hubbard *et al.,* 2004).

La producción de gases nitrogenados desde la pradera es en función del manejo. En el caso de las emisiones de $NH_3$, la fertilización con urea, la cría de animales, el estiércol animal y pasturas pastoreadas por vacas pueden incrementar los volúmenes emitidos de este gas desde el suelo hacía la atmósfera (Marschner, 2003), en especial cuando la fertilización se realiza sobre la superficie (Yang *et al.,* 2003).

El pastoreo animal intenso produce aceleración de la erosión y escorrentía, contaminación de agua con $NO_3^-$ y acumulación de desechos sólidos en el agua. Por otro lado, si el N reciclado en la pradera excede los requerimientos de las plantas, también se producen efectos negativos (Hubbard *et al.,* 2004). Además, el uso ganadero del suelo puede compactar el mismo (Russelle, 1996), remover la vegetación y reducir la infiltración e incrementar la erosión, por lo tanto, al agregar sedimentos orgánicos e inorgánicos, y microorganismos a la superficie del agua, se alteran físicamente estos ecosistemas (Morse, 1996), además de producir una alteración de la estructura del suelo (Russelle, 1996).

El ciclaje de N en la pradera está asociado a la eficiencia de los animales en la conversión de éste y posterior salida por deyección de los excedentes. El problema es que los rumiantes tienen ineficiencia para convertir el N ingerido en leche y peso vivo del animal (Bussink, 1992; Jarvis, 1993). Por tanto, el excedente de N excretado por el animal puede alcanzar valores promedios de 60 % retornando al suelo (Vallis *et al.,* 1982; Bussink, 1992; Deenen y Middelkoop, 1992; Haynes y Williams, 1992; Haynes y Williams, 1993; Russelle, 1996; Di *et al.,* 2002), dependiendo del tipo de sistema de producción utilizado.

El N es excretado en la orina (Tamminga, 1996) y después es convertido en $NH_3$, forma en que es volatilizado hacia la atmósfera; este gas junto con el dióxido de azufre ($SO_2$) y el $NO_2$ son los contaminantes primarios que contribuyen a la acidificación y depositación atmosférica (Sutton *et al.,* 1998).

## 2.11 Reciclaje de N en la pradera

Las fecas y orina de los animales vacuno contienen diversos nutrientes y su concentración varia en relación a la concentración de N presente en el forraje ingerido por el animal. En la orina encontramos N y K, y en las fecas N, P, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe y Mn, y en la mezcla de ambos N, Na, Cl y S (Haynes y Williams, 1993). Sin embargo, la concentración de estos elementos varía conforme a múltiples factores como contenido de nutrientes en el forraje ingerido, tipos de animales, tipos de pasturas y la época. La variabilidad está relacionada con la frecuencia y volumen de los nutrientes en cada deyección y estas fue causada por diferencias en la ingestión individual de nutrientes por los animales y el porcentaje excretado en forma de fecas y orina. La orina contiene entre un 70-90 % de N en forma de urea, que es rápidamente hidrolizable en forma de $NH_4^+$ (Haynes y Williams, 1992).

En el caso del ganado vacuno sólo el 43 % (Van Vuuren y Meijs, 1987) del N ingerido es convertido a las formas mencionadas, aunque Soren *et al.* (1998) indica que es entre un 15-20 %, con un máximo teórico de eficiencia de 40-45 %. El N excretado en la pradera es variable (30-95 %) de acuerdo con (Vallis *et al.,* 1982; Bussink, 1992; Deenen y Middelkoop, 1992; Haynes y Williams, 1992; Haynes y Williams, 1993; Russelle, 1996; Di *et al.,* 2002). En el sistema de producción de pasturas, la excreta animal es una fuente de retorno de nutrientes para el suelo (Beetz, 2001; McGechan y Topp, 2004), aunque en áreas pequeñas y focalizadas.

Las áreas de excreción dentro de la pradera también son variables, por ejemplo Haynes y Williams (1992) señalan que el área varía entre 30-40 %, Kear y Watkinson (2003) sólo entre un 15-31 % y el 60 % para fecas y el 55 % para orina en otros estudios (Saggar *et al.,* 1988). La divergencia existente parece provenir de las mediciones para orina y fecas. Por ejemplo, se indica que la orinación del ganado vacuno posee un área de influencia de 0,22 $m^2$ (Willian y Haynes, 1990), 0,64 $m^2$ (Deenen y Middelkoop, 1992) y 0,68 $m^2$ (Lantinga *et al.,* 1987). El área que cubre la bosta de vacuno es de 0,06 $m^2$ (Willian y Haynes, 1990) y 0,05 $m^2$ (Lantinga *et al.,* 1987), con un radio de acción de 0.28 $m^2$ (Deenen y Middelkoop, 1992) y 0,25 $m^2$ (Lantinga *et al.,* 1987). Se estima que del 4-9 % de la superficie del prado puede ser cubierto por orina y del 0,6-1,2 % por fecas.

En número de deyecciones diarias también varía. Se estima que las vacas adultas deyectan unas 11-12 veces por día (Haynes y Williams, 1993; McGechan y Topp, 2004) con un promedio de 2,1 kg por deyección; y orinan 11-16 veces por día (Haynes y Williams, 1993; McGechan y Topp, 2004), con aproximadamente 0,8 g de N por 100 g de comida ingerida y excretada (Deenen y Middelkoop, 1992). El volumen de orina en vacas lecheras es de 1,5-3,5 $L^{-1}$ de orina por deyección y un rango de 14-30 $L^{-1}$ $d^{-1}$ con un contenido de N que varia entre los 6-15 g $L^{-1}$ (Holmes, 1989; Deenen y Middelkoop 1992) y 10 g N $L^{-1}$ (Willian y Haynes, 1990), sin embargo el volumen de deyección es muy variable y depende de factores ambientales, de estrés del animal, disponibilidad de agua, dieta, calidad y cantidad de forraje.

Un factor que determina la proporción de N en la superficie y en la profundidad del suelo son los parches de orina (Richars y Wolton, 1976). La distribución de las excretas y la proporción de área cubierta por fecas y orina están relacionadas con la densidad de ganado o carga animal en la pradera (Bao *et al.,* 1998), influenciado también, por el tipo de pradera y características morfológicas de los pastos utilizados, además de la selección de plantas por el animal y altura de corte. Por esto, el pastoreo animal a través de la manipulación de la carga animal podría ser, hasta cierto punto, el factor causante de los problemas de distribución de fecas y que produce problemas de manchones en la pradera y posterior rechazo de los animales al consumo de estas áreas.

Dependiendo de la carga animal, dependerá el volumen de orina y fecas producidas en la pradera, así como la concentración de N emitido a partir de esta fuente. En ese sentido, los residuos de fecas de animales tienen efectos positivos y negativos en los sistemas de producción (Pedraza, 1996). El retorno del N en forma de excreta representa un eslabón importante en el ciclo del N en una pradera bien manejada (Vallis *et al.,* 1982). Estas deyecciones contribuyen al mantenimiento de una buena estructura y fertilidad del suelo, mejoran la capacidad de retención de agua, disminuyen los efectos erosivos del viento y del agua, mejoran la aireación y favorecen el desarrollo de microorganismos benéficos en el suelo. La bosta de ganado vacuno en pastoreo es estimada por Bouwman *et al.* (1997) en 80 kg N $año^{-1}$ y en 200 kg N $ha^{-1}$ $año^{-1}$ (Denmead *et al.,* 2004). En pasturas manejadas en forma intensiva, las áreas en donde la orina eran depositadas contenían 500 kg N $ha^{-1}$ biológicamente

lábil, mientras que si se depositaban las fecas recibían entradas de 2000 kg N $ha^{-1}$ (Lantinga *et al.,* 1987; Deenen y Middelkoop, 1992). La mayor parte del N utilizado por los animales es devuelto a la pradera en forma de deyecciones: fecas (30 %) y orina (70 %) de acuerdo con Pardo y García (1991). La cantidad de N excretado y distribuido en la pradera dependerá del tipo de animal vacuno utilizado y del nivel de producción (Lantinga *et al.,* 1987).

Los nutrientes se pierden por la bosta y la orina, si no son depositados dentro de la pradera, ya que podrían no ser reciclados apropiadamente, como es el caso de las vías de drenaje, depósitos de las lecherías y campos abandonados. La experiencia de Di *et al.* (2002) es que en le caso de la orina el 50 % de las pérdidas ocurren durante los dos primero días después de la aplicación de la orina, o después que ocurre la deyección.

El pastoreo animal tiene un rol preponderante sobre el movimiento de nutrientes a través del suelo/ planta/ animales del sistema y la fertilidad del suelo bajo pastura. Sin embargo, Valdés (2003), plantea que la eficiencia en el reciclaje de los nutrientes en el pastoreo (residuos, excretas animales) es variable, ya que parte del N reciclado se pierde por volatilización de $NH_3$. Además, junto a la exportación de nutrientes como carne y leche, también existe una pérdida de N por diferentes procesos.

## 2.12 Pérdidas N en los sistemas de pastoreo

### 2.12.1 Pérdidas de amoniaco ($NH_3$)

El $NH_3$ en solución es el producto de la disociación de $NH_4^+$, que produce 1 mol de $H^+$ por cada mol de $NH_3$. La concentración de $NH_3$ está relacionada con la concentración de N total amoniacal (NTA) = ($NH_3$ + $NH_4^+$) y de la concentración de $H^+$ en la solución (Sommer *et al.,* 2003). El $NH_3$ es un gas incoloro a temperatura ambiente, que posee un hedor fuerte y altamente soluble en agua (Pereira y Alves, 2004). Este gas es un importante constituyente alcalino en la atmósfera (Phillips *et al.,* 2004), este es capaz de reaccionar con diversas sustancias tales como ácido sulfúrico ($H_2SO_4$), ácido nítrico ($HNO_3$), $N_2O$ o ácido clorhídrico (HCl), formando sales amoniacales. Otra pequeña cantidad de $NH_3$ reacciona con (OH) formando $NH_2$ + $H_2O$ y luego es oxidado a NO por $HNO_3$ (Krupa, 2003b).

En la atmósfera el $NH_3$ posee un tiempo de residencia que varía entre 1-2 semanas, pudiendo ser retirado por procesos físicos, depositación seca o húmeda unida a procesos químicos (Pereira y Alves, 2004). Las propiedades del $NH_3$ explican su reactividad e impactos negativos en el ambiente.

El $NH_3$ es captado fácilmente por las hojas, por lo que un incremento en la concentración de $NH_3$ en el ambiente, incrementa también la concentración en las plantas en crecimiento, encontrándose una correlación lineal entre la concentración de N en el ambiente y el encontrado en la parte aérea. Los estomas de las hojas no sólo permiten la entrada de gases, sino también su salida, como es el caso de $NH_3$ y $H_2S$, especialmente durante la senescencia de las hojas de los cultivos (Marschner, 2003), por lo que altas concentraciones de $NH_3$ se consideran como tóxico cuando excede los 75 µg $m^3$ $NH_3$ en la atmósfera (van der Eerden, 1982).

**2.12.1.1 Fuentes, procesos e impactos de las emisiones de amoniaco**

**2.12.1.1.1 Fuentes de emisiones de amoniaco**

El $NH_3$ emitido a la atmósfera tiene diferentes orígenes, citándose los siguientes: volatilización desde el estiércol animal de acuerdo con Smits *et al.* (2003) y Saggar *et al.* (2004a) y fertilizantes sintéticos, biomasa vegetal, pérdidas desde el suelo bajo la vegetación nativa y producción de cultivos, emisiones desde excreta humana y combustión de fósiles (Krupa, 2003b). Las principales fuentes de $NH_3$ atmosférico incluyen descomposición bacterial de excrementos animales fertilizantes y suelos no fertilizados, vegetación, océanos, quema de biomasa y procesos de combustión (Mount *et al.,* 2002). En el área agrícola la principal fuente de emisión de $NH_3$ a la atmósfera es la transformación de la urea presente en la orina y fecas provenientes de los animales en $NH_4^+$ y luego en $NH_3$ (Bouwman *et al.,* 1997; Denmead *et al.,* 2004).

La principal fuente de emisión en la producción de ganado vacuno es la urea. La ganadería es responsable de las emisiones de $NH_3$ en un gran porcentaje, comparado con la quema de combustibles fósiles y quema de biomasa (Tabla 3). En ese sentido, Jarvis y Ledgard (2002) concluyen que las pérdidas más altas de N ocurren a partir de la excreta animal depositada,

almacenada y aplicada como resultado de tener los animales en el establo en el período de invierno. Los sistemas de producción animal son la mayor fuente de $NH_3$ atmosférico en diferentes países, tal es el caso de Europa (Buijsman *et al.,* 1987; Hutchings *et al.,* 1996), donde han aumentado las concentraciones de $NH_3$ y han obligado a estas naciones a reformular leyes y políticas ambientales vinculadas a las emisiones de gases contaminantes.

De acuerdo con Pain (1998) la mayoría del $NH_3$ emitido a la atmósfera es derivado desde la hidrólisis de la urea.

Hidrólisis de la urea y volatilización (1 y 2):

$$CO(NH_2)_2 + 3H_2O \rightarrow 2NH_4^+ + HCO_3^- + OH \qquad \textbf{(4)}$$

$$\begin{array}{ccc} & & NH_3 \text{ Atmósfera} \\ & & \uparrow\downarrow \\ NH_4^+ + H_2O & \rightleftarrows & NH_3 + H_2O + H^+ \end{array} \qquad \textbf{(5)}$$

Esta enzima se encuentra presente en plantas superiores y en los microorganismos, particularmente en las bacterias, es clasificada como extracelular (Paolini, 2000; Chakrabarti *et al.,* 2004). Es esencial para el proceso de mineralización del N orgánico en el suelo a N amoniacal. La actividad de esta enzima en el suelo puede ser alterada por la aplicación de fertilizantes. En el caso de usar fertilizantes sintetizados a partir del $NH_3$, se produce un decrecimiento en la actividad (Dick *et al.,* 1988; Chakrabarti *et al.,* 2004), por tanto la volatilización de $NH_3$ desde los fertilizantes a base de urea pueden causar pérdidas importantes de N después de ser aplicados sobre la superficie del suelo (Black *et al.,* 1987).

**Tabla 3.** Estimación de las fuentes de depósitos de $NH_3$ atmosférico (Galloway *et al.,* 1995; Holland *et al.*, 1999; Pereira y Alves, 2004).

| Fuente o sumidero | Cantidades de $NH_3$ (Tg N $a^{-1}$)* |
|---|---|
| Quema de combustibles fósiles | 2 |
| Quema de biomasa | 5 |
| Superficie marina | 13 |
| Residuos de animales domésticos | 32 |
| Excremento humano | 4 |
| Emisiones de suelo | 19 |
| Depositación húmeda | 46 |
| Depositación seca | 10 |
| Oxidación por radical OH | 1 |

*1 Tg = $10^{12}$ g

La volatilización de $NH_3$ es afectada por la actividad ureasa en el suelo (Vallis *et al.,* 1982; Rachhpal-Singh y Nye, 1984a,b; Thompson *et al.,* 1987; Soren *et al.,* 1998; Paolini, 2000; van Kempen, 2001).

De acuerdo a Paolini (2000) la reacción (6) catalizada por la enzima ureasa puede ser representada en la forma siguiente:

$$NH_2\text{-}CO\text{-}NH_2 \xrightleftharpoons{\text{Ureasa}} 2\,NH_3 + CO_2 \quad \textbf{(6)}$$

La actividad ureasa en el suelo incrementa con el aumento de la concentración de urea hasta que la cantidad añadida es suficiente para saturar la enzima. La actividad ureasa es afectada por la naturaleza de la cobertura vegetal y fluctúa a lo largo del tiempo (Paolini, 2000). La urea en la orina es relativamente estable, cuando ésta entra en contacto con la ureasa se produce el $NH_3$ en forma de gas que se volatiliza (van Kempen, 2001). La velocidad de la urea

hidrolizada incrementa con la concentración de sustrato y entonces alcanza un máximo valor y luego declina a la más alta concentración (Rachhpal-Singh y Nye, 1984b).

Las pérdidas de $NH_3$ a partir de purines en la praderas son estimadas por Thompson *et al.* (1987) en un 74 % del N inicial aplicado como $NH_4^+$, 50 % de pérdidas ocurren dentro de las primera 24 horas luego de la aplicación, 67 % dentro de las 48 horas y el 80 % a los 80 horas, luego baja la volatilización a un 20 % a partir del día 12. En el caso de la orina la volatilización del $NH_3$ es elevada en las primeras 24 horas (Soren *et al.,* 1998) y luego decrece en los siguientes 3-4 días, declinando exponencialmente con el tiempo (Vallis *et al.,* 1982). Se ha definido una actividad efectiva de la urea en suelos, antes de la saturación a 10 moles $dm^{-3}$ (Rachhpal-Singh y Nye, 1984a). Los volúmenes de emisión de $NH_3$ dependen del tipo de sustrato utilizado (Ecuación 6) y de las condiciones de temperatura y humedad del suelo.

**2.12.1.1.2 Procesos e impacto de la volatilización del amoniaco**

El $NH_3$ es uno de esos gases con gran importancia en la contaminación atmosférica; ya que cuando éste se combina con $HNO_3$, forma aerosol $NO_3^-$ que contribuye significativamente al total del material particulado en el aire. El $NH_3$ se produce durante la descomposición de los compuestos orgánicos de N por amonificación y luego es emitido al aire (Madigan *et al.,* 1999) adicional a esto, los animales excretan cantidades considerables de $NH_3$ y compuestos nitrogenados orgánicos simples tales como urea o ácido úrico (Grant y Long, 1989). El $NH_3$ se encuentra en una concentración baja en el aire. Valores referenciales indican que concentraciones < 50 ppt (0,035 $\mu g\ m^{-3}$) en el ambiente se consideran bajas y 57-360 ppb (39,9-252 $\mu g\ m^{-3}$) son altas de acuerdo con Krupa (2003b).

El $NH_3$ podría ser tóxico para las plantas a una concentración de 13 mM de acuerdo con Hoekstra *et al.* (2002) y 75 $\mu g\ m^3$ (van der Eerden, 1982), afectando los ecosistemas. (Pinder *et al.,* 2004). Hoffman *et al.* (1994) indican que el $NH_3$ en el agua es tóxico para los peces y que está influenciado por el pH y la temperatura, por lo tanto, ambos factores afectan el grado de ionización del $NH_3$.

El $NH_4^+$ que sale a la atmósfera por nitrificación en forma de $NH_3$ y que más tarde precipita a través de la lluvia ácida como $NO_3^-$ acidifica los suelos (Prasad, 1998) y además puede reaccionar con $SO_4^{2-}$ (Asman, 1998), formando $(NH_4)_2SO_4$ que se convierte en un compuesto tampón.

La volatilización del $NH_3$ representa un problema económico para el productor ganadero y cuando éste es depositado puede perturbar los ecosistemas naturales (Pearson y Stewart, 1993; Soren *et al.,* 1998), ya que la saturación con N y acidificación provocan síntomas de cambios en el suelo y alteración de procesos, esto sin considerar las pérdida de nutrientes (Hutchings *et al.,* 1996).

**2.12.1.1.3 Factores que influyen en la volatilización del amoniaco**

La volatilización de $NH_3$ desde el suelo a la atmósfera depende del pH y la capacidad buffer del suelo, humedad, temperatura del suelo y del aire (Yang *et al.,* 2003), velocidad del viento (Sommer y Olesen, 2000; Misselbrook *et al.,* 2005), forma y tipo del N aplicado, así como la profundidad de aplicación (Demeyer *et al.,* 1995). Cuando la pradera es fertilizada con purines, la volatilización de $NH_3$ es afectada por las variaciones de temperatura y velocidad del viento durante los primeros 4 días post aplicación (Thompson y Meisinger, 2002). Otros estudios de Sommer y Olesen, (1991), Sommer *et al.* (2001) y Pinder *et al.* (2004) también han demostrados el efecto de estos factores en las emisiones de este gas.

Los volúmenes de emisión de $NH_3$ son afectados además, por la cantidad de orina y fecas depositados en la pradera, contenido de urea, temperatura del flujo, área superficie y pH de la orina (van Kempen, 2001). Cuando se aplica estiércol a la pradera la volatilización podría ser afectada por el contenido de agua en el estiércol aplicado, condiciones fisicoquímicas y biológicas, radiación solar, pH y precipitación (Misselbrook *et al.,* 2005), profundidad de aplicación (Rodhe *et al.,* 2004), tipo de cultivo y método de aplicación (Huijsmans *et al.,* 2003).

Un resumen de los factores que afectan la volatilización del $NH_3$ incluyen las propiedades del estiércol aplicado, factores ambientales, propiedades del suelo, cobertura existente, manejo del

sistema de producción de acuerdo con Pain (1998) y Smits *et al.* (2003). Sommer *et al.* (2003) plantean seis procesos importantes que controlan la volatilización del $NH_3$: (i) turbulencia y difusión molecular en la atmósfera, (ii) procesos metereológicos que controlan la evaporación y temperatura de la superficie, (iii) producción del ion y proceso buffer que controlan el pH del estiércol líquido en el suelo, (iv) la química sólida que determina la precipitación de N total amoniacal (NTA) desde el estiércol al suelo, (v) los procesos físicos que controlan el estiércol líquido al entrar al suelo y dentro de éste, y (vi) la interacción del estiércol líquido con la capacidad de intercambio catiónico del suelo.

**2.12.1.1.4 Volatilización de amoniaco a partir de fertilizantes agroquímicos**

Un porcentaje representativo del $NH_3$ volatilizado tiene su origen en los fertilizantes aplicados (Buijsman *et al.,* 1987). Se estima que los fertilizantes aportan un 20 % del $NH_3$ emitido desde el suelo (Sommer y Jensen, 1994), pero este porcentaje dependerá del tipo de fertilizante usado; en ese caso Bussink (1992) coincide con este planteamiento.

Sommer y Jensen (1994) indicaron que cuando se fertiliza con urea, en los dos primeros días las pérdidas de $NH_3$ son insignificantes, después del segundo día hasta el sexto se incrementa en 6 kg N $ha^{-1}$ $d^{-1}$, luego las pérdidas decrecen después de los 12-14 días. Martha *et al.* (2004) concuerdan con estos resultados, al encontrar que la concentración de $NH_3$ producida es alta en los primeros 2-3 días después de la fertilización con urea y luego decrece.

Las pérdidas de $NH_3$ a partir de urea es entre un 18-30 % del N aplicado bajo condiciones de suficiente humedad para la hidrólisis de la urea. Resultados similares informaron Reynolds y Wold (1987) al reportar pérdidas entre un 10-46 %, correlacionado esto con el porcentaje de arcillas, N total, capacidad de intercambio catiónico, C orgánico, ion $H^+$, capacidad buffer del suelo y actividad ureasa. Sin embargo, cuando se utiliza fosfato di-amónico la pérdidas son de 13 %, con sulfato de amonio un 5 % y con nitrato de amonio y calcio un 2 % (Sommer y Jensen, 1994), ya que el tipo de fertilizante influye en el N volatilizado.

#### 2.12.1.1.5 Fertilización con urea

La urea es el mayor fertilizante nitrogenado usado en el mundo en diversos cultivos (Prasad, 1998; Reddy y Sharma, 2000; Mattos Jr. *et al.,* 2003), por su alto contenido de N, alta solubilidad y no polaridad. Es una di-amida de ácido carbónico, soluble en agua con compuestos cristalinos blancos, tiene un peso molecular de 60,06; punto de fusión 132,7 $^{o}$C y 46 % de N (Prasad, 1998).

La alta producción de $NH_3$ depende del incremento en el pH después de la hidrólisis de la urea con la producción de bicarbonato y $NH_4^+$ (Prasad, 1998). A nivel de campo se observa un incremento en el pH del suelo donde se aplicó la urea y después se produce la disolución e hidrólisis del fertilizante (Mattos Jr. *et al.,* 2003). La volatilización del $NH_3$ se reduce porque la concentración en el suelo declina, se reduce el pH y se produce la nitrificación y adsorción del $NH_4^+$ por los coloides del suelo (Black *et al.,*1985; Sommer y Jensen, 1994). Otra explicación podría ser por el efecto de las bajas temperaturas y humedad del aire en la superficie del suelo, lo que reduce la hidrólisis de la urea. Apoyando esta teoría, Vallis (1982) indica que elevadas temperaturas tienen un efecto positivo en la volatilización de este gas. Además, las enmiendas aplicadas con la urea, también afectan el proceso de emisión (Reddy y Sharma, 2000), por ejemplo KCl, $CuSO_4$, ya que se reducen las pérdidas, por una inhibición del $NH_3$.

Los porcentajes de emisión de $NH_3$ a partir de urea son variables (1-60 %), dependiendo de las condiciones ambientales en que se aplique y de factores de suelo (Tabla 4). La volatilización de $NH_3$ pradera depende mucho de la fertilización, incluyendo el tipo, dosis y condiciones de aplicación, prácticas de manejo de la pradera, la estación del año en que se aplique y de la presión del pastoreo.

**Tabla 4.** Porcentaje anual de $NH_3$ volatilizado desde urea de acuerdo a diferentes investigadores.

| **$NH_3$ volatilizado (%)** | **Referencias** |
|---|---|
| 10 | Dämmgen y Grönhage (2002) |
| 38-42 | Barrington *et al.* (2002) |
| 47* | Schils *et al.* (2005) |
| 1-60 | Fan y Mackenzie (1993) |
| 29,5-28,4 | Vander Weerden y Jarvis (1997) |
| 4-17 | McInnes *et al.* (1986a; 1986b) |
| 30 | Fox *et al.* (1996) |
| 72 | Fenn y Miyamoto (1979) |
| 31-35 | Kissel *et al.* (2004) |
| 10-30 | Stumpe *et al.* (1984) |
| 50 | Nommik (1973) |
| 47,7 | Reddy y Sharma (2000) |
| 12 | de Klein y Ledgard (2001) |
| 10-30 | Vallis *et al.,* (1982) y Eckard *et al.*(2003) |
| 49 | Misselbrook *et al.* (1998b) |
| 13-18 | Núñez *et al.* (2007a, b) |
| 10 | Salazar *et al.* (2007) |

* kg N $ha^{-1}$ $año^{-1}$

**2.12.1.1.6 Emisión de amoniaco desde la pradera**

Denmead *et al.*(2004) indicaron que las emisiones de $NH_3$ en una pradera bajo pastoreo varían con la estación de pastoreo, siendo superiores en verano e inferiores en otoño. Las emisiones son superiores en verano e inferiores en invierno (Misselbrook *et al.,* 1998a), esto podría ser causado por la combinación de bajas temperaturas y a una baja concentración de N en la orina en el invierno y a una combinación de elevadas temperaturas y alta concentración de N en la orina de bovinos en verano (Misselbrook *et al.,* 1998b).

Smits *et al.* (2003) concluyen que el pastoreo produce una emisión promedio de 8,4 % en un rango de 1,4 -15 % de $NH_3$. Las más bajas volatilizaciones corresponden a una baja intensidad de carga animal y el caso contrario a una alta carga. Estas diferencias son causadas por el número, tipo y tiempo de pastoreo, especialmente en la estación de verano. Estos resultados son comparables con el 7,7 % reportado por Pain (1998), pero muy inferiores al 14 % mostrado por Pinder *et al.* (2004), estos atribuyen el efecto a la estación de pastoreo y concluyen que las más bajas emisiones se producen en invierno y las más altas en verano. Sommer *et al.* (2001) concluyen que al incrementar la temperatura en primavera y verano en la pradera, se producen las mayores emisiones de $NH_3$.

Los niveles de emisión de $NH_3$ varían considerablemente con el período de pastoreo, y ésta dependerá de la cantidad de N excretada por período y dosis de fertilizante aplicado. Webb *et al.*(2005a) indicaron que extender la estación de pastoreo produce una reducción en las emisiones. Las mayores emisiones de $NH_3$ se producen durante las primeras semanas después del pastoreo (Haynes y Williams, 1993). Generalmente las pérdidas de N son altas durante unos pocos días después del pastoreo y decrece a cantidades mínimas cerca de los diez días en post pastoreo. El patrón de los mayores niveles de emisión ocurre el segundo día después del pastoreo.

Las pérdidas de amoniaco en la pradera son variables, ya que su emisión depende de la influencia de factores ambientales, de suelo y manejo del pastoreo. Ledgard *et al.* (1998,1999), Brown *et al.* (2005), Bussink (1992), Eckard *et al.* (2003), Dueri *et al.* (2007), Barbieri y Echeverria (2003) reportan emisiones de $NH_3$ inferiores a los 80 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ y Martha *et al.* (2004) y Lampe *et al.* (2004), reportan emisiones más bajas <14 kg $NH_3$ $ha^{-1}$ $a^{-1}$, sin embargo, otros investigadores reportan niveles de emisión superiores a los 80 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ (Oenema, 2006; Sommer *et al.,* 2001) en Tabla 5.

En los meses en que llueve mucho después del pastoreo, se produce una baja en la emisión de $NH_3$. La emisión de $NH_3$ es influenciada por la hora del día y la noche. Durante el día la emisión es mayor que en la noche. En ese sentido, la mayor volatilización se produce en el horario comprendido entre las 12:00 M. y 4:30 P.M. de acuerdo a lo reportado por Bussink (1992) y Ruess y McNaughton (1988).

**Tabla 5.** Volatilización de $NH_3$ (kg $ha^{-1}$ $año^{-1}$) desde sistemas de pastoreo de acuerdo a diferentes investigadores.

| País | Sistema de producción | $NH_3$ volatilizado (kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$) | Referencias |
|---|---|---|---|
| Nueva Zelanda | Pastoreo con bovinos | 15-204 | Ledgard *et al.* (1999) |
| Nueva Zelanda | Ganadería lechera | 15-65 | Ledgard *et al.* (1998) |
| Nueva Zelanda | Praderas con pastoreo | 14 | Jarvis y Ledgard (2002) |
| Sao Pablo, Brasil | Pastoreo intensivo | 2-13 | Martha *et al.* (2004) |
| Alemania | Pastoreo pradera | 1,7-4,9 | Lampe *et al.* (2004) |
| Inglaterra y Gales | Pastoreo con bovinos | 24-30 suelos arenosos | Webb *et al.* (2005a) |
| Inglaterra y Gales | Pastoreo con bovinos | 17-24 suelos arcillosos | Webb *et al.* (2005a) |
| Inglaterra | Ganadería lechera | 10 | Jarvis (1993) |
| Reino Unido | Pastoreo | 8,3 | Jarvis y Ledgard (2002) |
| Reino Unido | Pastoreo con bovinos de carne | 3-80 | Oenema (2006) |
| Reino Unido | Pastoreo intensivo | 80 | Oenema (2006) |
| Gran Bretaña | Praderas | 30-40* | Brown *et al.* (2005) |
| Holanda | Ganadería lechera | 32-129 | Oenema (2006) |
| Holanda | Ganadería lechera | 30 | Aarts *et al.* (2000) |
| Holanda | Pastoreo con bovinos | 39-42 | Bussink (1992) |
| Jutland | Sistemas de pastoreos | 115 (0,07-2.1 kg $ha^{-1}$ $d^{-1}$) | Sommer *et al.* (2001) |
| Edimburgo | Manejo de praderas | 1,8-2,3 | Di Marco *et al.* (2004) |
| Australia | Praderas templadas | 19-43 | Eckard *et al.* (2003) |
| Suiza | Ganadería lechera | 7-29 | Dueri *et al.* (2007) |
| Argentina | Praderas fertilizadas | 17-48 | Barbieri y Echeverria (2003) |

*Estimado.

El horario de muestreo de los gases nitrogenados es afectado por el nivel de precisión de la metodología usada, ya que en el caso del amoniaco, no es lo mismo colectar las muestras de gases en la mañana, en la tarde o en la noche. El mejor horario de muestreo, cuando se utilizan cámaras estáticas es al medio día (12:00 M.) y las 4:30 PM, basado en lo informado por Bussink (1992) y Ruess y McNaughton (1988). Ruess y McNaughton (1988) demostraron en un suelo manejado con pastoreo en África durante el período 19-22 abril 1986 durante 96 horas (Figura 6), que la cinética del gas tiene una curva creciente desde la hora 0 hasta 20 y

luego la emisión se reduce, llegando a niveles muy bajos después de las 70 horas de evaluación.

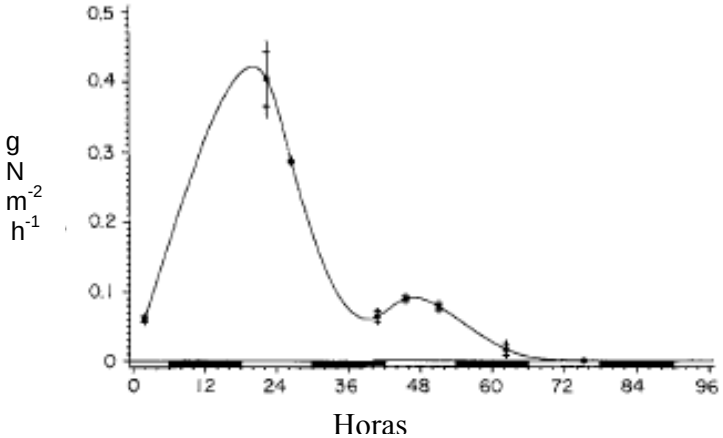


**Figura 6.** Pérdidas por volatilización de $NH_3$ en Seronera (19-22 abril 1986), representando la típica variación diurna en diferentes sitios de monitoreo (Ruess y McNaughton, 1988).

Las pérdidas de N desde la orina en diferentes praderas del mundo han sido estimada en un 20-60 % (Ball y Keeney, 1981; Sherlock y Goh, 1984), <2 % (Di *et al.,* 2002), 3-4 % (Ledgard *et al.,* 1999), 15-25 % (Haynes y Williams, 1992), 20 % (Mosier *et al.,* 1998), 14,4-28,4 % (Vallis *et al.,* 1982), 15-18 % (Ball *et al.,* 1979), 10 % (Hutchings *et al.,* 1996) y en algunos casos 40 % en orina y un 5 % en fecas (Bussink, 1992); 3-52 % (Soren *et al.,* 1998).

**2.12.1.1.7 Mecanismos para reducir las emisiones de amoniaco**

Las emisiones de gases nitrogenados desde el suelo, pueden reducirse mediante el uso de inhibidores de la ureasa tales como fenilfosforodiamidato, hidroxamato y benzoquinona, estos compuestos reducen la hidrólisis de la urea y también pueden reducir la volatilización del $NH_4^+$. Otra técnica es combinar la urea con otros compuestos como aldehídos y sulfuros o usar urea en fertilizantes foliares (Prasad, 1998). Otro mecanismo es reducir la cantidad de urea en la orina del animal en función de la dieta suministrada (Russelle, 1996; Soren *et al.,* 1998). En caso de fertilización con purines o estiércol animal líquido es recomendable la aplicación por

inyección u otro método para introducir el fertilizante dentro del suelo con la finalidad de reducir la emisión de gases (Thompson *et al.,* 1987; Misselbrook *et al.,* 2002; Huijsmans *et al.,* 2003; Rodhe *et al.,* 2004), dilución de los estiércoles, separación por tipo de estiércol, aplicación de agua después de la distribución, aplicación del material orgánico en la época apropiada (estación, día y tiempo) de acuerdo con Webb *et al.* (2005b). Reducir el tiempo de pastoreo y por tanto las excreciones (Russelle, 1996). Remoción de excretas en otoño desde la pradera (Russelle, 1996). Suplementar a los animales con ácido adípico al 1 % para reducir el pH de la orina y por lo tanto la emisión de $NH_3$ (van Kempen, 2001).

### 2.12.2 Óxidos de N (nitrificación y desnitrificación)

El óxido nitroso ($N_2O$) como el óxido de nitrógeno (NO) son gases con efectos sobre la calidad del ambiente, ya que tienen un largo tiempo de residencia en la atmósfera. En este documento, sólo se discuten aspectos sobre el $N_2O$ desde la pradera y se omiten gases como NO y $NO_x$, ya que no fueron determinados en el estudio. Las emisiones de $N_2O$ en praderas es variable (Tabla 6), ya que depende de las condiciones de aireación del suelo, del nivel de compactación, es decir de el manejo de la pradera. Este gas es producido principalmente por desnitrificación.

El proceso de desnitrificación es afectado por diferentes factores como: aireación y contenido de agua en el suelo, temperatura, pH, contenido de C orgánico disponible, tipo de plantas, cantidad de orina excretada y concentración de N, fertilizante aplicado y del pastoreo animal (nivel de compactación del suelo y volumen de excreción) de acuerdo con van Groenigen *et al.* (2005). En la desnitrificación se consume N, lo que es considerado perjudicial para la agricultura, ya que el N disponible para las plantas es perdido desde el suelo como gas, debido a la reducción de $NO_3^-$.

### 2.12.3 Lixiviación de N en sistemas bajo pastoreo

El nitrógeno en la pradera pastoreada puede ser perdido inorgánicamente en forma de nitrato, y amonio (Heathwait *et al.,* 1993; Jarvis, 2007; Alfaro *et al.,* 2007) y como N-orgánico (Jarvis,

2002). En esta sección primero se detallan las pérdidas de N por lixiviación de las formas inorgánicas y luego se cuantifican la magnitud de las pérdidas de N-orgánico en praderas templadas de Chile y otros países.

### 2.12.3.1 Lixiviación de N inorgánico en la pradera

En la Tabla 7 se observa que las mayores pérdidas de N por lixiviación en la pradera ocurren como $NO_3^-$ y que éstas pueden alcanzar el orden de los 50 kg $ha^{-1}$, lo cual es muy significativo desde los puntos de vista económico y ambiental. La lixiviación de N es el proceso a través del cual las diferentes formas nitrogenadas, orgánicas e inorgánicas aplicadas artificialmente o existentes en el suelo, son movilizadas más allá de la zona de las raíces de las plantas, por efecto del movimiento de percolación de las aguas (tanto por flujo de masa como por difusión), el que sería en gran medida el responsable, de las pérdidas de N, pero que ciertamente no explican su totalidad (Silva *et al.,* 1987).

En praderas pastoreadas las pérdidas de N por lixiviación son de 18 % del fertilizante nitrogenado aplicado, existiendo diferencias en kg $ha^{-1}$ $año^{-1}$ dependiendo del tipo de pastura (Jarvis, 1993). La lixiviación dependerá además de las formas de N en el suelo y de los cambios en los minerales presentes ($NO_3^-$ + $NH_4^+$). En ese sentido, Goss *et al.* (1998) asociaron la lixiviación de $NO_3^-$ con la estación del año y tipo de cobertura existente, encontrando mayores pérdidas en primavera para cultivos de cobertura y en pradera en otoño e invierno. Ridley *et al.* (2001) plantean que en la pastura perenne se reduce la lixiviación de $NO_3^-$, resultados similares en otros suelos encontraron Anderson *et al.* (1998) y Curtle *et al.* (1998). Otros factores influyentes en la lixiviación son la textura y estructura del suelo (Jarvis *et al.,* 1999), cobertura radical (Nissen *et al.,* 1991), dosis de aplicación y tipo de fertilizante utilizado (Baeza, 2001; Salazar, 2001; Ordóñez, 2003, Mora *et al.,* 2004a; Mora *et al.,* 2007; Alfaro *et al.,* 2007).

Diferentes investigaciones han demostrado que la naturaleza química de los $NO_3^-$, los hacen más susceptibles a la lixiviación, en comparación con el $NH_4^+$. En la pradera el $NH_4^+$ aparece a bajas concentraciones, las cuales son consideradas como trazas y éstas concentraciones

dependen del tipo de fertilizante aplicado y patrón de distribución de los parches de orina y estación del año (Di y Cameron, 2004).

La desnitrificación, el grado de afinidad de los cultivos y la captación microbiana de N, tienden a reducir las concentraciones de $NO_3^-$ de las soluciones del suelo (Bohn *et al.*, 1993) y por lo tanto, una mayor eficiencia de las plantas en la absorción, tendría un efecto en los niveles de N que se pierda por lixiviación.

Resultados encontrados por Di *et al.* (1998) plantean que la lixiviación de $NO_3^-$ es afectada por diferentes condiciones de suelo, manejo y condiciones del medioambiente y las fuentes de fertilización de N aplicada. Múltiples investigaciones han reportado niveles de lixiviación del N en la pradera (Kohn *et al.,* 1997; Di y Cameron, 2000; de Klein, 2001; de Klein y Ledgard, 2001; Monaghan *et al.,* 2002; Smith y Monaghan, 2003; Francis *et al.,* 2003; Cameron y Di, 2004; Houlbrooke *et al.,* 2004), esto permite definir la pradera como un ecosistema sujeto a las pérdidas de N por lixiviación si no se realiza un buen manejo de la misma, incluyendo el pastoreo.

#### 2.12.3.2 Lixiviación de N orgánico en la pradera

Las pérdidas de N-orgánico en la pradera están asociadas a la carga animal utilizada (Hubbard *et al.,* 2003; Alfaro *et al.,* 2007), dosis de fertilizante utilizada (Jarvis, 2002) y tipo de suelo (Alfaro *et al.,* 2007), tipo de fertilizante aplicado (Barkle, 2001) y cantidad de lluvia caída. Por ejemplo Johnes y Burt (1991) en estudios de especiación de N demostraron que la recarga de este nutriente en aguas del río Windrus (tributario del río Thames) fue de un 60 % de nitrato y un 40 % de N orgánico. Estos experimentos sugieren que en las evaluaciones de pérdidas de N ya sea por arrastre o lixiviación se deben considerar las especies de N orgánico en la materia orgánica particulada o N orgánico disuelto. Barkle *et al.* (2001), reportan entre un 10-40 % de N-orgánico recuperado a profundidad en suelos irrigados con efluentes provenientes de sistemas ganaderos, lo que estaría implicando que dichas pérdidas estarían asociadas al tipo de fertilización utilizada.

Hawkins y Scholefield (2000) y Murphy *et al.* (2000) en investigaciones realizadas en el Reino Unido, reportan valores de N-orgánico de hasta un 30 % del total de N perdido por lixiviación, equivalentes a 89-272 kg N $ha^{-1}$ en praderas de alta producción bajo pastoreo, estos suelos tienen altos porcentajes de MO. En sistemas no intensivos (con bajo uso de fertilizantes nitrogenados) estas pérdidas pueden llegar hasta un 50% del total de N perdido debido al movimiento del agua (Jarvis, 2002).

Alfaro *et al.* (2007) en praderas pastoreadas del sur de Chile reportan pérdidas de N-orgánico disuelto de hasta un 50 % del total del N perdido por efecto de la lluvia en suelos de origen volcánico. Estos investigadores encontraron valores similares a los reportados por Jarvis (2002). Alfaro y Salazar (2005) indicaron que las pérdidas de N orgánico en sistemas pratenses de la región sur de Chile en suelos Andisoles podrían alcanzar el 60% del total de N lixiviado, aún en sectores sin aplicación de fertilizante, siendo al parecer una característica intrínseca de los suelos de la zona. Sin embargo, pérdidas por infiltración de N-orgánico en bosques templados del sur de Chile han sido reportados por Oyarzún *et al.* (1998) en un rango de 1,04-2,44 kg N $a^{-1}$, lo que demuestra que la lixiviación de estas especies de N dependen del tipo de cobertura y del sistema de producción utilizado. Valores similares (1,4 kg N $a^{-1}$) en praderas del sur de Chile fueron reportados por Oyarzún y Huber (2003).

**Tabla 6.** Emisiones de $N_2O$ en praderas de diferentes países del mundo.

| Países | Sistemas de producción | Emisiones de $N_2O$ | Referencias |
|---|---|---|---|
| Países Bajos (Holanda) | Praderas | 1,3 % | Koops *et al.* (1997) |
| Países Bajos (Holanda) | Praderas | 0,9 % | |
| Reino Unido | Praderas | 0,86 µg $kg^{-1}$ $ha^{-1}$ | Abbasi y Adams (1998) |
| Reino Unido | Praderas | 4,7 µg $kg^{-1}$ $ha^{-1}$ | |
| Estados Unidos | Varios sistemas de producción | 0,1-1,0 kg $ha^{-1}$ | Burke *et al.* (2002) |
| | Praderas | 0,4-2 kg $ha^{-1}$ | |
| | Praderas irrigadas | 3-6 kg $ha^{-1}$ | |
| Europa | Producción ganadera | 0,9 kg $ha^{-1}$ | Schils e*t al.* (2005) |
| Malasia | Suelos ácidos (Condición aeróbica) | 0,3- 2,28 mg $kg^{-1}$ | Khalil *et al.* (2001) |
| | Condición anaeróbica | < 0,1- 87,1 mg $kg^{-1}$ | |
| Mongolia | Praderas | 0,06-0,21 kg $ha^{-1}$ $a^{1}$ | Wang *et al.* (2005) |
| Francia | Praderas (extensiva) | 1,9- 2,9 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ | Pervanchon *et al.* (2005) |
| | Praderas (intensivo) | 6,6-9,9 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ | |
| | Praderas (extensiva) | 1,4-2,0 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ | |
| | Praderas (intensivo) | 6,2-9,4 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ | |
| Inglaterra-Gales | Praderas | 1-4 kg $ha^{-1}$ | Webb *et al.* (2005a) |
| China | Suelos agrícolas | 9,2-11,7 y 14,4- 248,8 µg $kg^{-1}$ varia con los suelos | Cheng *et al.* (2005) |
| Reino unido, Europa, Australia, Nueva Zelanda, Alemania, etc | Praderas | 1,0-2,0% | van Groenigen *et al.* (2005) |
| Chile | Praderas pastoreadas | 3.11-3.24 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ | Núñez *et al.* (2007a, b) |

**Tabla 7.** Relación pastoreo y pérdida de nitrógeno lixiviado en diferentes pasturas del mundo.

| **Lixiviación** | **Sistema** | **Pérdidas de N kg ha$^{-1}$ a$^{-1}$** | **Referencia** |
|---|---|---|---|
| Nitrato | Pastura | 43-48 | Jarvis (1993) |
| Nitrato | Pastura | 40-50 | Goss *et al.* (1998) |
| Nitrato | Pastura perenne | 16-24* | Ridley *et al.* (2001) |
| Nitrato | Pastura de trébol | 17-28 | Anderson *et al.* (1998) |
| Nitrato | Pastura | 6-34 | Curtle *et al.* (1998) |
| Nitrato | Pastura | 17-29 | Ordoñez (2003) |
| Amonio | Pastura | 1,77-3,68 | Ordoñez (2003) |
| Nitrógeno total | Pastura | 11-29 | Alfaro *et al.* (2005b) |
| Nitrato | Laboratorio | 13-67 | Alfaro *et al.* (2006c) |
| Nitrato + amonio | Sistema de pastoreo | 25-59 | Núñez *et al.* (2007b) |
| Nitrato | Sistema de pastoreo | 17-48 | Núñez *et al.* (2007b) |
| Amonio | Sistema de pastoreo | 8-10 | Núñez *et al.* (2007b) |
| N total | Pradera bajo corte | 90 | Mora *et al.* (2007) |
| Nitrato + amonio | Sistema de pastoreo | 3-70 | Alfaro *et al.* (2007) |

* mg L$^{-1}$

# 3 MATERIALES Y MÉTODOS

## 3.1 Ubicación del experimento

El experimento se realizó en la Estación Experimental Maquehue, perteneciente a la Universidad de La Frontera, ubicado en el Llano Central de la región de La Araucania, comuna de Freire, Provincia de Cautín (38º50´ LS, 72º42´ LO, 70 m.s.n.m.).

## 3.2 Realización del experimento

La fase experimental se inició el 21 de septiembre del 2005 y finalizó el 24 septiembre del 2006. Cuatro estaciones de pastoreo fueron evaluadas (primavera 2005, verano 2005-2006, otoño e invierno 2006). Los experimentos de laboratorio fueron realizados simultáneamente durante el mismo período en los Laboratorios de Suelo-Planta y Praderas del Instituto de Agroindustria, Universidad de La Frontera.

## 3.3 Características edafoclimáticas

### 3.3.1 Suelo

La pradera fue establecida en un Andisol de la Serie Freire, Familia medial, mésica, Typic Placudands (CIREN, 2002). Estos suelos se caracterizan por presentar depósitos de cenizas volcánicas sobre arenas o gravas. Además, presentan topografía casi plana a suave ondulada con pendiente entre 0 a 1 % y altura entre 80 a 100 m.s.n.m. Estos suelos son moderadamente profundos o poco profundos, de textura superficial franco limosa y color pardo oscuro. En profundidad tienen textura franco limosa y color pardo amarillento y poseen un alto contenido de MO (CIREN, 2002). Estos suelos tienen problemas de drenaje y cuando llueve mucho, se produce acumulación de agua en la superficie y una infiltración lenta del agua. El suelo estudiado presentó niveles bajos de fósforo disponible con un promedio de 15 mg $kg^{-1}$, contenido promedio de MO de 117 g $kg^{-1}$, pH promedio de 5,5 y saturación de aluminio de 3,5 %, estos valores denotan la condición ácida de este suelo y otras características se muestran en la Sección 4.1.

### 3.3.2 Clima

El clima predominante en la zona de estudio es mediterráneo frío, con temperatura media anual de 12 °C y máxima media mensual para enero de 24,5 °C y mínima para julio de 4,1 °C. El período libre de heladas es en los meses de enero y febrero. El régimen hídrico se caracteriza por una precipitación anual promedio de 1.328 mm, siendo junio el mes más lluvioso. La estación seca abarca el período comprendido entre los meses de noviembre a marzo (Rouanet, 1983).

Los parámetros metereológicos bajo los cuales se realizó el experimento fueron obtenidos en la Dirección Metereológica Maquehue, Chile (2005-2006), localizada a un (1) kilómetro de distancia del sitio experimental. La medición de la temperatura del suelo se realizó en terreno a 5 cm de profundidad. La mayor temperatura promedio del aire ocurrió en verano (14,6 °C) y la temperatura del suelo fue de 18,2 °C, pero la mayor cantidad de precipitación diaria ocurrió en invierno con 5,6 mm (Tabla 8). El comportamiento mensual de los factores climatológicos bajo los cuales se realizó el experimento se describe en la Tabla 9.

### 3.4 Establecimiento de la pradera

El precultivo fue una pastura de avena (*Hordeum vulgare*) utilizada para la elaboración de ensilaje. El barbecho químico se aplicó en el mes de marzo 2004 con Glifosato en dosis de 2,4 L i.a. $ha^{-1}$ (5 L Roundup $ha^{-1}$) en 100 L agua. La preparación de suelo consideró dos labores con rastra offset los días 20 de marzo y 1 de abril 2004. En estas fechas también se realizó una labor con vibro cultivador y rodon para la compactación final previa a la siembra.

### 3.5 Siembra

La pastura fue establecida el día 8 de mayo del 2004, en dosis de 8,3 kg $ha^{-1}$ de *Lolium perenne* cv. Quartet (ballica, 4n) + 8,3 kg $ha^{-1}$ de *Dactylis glomerata* cv. Starly (pasto ovillo) + 8,3 kg $ha^{-1}$ de *Festuca arundinacea* cv. Mylena (festuca) + 2 kg $ha^{-1}$ de *Trifolium repens* cv. Tribute y 2 kg $ha^{-1}$ de *Trifolium repens* cv Nusiral (trébol blanco). El sistema de siembra fue en línea con máquina cerealera a distancia entre hilera de 17,5 cm. La evaluación de las pérdidas de N fue realizada en el periodo primavera 2005 - invierno 2006 (Anexo 1 a,b,c).

**Tabla 8.** Datos metereológicos por cada estación de pastoreo en todo el periodo experimental.

| Estación | Temperatura aire (°C) | Humedad del aire (%) | Temperatura del suelo a 5 cm (°C) | Humedad del suelo a 0-10 cm (%) | Precipitación diaria (mm) | Velocidad viento (m $s^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Primavera | 11,6 (-2,3– 25,2) | 79 (17-99) | 13,7 (6,8-17,2) | 36 (18 -60) | 4,1 (0,2-31,5) | 1,4 (0,1-15,6) |
| Verano | 14,6 (1,9-35,5) | 78 (38-100) | 18,2 (11,0-21,2) | 34 (8-51) | 2,1 (0,2-15,5) | 1,2 (0,8-12,8) |
| Otoño | 9,6 (-4,1-24,1) | 83 (44-100) | 11,4 (6,2-16,8) | 45 (26-67) | 4,6 (0,2-46,4) | 1,2 (1,3-15,2) |
| Invierno | 8,7 (-4,1-20,7) | 86 (45-100) | 9,7 (7,6-11,2)[a] | 44 (34-80) | 5,6 (0,2-53,1) | 1,4 (1,5-16,2) |

[a]Datos colectados hasta agosto 2006. Valor promedios por estación (fuera de paréntesis) y valores mínimos y máximos (entre paréntesis).

**Tabla 9.** Comportamiento mensual de los factores climatológicos durante el periodo septiembre 2005- Septiembre 2006.

| Periodo | Temperatura promedio (ºC) | | | | Presión a nivel | | Humedad aire | Pluviometría | Evaporación real | Sol | Velocidad viento |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | aire | | | Suelo | Mar | Estación | | | | | |
| | Media | Max | Min | 5 cm | (hPa) | (hPa) | (%) | (mm) | (mm) | Horas | (m $s^{-1}$) |
| Septiembre* | 8,7 | 15,7 | 3,7 | 10,1 | 1022,1 | 1010,3 | 80,1 | 87,5 | 46,4 | 179,4 | 2,22 |
| Octubre* | 10,2 | 16,9 | 4,8 | 12,5 | 1021,2 | 1021,2 | 76,3 | 62,2 | 63,1 | 184,6 | 2,36 |
| Noviembre* | 13,2 | 18,5 | 7,7 | 15,6 | 1017,2 | 1005,9 | 79,8 | 149,8 | 74,7 | 176,9 | 2,56 |
| Diciembre* | 14,1 | 22,1 | 7,7 | 16,7 | 1016,6 | ND | 78,3 | 71,0 | 113,8 | 251,3 | 2,39 |
| Enero** | 15,6 | 29,9 | 1,9 | 17,8 | 1015,0 | 1004,6 | 76,0 | 85,8 | 124,2 | 281,4 | 2,42 |
| Febrero** | 16,5 | 35,9 | 2,3 | 19,0 | 1014,7 | 1003,7 | 75,0 | 44,2 | 132,0 | 240,3 | 2,17 |
| Marzo** | 12,4 | 20,7 | 6,2 | 16,1 | 1017,4 | 1006,1 | 82,0 | 62,2 | 124,9 | 252,8 | 1,92 |
| Abril ** | 10,7 | 18,0 | 5,6 | 12,1 | 1017,7 | 1006,5 | 84,0 | 153,6 | 44,9 | 153,5 | 1,92 |
| Mayo** | 8,5 | 14,4 | 4,5 | 9,9 | 985,7 | 1007,1 | 85,8 | 107,4 | 27,9 | 101,0 | 1,81 |
| Junio ** | 9,8 | 13,3 | 7,3 | 9,6 | 1016,0 | 1004,3 | 88,0 | 311,1 | 28,2 | 52,0 | 2,44 |
| Julio** | 8,5 | 12,3 | 5,6 | 10,0 | 1016,2 | 1005,0 | 87,0 | 215,4 | 238,8 | 79,8 | 2,53 |
| Agosto** | 7,9 | 13,9 | 3,8 | ND | 1017,6 | 1006,1 | 84,0 | 128,0 | 53,6 | 133,9 | 2,39 |
| Septiembre** | 8,6 | 10,4 | 9,4 | ND | 1020,4 | 1009,0 | 84,0 | 128,8 | 54,9 | ND | 2,17 |
| Promedio | 11,13 | 18,6 | 5,4 | 13,6 | 1015,2 | 1005,8 | 81,6 | 123,6 | 86,7 | 173,91 | 2,25 |
| **Total** | | | | | | | | 1607.0 | 1127.4 | | |

*2005, **2006. hPa= hectopascales. ND=No disponible.

### 3.6 Fertilización

#### 3.6.1 Fertilización a la siembra

Aunque el experimento estudiado en el desarrollo de esta Tesis sólo considera primavera – verano 2005 y otoño e invierno 2006, se describe a continuación el manejo y establecimiento de la pradera completo (2004-2006). En el establecimiento de la pradera, se aplicó al surco de siembra en mezcla con la semilla, 230 kg $P_2O_5$ $ha^{-1}$ en la forma de superfosfato triple, sin embargo no fue necesario aplicar fertilizante potásico ($K_2O$), debido al alto contenido de K disponible en el suelo.

#### 3.6.2 Fertilización post siembra

La fertilización nitrogenada postsiembra fue aplicada al voleo (2004), en forma de urea y correspondió a 46 kg de N $ha^{-1}$. Durante el período 2004-2005, la pradera fue fertilizada en diferentes fechas con: 300 kg de urea (46 kg de N $ha^{-1}$) en tres dosis parciales de 100 kg de urea (23 septiembre y 6 de diciembre 2004; y 4 de mayo 2005, respectivamente). Además el día 4 de mayo se fertilizó con 46 kg $P_2O_5$ $ha^{-1}$ en la forma de superfosfato triple + 36 kg de MgO $ha^{-1}$ + 44 kg de $K_2O$ $ha^{-1}$ y 44 kg de S $ha^{-1}$ (los tres aplicados como "sulpomag"). El "sulpomag" es formulado en grado 0-0-22-18 con potasio soluble al 22 % ($K_2O$), magnesio al 18 % (MgO), azufre al 21,5 % (S), cloruro máxima al 2,5 % (Cl) y una humedad máxima de 0,5 %.

Durante el periodo experimental (primavera 2005 a invierno 2006), la pradera fue fertilizada con 230 kg N $ha^{-1}$ como urea, distribuido equitativamente: dos veces en primavera (15 octubre y 15 de noviembre 2005), dos veces en otoño (4 de abril y 8 de mayo del 2006) y una vez en invierno (17 de agosto del 2006). Además, en cada fertilización se aplicó "sulpomag" (sulfato de potasio y magnesio) en dosis de 100 kg $ha^{-1}$, en otoño e invierno súper fosfato triple en dosis de 200 kg $ha^{-1}$cada una y sólo en invierno 1000 kg $ha^{-1}$ de "Magnecal 15" y 500 kg $ha^{-1}$ de "Ferti yeso".

### 3.7 Control de especies no deseadas

El control químico de las especies no deseadas se realizó el 15 de mayo de 2004 con 48,75 g i.a. de Flumetsulam + 500 g i.a. de 2,4 DB Ester Butírico $ha^{-1}$ en 200 L de agua. En los años 2005-2006 el control de especies no deseadas se realizó mediante el pastoreo.

### 3.8 Diseño experimental

Los tratamientos se dispusieron en un diseño de bloques completamente al azar (Figura 7), con tres repeticiones y 5 tratamientos, durante las estaciones primavera 2005, verano 2005-2006 y otoño e invierno 2006. El ensayo se realizó en una superficie de 2.475 $m^2$ por estación, dividido entre 15 parcelas. El área útil total del experimento en el año fue de aproximadamente 1 ha (9.900 $m^2$). El tamaño de las unidades experimentales fue de 165 $m^2$ (11 X 15 m).

**Figura 7.** Diseño experimental

| Bloque/ tratamiento | | | | | | m | Bloque/ tratamiento | | | | | | m |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| B2 O | C | FI | FS | PFI | PFS | 15 | B2 I | PFS | PFI | FI | FS | C | 15 |
| B2 P | FS | FI | PFI | PFS | C | 15 | B2 V | C | FS | PFS | PFI | FI | 15 |
| | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 4 | | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 4 |
| B3 V | FI | FS | PFI | PFS | C | 15 | B1 P | C | PFI | FS | FI | PFS | 15 |
| B3 O | C | FS | PFI | PFS | FI | 15 | B1 I | FS | FI | PFI | PFS | C | 15 |
| | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 4 | | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 4 |
| B3 P | C | PFS | FS | PFI | FI | 15 | B1 O | C | PFI | FS | PFS | FI | 15 |
| B3 I | PFS | FI | PFI | FS | C | 15 | B1 V | PFI | FI | PFS | FS | C | 15 |
| | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 4 | | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 11 m | 4 |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. B1 V = Bloque 1 verano; B1 P = Bloque 1 primavera; B2 V = Bloque 2 verano; B2 P = Bloque 2 primavera; B3 V = Bloque 3 verano; B3 P = Bloque 3 primavera.; B1 O = Bloque 1 otoño; B1 I = Bloque 1 invierno; B2 O = Bloque 2 otoño; B1 I = Bloque 2 invierno; B3 O = Bloque 3 otoño y B1 I = Bloque 3 invierno.

### 3.9 Tratamientos de pastoreo

Los tratamientos utilizados en el estudio se basaron en los criterios de frecuencia e intensidad originando cuatro sistemas de pastoreo. Los tratamientos fueron definidos en base a dos frecuencias (frecuente y poco frecuente) y dos intensidades de pastoreo (intenso y suave) de acuerdo a la siguiente nomenclatura: frecuente-intenso (FI), frecuente suave (FS), poco frecuente intenso (PFI) y poco frecuente suave (PFS) y un tratamiento control sin pastoreo (C). La única diferencia del control con los demás tratamientos fue la ausencia de pastoreo, ya que el pasto fue cortado con máquina podadora de césped y los residuos fueron removidos fuera del área experimental (Tabla 10). La intensidad del pastoreo indica el nivel de residuo que dejan los animales una vez pastoreada la pradera (consumo de forraje) y frecuencia se relaciona con la disponibilidad de forraje y los tiempos de uso (tiempo entre pastoreos).

**Tabla 10.** Criterios de disponibilidad de forraje (MS kg $ha^{-1}$) para el inicio y suspensión del pastoreo por estación/ tratamiento.

| Estación | Disponibilidad de forraje | Tratamiento | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Disponibilidad de forraje (MS kg $ha^{-1}$) | | | | |
| | | C | FI | FS | PFI | PFS |
| Primavera | Pre pastoreo[1] | Sin pastoreo | 2.200 | 2.200 | 2.600 | 2.600 |
| | Post pastoreo[2] | 1.400[a] | 1.200 | 1.600 | 1.200 | 1.600 |
| Verano | Pre pastoreo[1] | Sin pastoreo | 2.000 | 2.000 | 2.400 | 2.400 |
| | Post pastoreo[2] | 1.400[a] | 1.200 | 1.600 | 1.200 | 1.600 |
| Otoño | Pre pastoreo[1] | Sin pastoreo | 1.500 | 1.500 | 1.800 | 1.800 |
| | Post pastoreo[2] | 1.150[a] | 1.000 | 1.300 | 1.000 | 1.300 |
| Invierno | Pre pastoreo[1] | Sin pastoreo | 1.500 | 1.500 | 1.800 | 1.800 |
| | Post pastoreo[2] | 1.150[a] | 1.000 | 1.300 | 1.000 | 1.300 |

[1]Disponibilidad antes del pastoreo; [2]Residuo post pastoreo; C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

[a]Pasto removido por corte con máquina.

El pastoreo fue realizado con vacas secas Holsteins Friesian con un peso promedio de 400 kg durante las cuatro estaciones, las cuales fueron seleccionadas del rebaño lechero de la Estación

Experimental Maquehue (Anexo 1a). Los animales fueron introducidos en grupos de seis a las unidades experimentales de acuerdo a la disponibilidad de MS de cada tratamiento, entregando al ganado una oferta de forraje acorde a los requerimientos de los animales. Durante los pastoreos las vacas secas tuvieron acceso permanente al agua de bebida. Los animales en los tratamientos bajo pastoreo fueron manejados mediante cerco eléctrico marca Gallager Power Fence (Anexo 1a, Foto 3).

### 3.9.1 Animales en pastoreo y manejo

En la fase pre-experimental de cada estación, la pastura fue pastoreada, de acuerdo con la curva de crecimiento con vacas secas Holsteins Friesian (Anexo 1a), con el objetivo de estandarizar el residuo inicial de cada estación y promover un crecimiento homogéneo de la pastura, lo que se denominó "pastoreo uniforme". Antes de cada pastoreo efectivo, las vacas fueron trasladadas fuera de las unidades experimentales y conducidas a las parcelas experimentales (3 repeticiones) al momento de iniciar cada pastoreo.

## 3.10 Muestreo de suelo, fecas y orina

### 3.10.1 Muestreo de suelo

Antes y después de cada pastoreo (2 a 3 días) se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 10 cm. En cada unidad experimental (UE) se tomaron 4 muestras al azar, las cuales fueron homogenizadas y tamizadas. Para análisis de carbono biomásico (CB), nitrógeno biomásico (NB), actividad ureasa (AU) y N disponible. Las muestras fueron conservadas a 4 °C hasta su análisis. Para los análisis químicos del suelo, las muestras fueron secadas al aire y analizadas según las metodologías descritas en Sadzawka *et al.* (2000). El tamaño de muestra (*n*) durante el periodo de muestreo fue de 72 en C, 78 en FI, 90 en FS, 60 en PFI y 66 en PFS, el número de muestras varió con relación a las estaciones y con la frecuencia de pastoreo (entradas y salidas de los animales).

### 3.10.2 Muestreo de orina y fecas

Durante cada pastoreo se tomó tres muestras de orina de 150 mL directamente de 6 vacas

secas en cada unidad experimental, las cuales fueron posteriormente homogenizadas. Durante cada pastoreo, el personal de campo del Proyecto FIA observó los animales y al momento de la orinación se colocó un envase de plástico debajo de la vulva del animal para la colecta. En las mismas unidades experimentales se colectaron las fecas. Muestras de 200 g de fecas recién depositadas por los animales fueron colectadas por parcela, previa homogenización. Solamente se colectó muestras de fecas que no fueran contaminadas con orina y el muestreo se hizo en al menos seis fecas (bostas) diferentes. Las muestras de orina y fecas fueron homogenizadas y almacenadas a 4 °C para su posterior análisis.

### 3.11 Determinaciones de N

#### 3.11.1 Muestreo de amoniaco ($NH_3$) en campo y medición en laboratorio

El $NH_3$ volatilizado en los diferentes tratamientos fue muestreado en terreno en cámaras estáticas de PVC herméticas (Anexo 1b) de acuerdo a la metodología propuesta por Saggar *et al.* (2004b). La cámara tuvo una dimensión de 250 mm de ∅ y 210 mm de altura incrustada en una pieza de PVC del mismo diámetro, con tapa para cierre hermético de 250 ∅. Sobre la superficie de la cámara se colocó un sistema de llaves y mangueras con cierre hermético para la extracción de la muestra con jeringas de polipropileno de 60 ml.

Se colocaron tres cámaras por tratamiento, alineadas al centro de cada unidad experimental (45 cámaras por estación de pastoreo), a una distancia de 4 metros entre sí y 1,5 metros de los bordes, a una profundidad de 110 mm antes y después de cada pastoreo (siempre en el mismo sitio durante cada estación de pastoreo). El número de muestreos varió con el número de pastoreos y estaciones (26 en primavera, 19 en verano, 22 en otoño y 15 en invierno), representando un 22 % del número de días del año muestreado. En cada muestreo se tomó muestras de aire en todos los tratamientos y repeticiones.

Dado que estas cámaras son pequeñas, se realizaron pruebas de muestreos preliminares, las cuales indicaron que no se alcanzó la máxima saturación con $NH_3$ en la mezcla gaseosa y que el muestreo fue representativo, ya que previo a la extracción del aire, éste fue mezclado,

bombeado e inyectado el aire de la misma jeringa varias veces. De acuerdo con resultados previos de informados por Bussink (1992), las cámaras fueron cerradas a las 12 del medio día y las muestras de aire fueron tomadas a las 4:30 P.M., basado en varios ensayos realizados en primavera y otoño, donde se evaluó la cinética del gas entre las 7:00 A.M. a 9:00 P.M., resultando las mayores emisiones durante dicho horario (Figuras 8 y 9).

El muestreo de gases se realizó antes y después de cada pastoreo. Las muestras de aire se inyectaron en un tubo venoject de 10 ml que contenían una solución 0.005 M de $H_2SO_4$. La muestra fue agitada por unos 30 segundos y trasladada al laboratorio para su determinación. Se analizó $NH_4^+$ en solución ácida por el método de producción indofenol (Searle, 1984) y medido espectrofotométricamente.

La concentración de $NH_3$ volatilizado (CAV) fue determinado de acuerdo a:

$CAV = V(C_{4,5}-C_0)/(t*A)$

V ($m^3$) = volumen de la cámara; C ($\mu g\ m^{-3}$) = concentración de $NH_3$ volatilizado al tiempo 4,5 y 0 horas; t (s) = tiempo; A ($m^2$) = área de la cámara.

Las emisiones acumuladas por estación se determinaron, con la sumatoria (**Σ**) total de las emisiones del número de días evaluados, dividido por el número de días. La emisión media por estación se multiplicó por el número de días estación (90) para la producción total/ estación (kg $ha^{-1}$) y la emisión anual (kg $ha^{-1}$ $año^{-1}$) se determinó con la sumatoria de las cuatro estaciones.

### 3.11.2 Nitrógeno lixiviado desde el suelo

El N lixiviado desde el suelo como $N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$ fue determinado utilizando un mini lisímetro (Baeza, 2001; Salazar, 2001; Ordoñez, 2003) modificado (Figura 10). Cada lisímetro consistió en un cilindro de PVC de 7,5 cm de diámetro y 55 cm de longitud. Este cilindro es cortado en dos piezas una de 45 cm y otra de 10 cm a la cual se le adhiere una tapa sanitaria

para impedir el escape de la solución y se perfora con el objetivo de pasar una goma de silicona la cual sube hasta la superficie y así poder obtener la muestra (Anexo 1c).

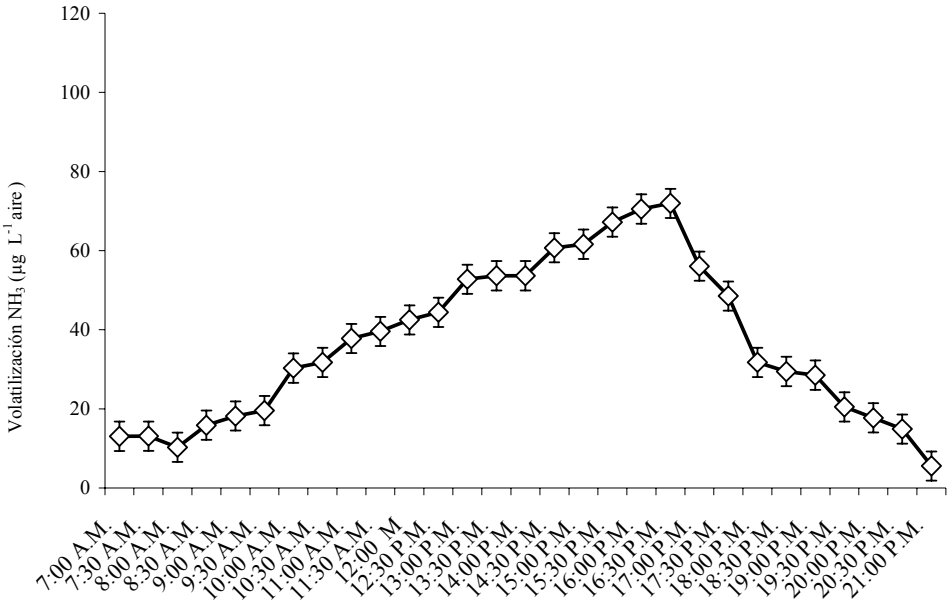


**Figura 8**. Evolución de la concentración de $NH_3$ emitido desde parcelas pastoreadas el 30 de septiembre 2005 durante el periodo 7:00 A.M y 21:00 P.M.

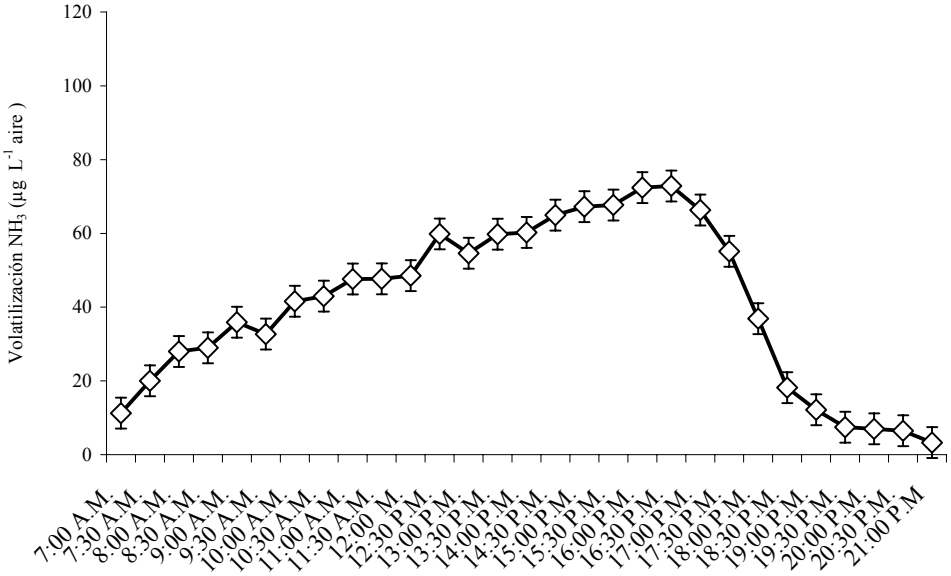


**Figura 9**. Evolución de la concentración de $NH_3$ emitido desde parcelas pastoreadas el 10 de enero 2006 durante el periodo 7:00 A.M y 21:00 P.M.

En cada unidad experimental se instaló un lisímetro (15/estación) y cada 14 días se colectaban las muestras. El N lixiviado correspondió a $N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$ el cual fue determinado por destilación de acuerdo a la compilación descrita por Sadzawka *et al. (*2000). Las pérdidas de N lixiviado se determinaron como el producto de las concentraciones de N inorgánico y el volumen lixiviado en cada lisímetro (considera el área de lisímetro).

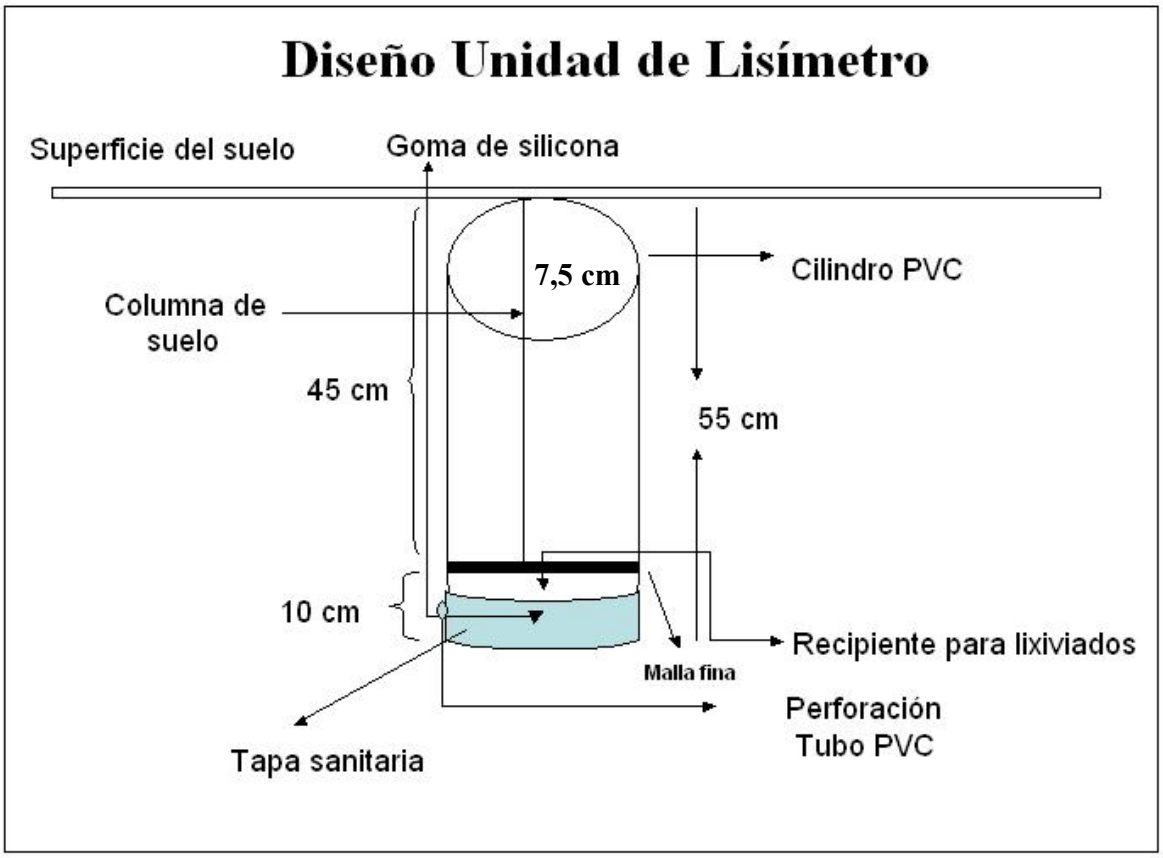


**Figura 10**. Diseño unidad de lisímetro.

### 3.11.3 Nitrógeno inorgánico en el suelo

El N disponible del suelo en forma de $N\text{-}NH_4^+$ y $N\text{-}NO_3^-$ fue determinado por extracción y destilación con KCl (2M) descrito por Sadzawka *et al.*(2000). A las muestras de suelo se le determinó el pH el mismo día de ser colectadas, así como el porcentaje de humedad. La

concentración de N disponible en el suelo fue determinada mediante la siguiente fórmula Sadzawka *et al.*(2000):

N (mg / kg) = (a-b) x M x 1.400.000) /A x s) x fh

Donde:

a = ml de $H_2SO_4$ gastados em titular la muestra.

b = ml de $H_2SO_4$ gastados em titular el blanco.

M = molaridad de $H_2SO_4$.

A = ml de alícuota de extracto.

S = peso en g del suelo seco al aire.

Fh = factor de corrección por humedad.

El contenido de N en kg $ha^{-1}$ fue determinado considerando la concentración de N disponible en el suelo (mg $kg^{-1}$, la densidad promedio del suelo (0,692 $g/cm^3$) de acuerdo al CIREN (2002), profundidad de muestreo (10 cm) y el área (10.000 $m^2$)). Las cantidades de $N\text{-}NH_4^+$ y $N\text{-}NO_3^-$ fueron sumadas para la obtención de la cantidad de ND por estación y año.

### 3.11.4 Nitrógeno total en el suelo

El N total en el suelo fue determinado por digestión Kjeldahl de acuerdo al método descrito por Sadzawka *et al.* (2001). Las concentraciones de N fueron expresadas en porcentajes (%) y luego se expresaron en g N $kg^{-1}$ suelo.

### 3.11.5 Nitrógeno en fecas y orina de origen bovino

El N total hidrolizable en fecas se determinó por el método de destilación con NaOH y digestión Kjeldahl con $H_2SO_4$ y mezcla catalizadora de $K_2SO_4$ (Stevenson, 1982). La concentración de N total inorgánico en fecas fue determinado por extracción con KCl y

destilación de acuerdo al método descrito por Sadzawka *et al.* (2001). El N total en orina fue determinado por digestión Kjeldahl de acuerdo al método descrito por Sadzawka *et al.* (2001). El total disponible ($NH_4^+$ y $NO_3^-$) presente en la orina se determinó por extracción-destilación (Stevenson, 1982). A las muestras de orina y fecas se le determinó el pH el mismo día de ser colectadas. El N reciclado durante la estación fue determinado en base al tiempo de pastoreo, a los turnos de pastoreos por UE, tamaño de la UE, concentración de N en fecas y orina, frecuencia y volumen de deposición. La frecuencia y volumen de fecas y orina fue determinado en mediciones separadas (24 horas cada evento en primavera y otoño), donde se utilizó tres vacas con un peso aproximado de 450 kg cada una. En estos experimentos se determinó una frecuencia de 10,5 orinas día/animal con un volumen promedio de 1,9 L por evento y 19,95 L en 24 horas. En las fecas se determinó una frecuencia de 9,67 fecas día/animal con un peso promedio de 1,88 kg por evento y 18,18 kg en 24 horas. Con estos resultados se determinó el N animal reciclado en la pradera, incluyendo además las concentraciones de N en orina y fecas, el tiempo de pastoreo, número de animales, área, número de eventos por pastoreo

La extracción de N en producción animal, fue calculada considerando la producción total de pasto (menos el N reciclado por las plantas y un 75 % de eficiencia) y un 43 % de eficiencia de utilización por los animales de acuerdo al % PC presente en el forraje verde en cada tratamiento, de acuerdo con Jarvis (1993).

### 3.11.6 Nitrógeno reciclado por las plantas

El N reciclado en plantas fue estimado considerando un 100 del N absorbido por las plantas menos la eficiencia de utilización del forraje por los animales. Se utilizó cerco eléctrico y por esto se aplicó una eficiencia del 75 %. El N reciclado por esta vía fue sumado al N reciclado vía fecas y orina (100 % N reciclado) y se expresó en kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$.

### 3.11.7 Estimación del N fijado en la pradera

El N fijado en la pradera permanente se calculó de acuerdo a Ledgard *et al.* (2001) en función del porcentaje de trébol (*Trifolium repens*) y cantidad de N aplicado.

### 3.11.8 Depositación húmeda de N

El muestreo se realizó utilizando tres embases de plástico con capacidad de 300 mL cada uno fueron colocados por unidad experimental durante cada estación. Después de la ocurrencia de cada precipitación (1 día después), las muestras fueron tomadas, determinado su volumen y transportadas al laboratorio para su almacenamiento a 4 °C y posterior análisis.

La precipitación de N se calculó por la cantidad de N presente en muestras de lluvia recolectadas en campo y determinado como $N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$ por el método de extracción y destilación descrito por Sadzawka *et al.* (2000). La variabilidad encontrada en la cantidad de N (precipitación húmeda) entre los diferentes bloques y estaciones durante el año se deben a error experimental, ya que las muestras fueron colectadas, manejadas y analizadas similarmente.

### 3.11.9 Estimación de la emisión de óxido nitroso ($N_2O$)

El $N_2O$ emitido desde el suelo fue calculado en base a tres fuentes de emisión: fertilizante, orina y fecas (N reciclado). En la estimación se aplicaron tres factores (£) en %, los cuales se multiplicaron por la cantidad de N presente en las fuentes. Los factores utilizados fueron 1,25 en fertilizante, 0,4 en orina y 0,5 en fecas (IPCC, 1997; NGGIC, 2005; Phillips *et al.,* 2007). El procedimiento utilizó la cantidad de N aplicado como urea y el N animal reciclado vía orinas y fecas, todos los valores en kg $ha^{-1}$ por estación y año. El producto de los factores mencionados por las cantidades de N que entraron al sistema, correspondió a la emisión de $N_2O$.

### 3.11.10 Parámetros bioquímicos del suelo

#### 3.11.10.1 Actividad ureasa (AU)

La actividad ureasa se determinó utilizando urea como sustrato e incubada a 37 °C por dos horas (Gil-Sotres *et al.*, 1992). El N-$NH_4^+$ liberado fue medido usando un electrodo ion selectivo.

#### 3.11.10.2 Nitrógeno biomásico (NB) y carbono biomásico (CB)

El NB y CB se determinó por el método de fumigación-extracción (Vance *et al.,* 1987). El N de las muestras fue determinado por el N reactivo a ninhidrina, por la técnica de colorimetría de Joergensen y Brookes (1990) a una absorbancia de 570 nm. Las lecturas se compararon con la línea patrón preparada en idénticas condiciones (Joergensen, 1995). El CB se determinó usando los mismos extractos y se leyó por espectrofotometría a 600 nm por el método de colorimetría mediante la oxidación de las muestras con dicromato de acuerdo a Sadzawka *et al.* (2000). Los resultados de NB y CB corresponden a la diferencia entre el suelo fumigado y no fumigado.

### 3.11.11 Balance de N

La metodología incluyó un balance de N de suelo donde se consideró un sistema cerrado, con entradas y salidas de animales basado en los sistemas utilizados e el Reino Unido. Mediante el cálculo y determinación de las diferentes entradas y salidas de N del sistema de producción se realizó un balance de entradas y salidas. Se consideró como entradas de N (precipitación de N o depositación húmeda ($NH_4^+$ + $NO_3^-$), fertilizante aplicado, fijación de $N_2$ (FBN), reciclaje de nutrientes (animal y plantas) y dentro de las salidas (N lixiviado como $NH_4^+$ + $NO_3^-$, el N volatilizado como $NH_3$, emisión de $N_2O$ desde el suelo en base a fertilizante, orina y fecas, y la extracción de N por las plantas). En el balance no se incluyeron las pérdidas de N orgánico, ya sea por arrastre o lixiviación. El balance anual y estacional de N se calculó por diferencias entre la **Σ** entradas de N y la **Σ** salidas de N del sistema de producción.

### 3.11.12 Eficiencia en el uso de N

La eficiencia en la utilización del N en el sistema de producción fue calculada en función de la absorción de las plantas y las entradas totales de N al sistema y la aplicación de fertilizantes.

Se calcularon dos tipos de eficiencias:

1. Eficiencia de recuperación de N (ER):

a) ER (%) entradas N = (N extraído por las plantas/total entradas de N) x 100

b) ER (%) del fertilizante = (N extraído por las plantas/ N aplicado) x 100

2. Eficiencia agronómica del uso del N (EUN):

a) EUA entradas N (kg MS/kg N) = kg MS producidos / kg N total en el sistema)

b) EUA entradas N (kg MS/kg N) = kg MS producidos / kg N aplicados)

## 3.12 Producción de la pradera

El rendimiento de la pradera fue determinado en forma directa midiendo la cantidad de materia seca en anillos de metal con un área de 0,1132 $m^2$. Entre 4-6 muestras de forraje por unidad experimental en pre y post pastoreo eran tomadas por estación. Las muestras eran tomadas a ras del suelo y se cortaron con una esquiladora portátil. Cada muestra fue pesada en verde y a partir de esta se separó una submuestra representativa por cada parcela, que fue pesada y secada en un horno de ventilación forzada por 48 horas a 65 °C de acuerdo a la metodología descrita por Mora (2000) y Mora *et al.* (2006). El contenido de materia seca (MS) se calculó por diferencia de peso. Esta medición se realizó previo al ingreso de los animales a pastoreo y al material residual dejado por estos en post utilización. El rendimiento de la estación correspondió a la sumatoria de los rendimientos por pastoreos logrados, incluyendo el pastoreo uniforme. Las producciones de cada pastoreo fueron obtenidas al sustraer a las disponibilidades de cada tratamiento antes del pastoreo (o del corte en el caso del control) el residuo del pastoreo anterior. El rendimiento por pastoreo individual fue determinado restando a la disponibilidad de MS en pre pastoreo el residuo dejado por los animales. Los resultados fueron expresados en ton MS $ha^{-1}$ y en kg MS $ha^{-1}$. El control de animales al pastoreo (entradas y salidas) se realizó utilizando el "rising plate meter" de acuerdo con Castle (1976) y

los resultados fueron expresados en kg MS $ha^{-1}$. Obteniendo en forma indirecta la disponibilidad de forraje, así como de residuos asignado a cada tratamiento, previo a cada pastoreo y post pastoreo. Para estimar dichas disponibilidades fue necesario calibrar el plato por estación, lo cual fue realizado por el proyecto FIA en Temuco.

Otros parámetros de la pradera determinados fueron la composición botánica de la pastura por unidad experimental, usando el material colectado previo a cada pastoreo. Se tomaron tres muestras de 0,1132 $m^2$ cortadas al ras del suelo con una esquiladora portátil, que fueron separadas manualmente y posteriormente secadas en horno, para expresar su contribución individual en base a peso seco.

### 3.13 Análisis bromatológico del forraje

Antes de cada pastoreo por UE se realizó un muestreó del forraje ofrecido a los animales, para esto se tomó entre 6-8 submuestras por UE, las cuales eran cortadas a la altura residual de cada tratamiento con el objetivo de simular la altura de pastoreo de los animales. Las muestras eran homogenizadas y se obtuvo una muestra por repetición y tres muestras por tratamiento por estación. El material fue secado en un horno de ventilación forzada por 48 horas a 65 °C y molido para el análisis bromatológico. Las muestras fueron analizadas en el laboratorio de Análisis de Suelo y Planta del Instituto de Agroindustria de la Universidad de la Frontera. Se determinó el porcentaje de proteína cruda (PC), energía metabolizable (EM), fibra detergente ácida (FDA) y fibra detergente neutra (FDN) descritos en Sadzawcka *et al.* (2001), Hiriart (1994) y Goering y Van Soest (1972).

#### 3.13.1 Proteína Cruda (%)

Se utilizó el método de Micro Kjeldahl, el cual permite obtener el porcentaje de nitrógeno total de la muestra, y en base al factor de conversión 6,25 se convierte a porcentaje de proteína cruda (Hiriart, 1994).

### 3.13.2 Energía Metabolizable (Mcal/kg)

Se expresó aplicando una ecuación de regresión lineal usando para ello el valor de la fibra detergente ácida.

### 3.13.3 Fibra Detergente Ácida (%)

Estos valores se obtuvieron mediante el método de Goering y Van Soest (1972), que se basa en el análisis realizado mediante la extracción con detergente ácido que aísla la celulosa, lignina, cutina, minerales insolubles, y otros componentes indigeribles, mediante la solubilización de la hemicelulosa y la proteína de la pared celular.

### 3.13.4 Fibra Detergente Neutra (%)

Estos valores se obtuvieron mediante el método de Goering y Van Soest (1972), que se basa en la capacidad de los detergentes para solubilizar proteínas y evitar así su interferencia en el aislamiento de la fibra. El análisis se realizó mediante la extracción con detergente neutro que determina la fibra insoluble o total. Este residuo contiene los principales componentes de la pared celular (celulosa, hemicelulosa y lignina), así como proteína y nitrógeno fijado en la pared celular.

## 3.14 Cobertura

La cobertura fue determinada por el método del "point-quadrat" modificado (Daget y Poissonet, 1972). La metodología del "point-quadrat" o doble metro consiste en disponer sobre el suelo una regla de 100 cm de longitud. A lo largo de esta regla se realizan observaciones cada 4 cm, de modo de obtener 25 observaciones. Se realizaron tres repeticiones por unidad experimental en cada tratamiento al inicio y al término de cada estación.

Las observaciones se realizan haciendo descender verticalmente una aguja metálica en los puntos indicados, determinando el número de veces que cada especie que compone la pradera

está presente (determinando las especies presentes, suelo o material senescente). Los puntos tocados por la aguja se consideraron como la frecuencia (%) de cada especie u observación registrada. Estas frecuencias fueron utilizadas para el análisis estadístico de los datos. La sumatoria del número de veces en que la aguja tocó las especies, suelo o material senescente fueron expresados en porcentaje de acuerdo al número total de observaciones realizadas.

### 3.15 Análisis de datos

Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente, a través de un "software" estadístico JPM y los resultados que presentaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) fueron analizados mediante la Prueba de Comparación Múltiple de Tukey, a un nivel de 5 %. Además se realizó un análisis de correlación (r de Pearson), utilizando el "software" estadístico SPS versión 13. El análisis estadístico se realizó por estaciones separadas de pastoreo, basado en el diseño de bloques completamente al azar y en todos los casos se comparan los tratamientos por estación.

# 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

## 4.1 Parámetros químicos del suelo

### 4.1.1 Parámetros químicos del suelo al inicio del 2004 y final del experimento (2006)

Los promedios de los parámetros químicos del suelo (Tabla 11) no presentan variaciones significativas entre los tratamientos. Sin embargo, los tratamientos pastoreados muestran mejor fertilidad en término de microelementos. Los resultados mostrados (Tabla 11), se encuentran en los rangos descritos en suelos Andisoles del sur de Chile (Mora *et al.* 2004b; Mora *et al.,* 2006; Mora *et al.,* 2007) y el rango mostrado para la Serie Freire (CIREN, 2002).

Al comparar los valores iniciales de los diferentes parámetros químicos del suelo con los resultados obtenidos al final del 2006, se demostró que los tratamientos pastoreados mejoraron los contenidos de K, N total y Mg, además se produjo una estabilidad en los contenidos de los demás nutrientes analizados, demostrando con esto un efecto del pastoreo en la calidad nutritiva del suelo (Tabla 11).

En el suelo el rango de P fluctuó entre 14-16 mg $kg^{-1}$ para los distintos tratamientos y estaciones muestreadas, similares a los informados por Mora *et al.* (2006) para praderas de esta condición y manejo. En todos los casos fue menor al óptimo biológico de 25 mg $kg^{-1}$ establecidos para la producción vegetal. Borie y Rubio (2003) señala valores para praderas naturalizadas de 3-41 mg $kg^{-1}$ P-Olsen y un promedio de 10 mg P $kg^{-1}$. En Ultisoles, Redel *et al.* (2007), informan valores de 20 mg P $kg^{-1}$ a una profundidad de 0-10 cm en suelos cultivados con cero labranza y Borie *et al.* (2006) reportó entre 17-24 mg P $kg^{-1}$ en suelos Ultisoles manejados similarmente.

El K se encontró, de acuerdo a los estándares del Laboratorio de Suelo y Planta de la Universidad de La Frontera, en niveles óptimos en todos los tratamientos, ya que la pradera fue fertilizada con este macronutriente. El Ca y Mg fueron superiores en los tratamientos pastoreados, encontrándose diferencias estadísticas sólo en el Ca en el tratamiento control, debido a que no hay aporte de fecas. Los resultados en general indican que los tratamientos pastoreados estarían recibiendo un mayor aporte de nutrientes vía fecas y orina, así lo

demuestran la suma de bases de estos tratamientos en comparación con el control, en ese aspecto Haynes y Williams (1993; 1992) plantean que en el pastoreo se produce un aporte de nutrientes vía orina como (N y K) y fecas (N, P, Ca, Mg) depositada por los animales. La orina y fecas de los animales bovinos es una fuente de nutrientes para el suelo, incluyendo el N (McGechan y Topp, 2004).

**Tabla 11.** Parámetros químicos del suelo Maquehue a una profundidad de 10 cm durante el período 2004-2006. Valores promedios (fuera de paréntesis) y error estándar (dentro paréntesis).

| | **Valores iniciales 2004** | **Tratamiento[1]** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| P (mg $kg^{-1}$) | 16 (0,68) | 15, 8a (0,63) | 14,8a (1,11) | 14,5a (0,96) | 14,5a (1,19) | 15,5a (0,29) |
| K (mg $kg^{-1}$) | 250 (36,42) | 355a (21,24) | 352a (65,53) | 372a (97,31) | 247b (46,87) | 229c (22,49) |
| pH | 5,5 (0,07) | 5,5a (0,06) | 5,6a (0,09) | 5,5a (0,06) | 5,5a (0,05) | 5,5a (0,07) |
| MO (g $kg^{-1}$) | 120 (0,72) | 132a (0,75) | 117a (0,75) | 113a (1,65) | 114a (0,87) | 111a (0,65) |
| N total (g $kg^{-1}$) | 5,1 (0,18) | 5,3a (0,13) | 5,2a (0,16) | 5,4a (0,16) | 5,3a (0,09) | 5,3a (0,31) |
| CO (g $kg^{-1}$) | 69,6 (2,11) | 76,6a (3,11) | 67,7a (2,54) | 68,1a (2,42) | 65,9a (2,90) | 64,7a (0,67) |
| K ($cmol_+$ $kg^{-1}$) | 0,6 (0,09) | 0,9a (0,06) | 0,9a (0,17) | 0,9a (0,25) | 0,6b (0,12) | 0,6b (0,06) |
| Na (cmol+ $kg^{-1}$) | 0,3 (0,01) | 0,1a (0,01) | 0,1a (0,01) | 0,1a (0,01) | 0,1a (0,01) | 0,1a (0,02) |
| Ca (cmol+ $kg^{-1}$) | 7,0 (0,29) | 5,7b (0,18) | 7,2a (0,22) | 6,8a (0,49) | 7,8a (0,21) | 7,7a (0,46) |
| Mg (cmol+ $kg^{-1}$) | 1,4 (0,11) | 1,6a (0,14) | 1,8a (0,12) | 1,7a (0,08) | 2,0a (0,13) | 1,8a (0,08) |
| Al (cmol+ $kg^{-1}$) | 0,2 (0,06) | 0,3a (0,06) | 0,3a (0,07) | 0,4a (0,05) | 0,4a (0,03) | 0,5a (0,06) |
| ∑Bases (cmol+ $kg^{-}$) | 9,3 (0,42) | 8,4b (0,34) | 10,1a (0,42) | 9,6a (0,66) | 10,5a (0,41) | 10,2a (0,51) |
| CICE ($cmol_+$ /$kg^{-1}$) | 9,5 (0,41) | 8,6b (0,33) | 10,4a (0,44) | 10,0a (0,64) | 10,9a (0,39) | 10,6a (0,47) |
| Saturación Al (%) | 2,3 (0,64) | 2,8b (0,59) | 3,3ab (0,66) | 3,8a (0,71) | 3,4ab (0,37) | 4,3a (0,67) |

[1]Valores 2006; C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. MO = materia orgánica; CO = carbono orgánico; CICE = capacidad de intercambio catiónico efectiva; Diferentes letras entre una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

El pH promedio del suelo fue muy similar entre tratamientos durante el año en un rango de 5,5-5,7, una saturación de Al baja en todos los tratamientos en un rango de 2,8-4,3, esto es atribuido

al encalado del suelo realizado antes de la siembra de la pradera y durante el desarrollo del experimento.

El contenido de N total y C orgánico total promedio anual se mantiene (Tabla 11), sin embargo, entre las estaciones, se produjeron ligeros cambios (Ver sección 4.3.2). Los valores de N total estuvieron en el rango de 5,2-5,3 g $kg^{-1}$, estos valores coinciden con lo reportado en suelos Andisoles (Borie *et al.,* 2002; Zagal y Córdova, 2005). Los valores de C total determinados (64-77 g $kg^{-1}$) son superiores a los reportados por Zagal y Córdova (2005) en un rango de 43-51 g $kg^{-1}$ en suelo Andisol con diferentes rotaciones de cultivos incluyendo trébol, alfalfa y ballica, lo que estaría indicando que los ecosistemas pratenses tienen un mayor aporte de MO al suelo.

### 4.2 Épocas de pastoreo y cobertura vegetal

El número de pastoreos por tratamientos, así como el número de cortes en el control varió de acuerdo a la estación siendo superior en la estación de primavera, reduciéndose en otoño, invierno y verano (Tabla 12 y 13). El mayor número de pastoreos se realizó en los tratamientos frecuentes FI (10) y FS (11), sin embargo en los tratamientos menos frecuentes (PFI y PFS) este número se reduce a 7 en PFI y 8 en PFS. Los tratamientos intensos involucran una mayor estadía de los animales en pastoreo con un tiempo acumulado de pastoreo de 26-30 horas (Tabla 12), mayor aporte de N vía fecas y orina (Tablas 19 y 20). Aunque en el caso de PFI presenta un número menor de pastoreos al año de 7 en comparación con FI y turnos entre pastoreos relativamente largos de 52 días al año en comparación al FI (Tabla 13).

**Tabla 12.** Número de pastoreos y tiempo acumulado de los eventos. Error estándar (valores dentro de paréntesis).

| Tratamientos | N° de pastoreos | N° días promedios entre pastoreos | Tiempo acumulado de pastoreo (h) |
|---|---|---|---|
| FI | 10 | 37 | 26,7 (0,12) |
| FS | 11 | 33 | 24,6 (0,14) |
| PFI | 7 | 52 | 29,4 (0,10) |
| PFS | 8 | 46 | 20,2 (0,09) |

FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

El tiempo de pastoreo varió con las estaciones y tratamiento a pastorear, siendo superior en primavera y reduciéndose en más de un 50 % en los demás tratamientos (Tabla 13). Esto como fue explicado en función de la disponibilidad de materia seca de la pradera. Sin embargo, el tiempo acumulado de pastoreo por tratamiento al año fue muy similar en un rango de 24-30 horas. En general, las vacas tardan más tiempo en el pastoreo intenso en comparación con un pastoreo donde la altura de residuo es alta, lo mismo ocurrió en el experimento donde las vacas tardaron más tiempo en consumir el forraje disponible en FI y PFI.

La cobertura promedio anual en pre pastoreo no mostró diferencias ($P \leq 0,05$), ya que fue similar entre los tratamientos, siendo superior al 91 % en los cuatro sistemas de pastoreo (Tabla 14). Se observó una mayor cobertura en el tratamiento control, lo que fue atribuido a la composición botánica y al manejo dado a las parcelas de corte con maquina podadora de césped y sacado de residuos vegetales del área. En post pastoreo se observó diferencias estadísticas ($P \leq 0,05$) entre los cuatro tratamientos evaluados, siendo esta menor en los tratamientos intensos (80-81 %) y mucho mayor en el pastoreo suave con un promedio de 85 %, valores iguales a los observados en el tratamiento control (Tabla 14). La cobertura vegetal se midió al inicio y al final de cada estación, por lo tanto la recuperación de la pradera en cada estación fue muy similar, razón por la cual probablemente no se observaron grandes cambios en los porcentajes de cobertura en las estaciones de pastoreo (datos no mostrados).

El pastoreo causó la reducción de 10,4-12,6 % de la cobertura vegetal en los tratamientos FI y PFI en post pastoreo durante el año y 6,9-7,4 % en el pastoreo suave FS y PFS (Tabla 14). Esto demuestra que una mayor intensidad de pastoreo, independientemente de la frecuencia, causó una mayor reducción de la cobertura vegetal en la pradera, lo que tuvo un efecto en las pérdidas de N por lixiviación como es demostrado en la Sección 4.4.2. La cobertura en post pastoreo tiene una tendencia a la reducción, en especial en los tratamientos intensos, lo que guarda relación con la disponibilidad y el consumo de forraje en cada tratamiento bajo pastoreo como fue discutido en el Capitulo 3. Esto puede ser explicado en base a un incremento en el macollamiento de la pradera y reducción de material senescente, aumento de la disponibilidad de forraje y también del consumo, favorecido por un pastoreo intenso (Mckenzie *et al.,* 2006b).

**Tabla 13.** Fechas, turnos y tiempo de pastoreo por tratamientos y estaciones durante la temporada 2005-2006. Error estándar (valores entre paréntesis).

| | N° de pastoreos por estaciones/ tiempo de pastoreos y días entre pastoreos | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Estación/ Tratamiento** | **Pastoreo 1** | **Pastoreo 2** | **Pastoreo 3** | **Pastoreo 4** | **Tiempo acumulado de pastoreo/Tratamiento (Horas)** | **N° días entre pastoreos** |
| Primavera | | | | | | |
| FI | 27 Octubre 2005 | 28 Noviembre 2005 | 19 Diciembre 2005 | | 14,7 (0,24) | 29 |
| FS | 30 Octubre 2005 | 19 Noviembre 2005 | 6 Diciembre 2005 | 21 Diciembre 2005 | 15,8 (0,31) | 22 |
| PFI | 4 Noviembre 2005 | 6 Diciembre 2005 | 21 Diciembre 2005* | | 18,1 (0,14) | 38 |
| PFS | 4 Noviembre 2005 | 1 Diciembre 2005 | | | 12,5 (0,19) | 30 |
| Verano | | | | | | |
| FI | 27 Febrero 2006 | 22 Marzo 2006 | | | 6,4 (0,10) | 39 |
| FS | 27 Febrero 2006 | 22 Marzo 2006 | | | 4,5 (0,09) | 39 |
| PFI | 22 Marzo 2006 | | | | 3,7 (0,03) | 79 |
| PFS | 22 Marzo 2006 | | | | 3,0 (0,05) | 79 |
| Otoño | | | | | | |
| FI | 4 Mayo 2006 | 9 Junio 2006 | 21 Junio 2006 | | 3,6 (0,10) | 32 |
| FS | 4 Mayo 2006 | 29 Mayo 2006 | 21 Junio 2006 | | 3,0 (0,10) | 32 |
| PFI | 18 Mayo 2006 | 21 Junio 2006 | | | 5,4 (0,04) | 49 |
| PFS | 18 Mayo 2006 | 21 Junio 2006 | | | 2,5 (0,04) | 49 |
| Invierno | | | | | | |
| FI | 22 Agosto 2006 | 21 Septiembre 2006 | | | 1,9 (0,04) | 40 |
| FS | 1 Agosto 2006 | 22 Agosto 2006 | 21 Septiembre 2006 | | 0,9 (0,04) | 27 |
| PFI | 21 Septiembre 2006 | | | | 2,2 (0,17) | 77 |
| PFS | 11 Septiembre 2006 | 23 Septiembre 2006 | | | 2,0 (0,06) | 65 |

*Pastoreo incompleto. FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

**Tabla 14.** Cobertura promedio anual de la pastura (%) en pre y post pastoreo durante la temporada primavera 2005-invierno 2006. Valores de error estándar (dentro de paréntesis), n = 5 en pre pastoreo y 4 en post pastoreo.

| Tratamientos | Cobertura promedio anual en pre y post pastoreo y porcentajes de reducción en post pastoreo (%)/ tratamiento | | |
|---|---|---|---|
| | Pre pastoreo | Post pastoreo* | Reducción de la cobertura en post pastoreo** (%) |
| **C** | 93,94aA (0,719) | 85,25aB (7,912) | 8,69b (5,847) |
| **FI** | 91,68bA (2,009) | 81,36bB (7,042) | 10,38a (7,013) |
| **FS** | 92,72bA (1,654) | 85,28aB (5,357) | 7,44b (5,310) |
| **PFI** | 92,92bA (1,107) | 80,37cB (6,775) | 12,55a (5,167) |
| **PFS** | 92,76bA (1,838) | 85,88aB (6,714) | 6,88b (6,282) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras minúsculas entre una misma columna indican diferencias significativas $P \leq 0,05$. Diferentes letras mayúsculas entre una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$. *El pastoreo produjo una reducción promedio anual de la cobertura vegetal de aproximada 11,47 % en el pastoreo intenso (FI y PFI) y de 7,16 % en el pastoreo suave (FS y PFS). **Calculada por diferencia entre la cobertura en pre pastoreo y post pastoreo.

### 4.3 Contenido de N en el suelo

#### 4.3.1 Nitrógeno disponible (ND)

Las concentraciones de N-$NH_4^+$ disponible en el suelo variaron con las estaciones de pastoreo, siendo superior en los tratamientos FI, PFI y FS, ya que en el período mayo - julio se produjo una reducción en la concentración de $NH_4^+$ en PFS en relación al control (Figura 11). El aumento en la disponibilidad de $NH_4^+$ en los tratamientos pastoreados esta relacionado con el tiempo de pastoreo de los animales, otros factores que pudieron afectar este contenido fueron el aporte de N vía fecas, orina y plantas, así como a la incorporación de N al sistema, como por ejemplo fijación simbiótica del N (FSN) por el cultivo de trébol y la fertilización con urea (Whitehead, 2000). Además, los periodos de mayor disponibilidad de $NH_4^+$ ocurrieron en verano, estación donde las plantas se encuentran sometidas a estrés por sequía y por tanto tienen una menor absorción de N, lo que incrementa la disponibilidad en el suelo. Sin embargo, esta

mayor disponibilidad de $NH_4^+$ también explica las pérdidas de $NH_3$ en esta estación, aunque en menor proporción que las emisiones producidas en la estación de otoño. Si se relacionan esta mayor disponibilidad con menores entradas de N en verano y mayores pérdidas de N y se comparan con el balance de N de la estación, se observa que el balance fue negativo en todos los casos, demostrando con esto, que una mayor disponibilidad de N en el suelo en la estación de menor demanda, potencia las emisiones y reduce la cantidad de N en el suelo.

Las concentraciones de $NO_3^-$ disponible en el suelo también variaron de acuerdo a las estaciones del año (Figura 13). Las mayores concentraciones de $NO_3^-$ en el suelo se encontraron en los tratamientos bajo pastoreo en relación al control. En la Figura 12 se muestra que el menor contenido de $NO_3^-$ en el suelo se encontró en primavera y en el tratamiento más intenso (FI), lo que coincide también con el periodo de mayor crecimiento de la pradera. En este periodo las plantas absorben más $NO_3^-$, como también se producen las mayores pérdidas por lixiviación (22,9 kg N $ha^{-1}$), esto explica entonces la reducción de su disponibilidad en el suelo.

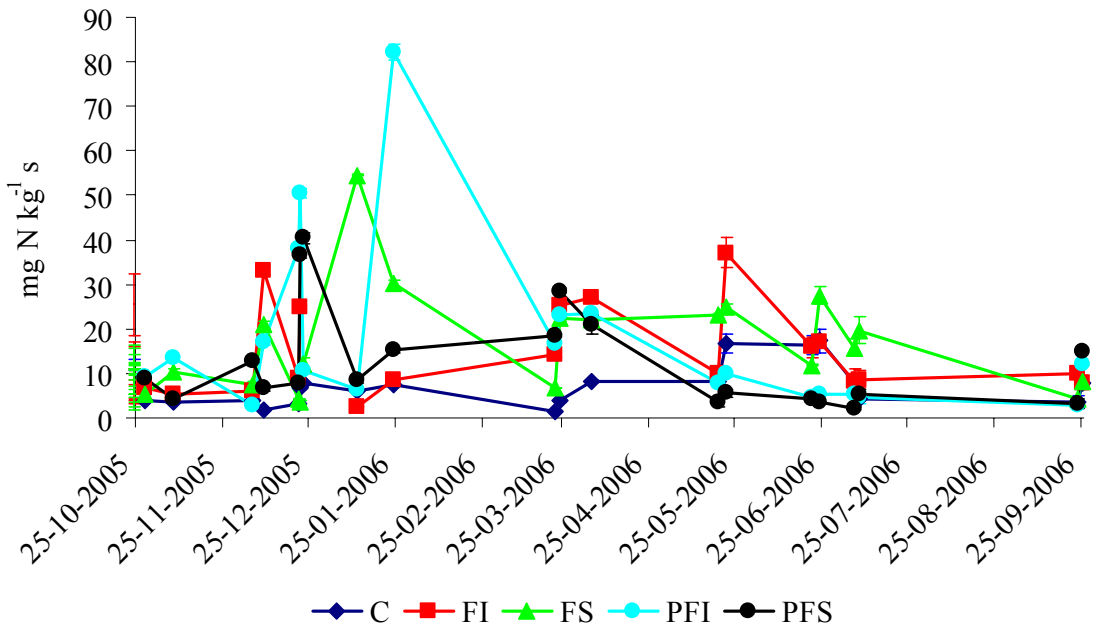


**Figura 11.** Fluctuación de la concentración de N-$NH_4^+$ en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

Una reducción en la disponibilidad de $NO_3^-$ en el suelo, evidencia una mayor posibilidad de pérdida por lixiviación del ion por la misma naturaleza de carga del mismo y efecto de repelencia de las cargas negativas presentes en la materia orgánica, arcillas y coloides del suelo. Al comparar esta reducción de la disponibilidad de $NO_3^-$ con el balance de N mostrado en la estación de primavera, se puede observar que el tratamiento FI muestra menor balance positivo de N, sin embargo muestra mayor lixiviación, la absorción de N por las plantas fue superior al pastoreo suave y con menor disponibilidad de $NO_3^-$ que PFI. Los resultados mostrados demuestran que cuando se afectan los contenidos de ND en el suelo, también se afectan los balances de N por estaciones, así como los procesos de pérdida, ya sea por lixiviación o emisiones de gases.

La cantidad de N inorgánico disponible en el suelo en kg $ha^{-1}$ en las formas de $NH_4^+$ y $NO_3^-$ fue variable en relación a los tratamientos y a las estaciones (Figura 13). El ND en el suelo incrementó en las estaciones de verano y otoño (Figuras 13b y 13c), en las cuales las pérdidas de N por lixiviación son menores en comparación con primavera y verano, sin embargo se incrementan las pérdidas de N gaseoso, estos procesos afectaron el balance anual y por estaciones de N en los sistemas de pastoreo evaluados.

En la estación de primavera la cantidad de N en el suelo es menor que la encontrada en la estaciones de verano y otoño (Figuras 13a y 14) y en comparación al invierno (13d), esto es atribuido al proceso de absorción de las plantas, las cuales tienen una lenta tasa de crecimiento en estas estaciones. En primavera existe una mayor demanda de N por las plantas, lo que baja la disponibilidad de N en el suelo por una mayor extracción y rápido crecimiento de la pradera. Sin embargo, las mayores cantidades de N reciclado ocurren en primavera (mayor tiempo de pastoreo) y por tanto, se producen cambios en el N disponible en el suelo (Murphy, 1986) y se incrementa la producción por un uso más eficiente del nutriente. Los resultados encontrados indican que después de la salida de los animales, se incrementaron la cantidad de $NH_4^+$ y $NO_3^-$ en el suelo en los tratamientos pastoreados y se redujo en el tratamiento control, a causa del consumo de las plantas y falta de reciclaje de N por parte de los animales.

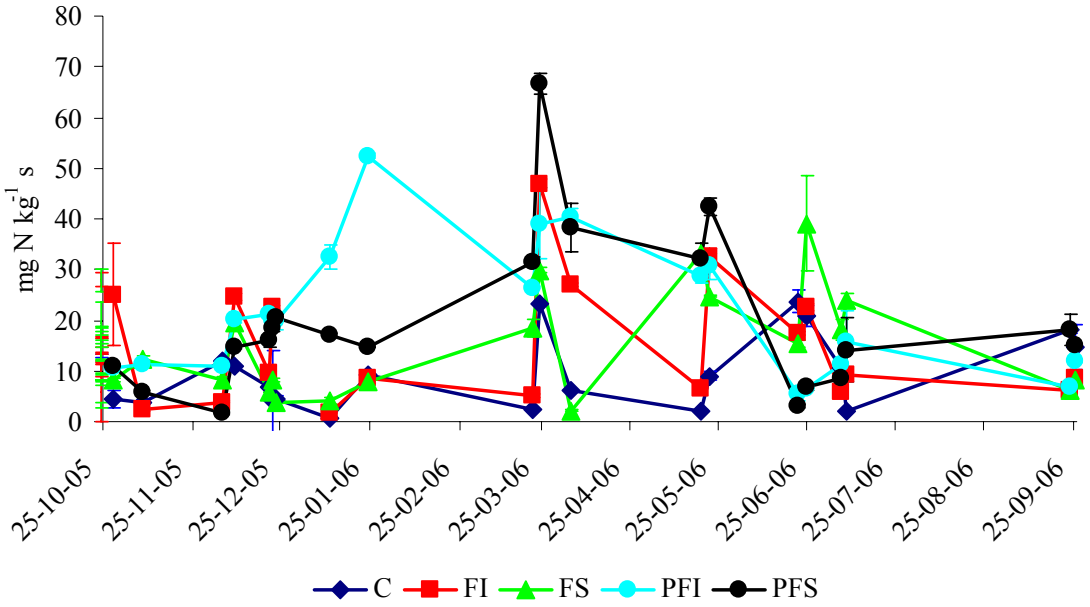


**Figura 12.** Fluctuación de la concentración de N-$NO_3^-$ en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

El N disponible (N-$NH_4^+$ y N-$NO_3^-$) fue variable entre los tratamientos y las estaciones (Figura 14). Las diferencias en el control antes y después del corte fueron negativas en las estaciones de primavera, otoño e invierno. Los demás tratamientos, mostraron un efecto positivo del pastoreo en el pool de N disponible en el suelo. En el verano se produjo un incremento de N disponible en el suelo en post pastoreo en todos los tratamientos. La cantidad de N presente en el suelo y el aumento de la temperatura favorecieron las pérdidas por volatilización.

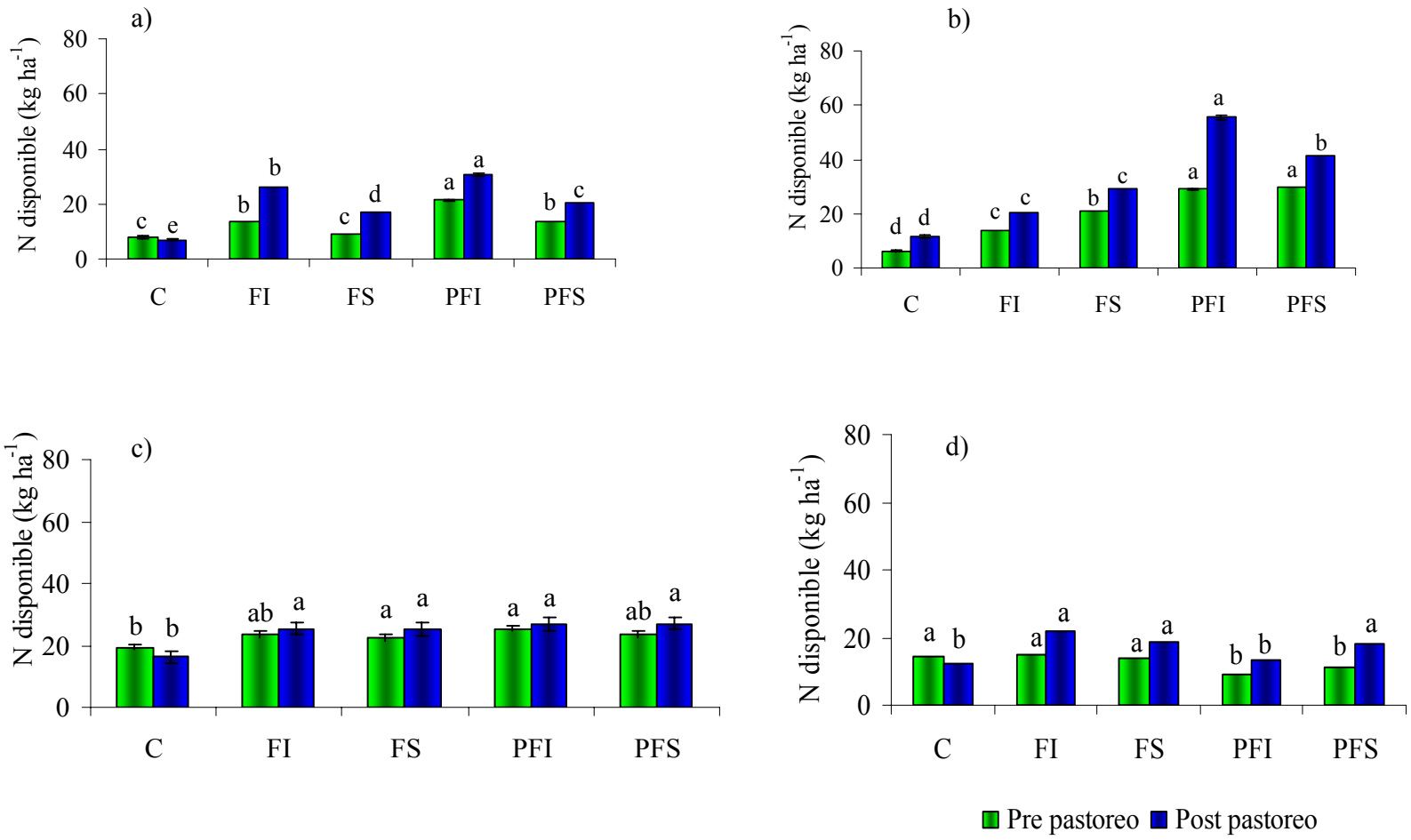


**Figura 13.** Nitrógeno disponible ($N\text{-}NO_3^-$ + $N\text{-}NH_4^+$) en el suelo a una profundidad de 10 cm en pre y post pastoreo en las estaciones: a) Primavera 2005, b) Verano 2005-2006, c) Otoño 2006 y d) Invierno 2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Letras diferentes entre las barras del mismo color indican diferencias significativas al $P \leq 0,05$.

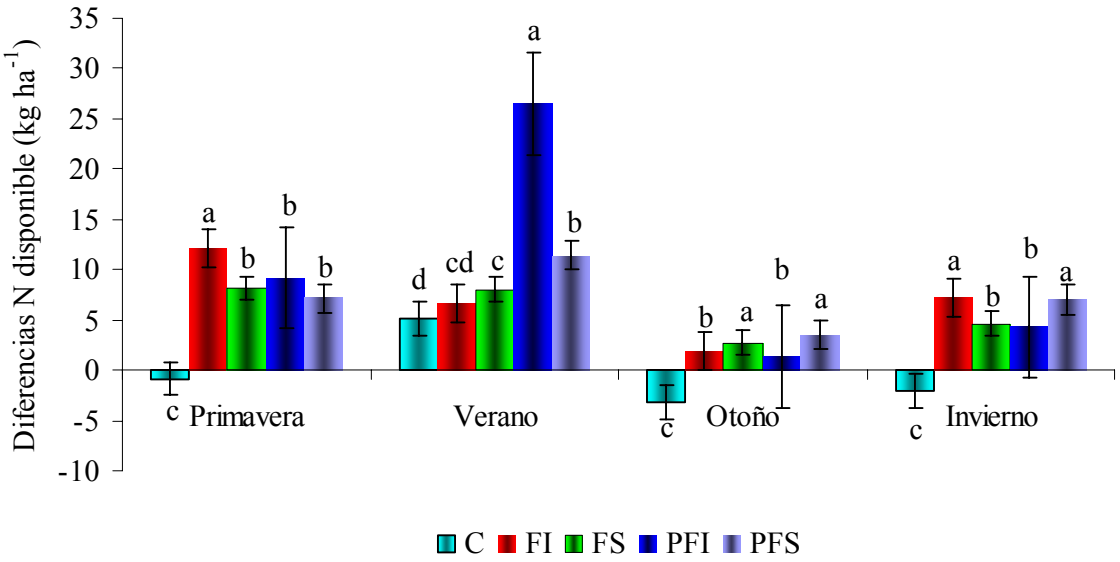


**Figura 14.** Diferencias entre el N disponible en el suelo ($N\text{-}NO_3^-$ + $N\text{-}NH_4^+$) en pre y post pastoreo. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre barras de una misma estación indican diferencias significativas $P \leq 0{,}05$.

El pastoreo, tuvo un efecto positivo en términos de la concentración de ND en el suelo (Figura 14), ya que produjo un incremento en los tratamientos pastoreados. Estos resultados muestran claramente lo importante del reciclaje de nutrientes en el suelo generado por las deyecciones (Sección 4.4). En el sistema de producción de pasturas, la excreta animal (orina y fecas) es una fuente de retorno de nutrientes al suelo (Beetz, 2001; McGechan y Topp, 2004). En ese sentido, Watson y Poland (1999), indican que el balance de $NH_4^+$ y $NO_3^-$ en el suelo sufre cambios debido a que la nitrificación incrementa con la cantidad y número de veces que se aplique fertilizante nitrogenado y con la intensidad de pastoreo. Jarvis y Barraclough (1991), reportaron que la concentración de N en el suelo pratense decrece por efecto de competencia en la captación de N entre las plantas y los microorganismos, esta competencia tiene un efecto sobre el balance de N en el suelo. En ese sentido, Powlson (1993) concluye que durante el invierno la mineralización es limitada por las bajas temperaturas y en primavera es más rápida, lo que coincide con un incremento en el crecimiento del cultivo y una reducción en la cantidad de N disponible en el suelo, situación observada en el experimento (Figura 14).

Los cambios producidos por el pastoreo en los contenidos de ND en el suelo, asociados a los procesos de pérdidas de N, ya sea mayor lixiviación (primavera e invierno) o mayor emisión de amoníaco (otoño y verano) y procesos de absorción de N por las plantas en los cuatro sistemas de pastoreos, además de las diferentes entradas de N al sistema, tuvo un efecto directo en los balances de N en el suelo. En el balance anual de N, se demostró que los tratamientos pastoreados con menor disponibilidad de ND, produjeron un balance positivo menor (FI y PFI). En el caso de los balances por estaciones, se observo la misma tendencia en primavera y otoño, en verano e invierno se observó la misma situación, siendo FI más negativo en comparación a los restantes sistemas de pastoreo.

### 4.3.2 Nitrógeno total (NT)

El contenido promedio anual de NT en el suelo se encontró cercano a 5,3 g $kg^{-1}$ (0,53 %) (Tabla 11), no presentando diferencias estadísticas. Otros estudios en suelos Andisoles informan valores similares: 0,57-0,87 % en praderas (Borie *et al.,* 2002) y en cultivos 0,39-0,47 % (Zagal y Córdova, 2005). Los resultados mostrados en la Sección 4.3.1 demostraron que el pastoreo tiene un efecto sobre la cantidad de ND en el suelo, sin embargo este efecto no se reflejó en el contenido de NT al final del año (Tabla 11). Esto demuestra claramente la estabilidad de la MO del suelo. Los resultados son similares a los obtenidos por Clegg (2006) en una pastura templada, manejada con fertilizante y pastoreo en suelos ácidos de Reino Unido, donde el promedio anual de NT fue de 6,3-7,1 g N $kg^{-1}$ (0,63-0,71%). A largo plazo se pueden observar los cambios en el porcentaje de NT, ya que esta pradera es de reciente establecimiento (3 años) y no se pueden observar los efectos del pastoreo a tan corto plazo.

Al relacionar los contenidos de NT en el suelo con el balance anual de N (Sección 4.6) en la pradera, se demostró que no hay un efecto de esta fracción de N en los balances de los tratamientos pastoreados en el corto plazo, ya que estos contenidos son iguales y los balances son diferentes, sin embargo a largo plazo se podrían observar los cambios (no demostrado en el estudio). La misma tendencia pudo observarse al comparar estos valores de NT con las pérdidas de N (lixiviación y N gaseoso). En las estaciones se observó que el pastoreó FI mostró un menor

balance de N en primavera verano, estaciones que mostraron menores contenidos de NT, no ocurriendo así en otoño, donde FI mostró mayor contenido de NT (5,7 g N $kg^{-1}$ s).

**Tabla 15.** Fluctuación del NT en el suelo por estaciones de pastoreo durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| Tratamiento | Valores promedios de NT por estaciones g N $kg^{-1}$ s | | | | | Promedio % |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Primavera | Verano | Otoño | Invierno | Anual | |
| C | 5,0bB | 5,5aA | 5,5aA | 5,5aA | 5,3A | 0,53A |
| | (0,22) | (0,18) | (0,26) | (0,21) | (0,13) | (0,125) |
| FI | 5,1bB | 5,1bB | 5,7aA | 5,4abA | 5,3A | 0,53A |
| | (0,21) | (0,22) | (0,50) | (0,15) | (0,16) | (0,156) |
| FS | 5,4aA | 5,5aA | 5,3aAB | 5,2aA | 5,4A | 0,54A |
| | (0,17) | (0,19) | (0,41) | (0,09) | (0,06) | (0,062) |
| PFI | 5,4aA | 5,2abAB | 5,1bB | 5,5aA | 5,3A | 0.53A |
| | (0,10) | (0,12) | (0,37) | (0,25) | (0,09) | (0,092) |
| PFS | 4,4bC | 5,7aA | 5,6aA | 5,6aA | 5,3A | 0.53A |
| | (0,50) | (0,23) | (0,15) | (0,15) | (0,31) | (0,311) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras minúsculas entre una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$. Diferentes letras mayúsculas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

El contenido de NT por estaciones tuvo baja variabilidad, ya que NT varió en el orden de los 4,4-5,7 g N $kg^{-1}$ s, siendo superior en PFS en las estaciones de verano e invierno (5,6- 5,7 g N $kg^{-1}$ s) y en FI en otoño (5,7 g N $kg^{-1}$ s), sin embargo en primavera PFS tuvo un menor contenido de NT con 4,4 g N $kg^{-1}$ s (Tabla 15). El NT en el tratamiento control fue estadísticamente similar a los tratamientos pastoreados en las estaciones de verano, otoño e invierno, caso contrario a lo que ocurrió en primavera (Tabla 15).

### 4.4 Entradas y salidas de N en el sistema de pastoreo
### 4.4.1 Entradas de N
#### 4.4.1.1 Entradas de N vía fecas y orina de bovinos

La concentración de N en fecas y orina fue alta durante otoño (7-10 g $L^{-1}$ en orina y 25-35 g $kg^{-1}$ en fecas), seguido por la estación de primavera (6-8 g $L^{-1}$ en orina y 25-30 g $kg^{-1}$ en fecas) y por tanto una mayor disponibilidad de forraje y contenido de N en estas estaciones (Tabla 16). Las mayores concentraciones de N en fecas y orina ocurrieron en primavera y otoño (29,7-35,5 g NT

$kg^{-1}$ en fecas y 7,86-10,33 g NT $L^{-1}$ en la orina (Tabla 16). Las más bajas concentraciones de NT fue durante el verano (4-6 g $L^{-1}$ en la orina y 16-19 g $kg^{-1}$ en fecas) e invierno con 4-6 g $L^{-1}$ en la orina y 24-27 g $kg^{-1}$ en las fecas (Tabla 16). Las condiciones de manejo de los animales en experimento antes y después del pastoreo, no permiten atribuir un efecto del pastoreo en las concentraciones de N en las fecas y orina, ya que el proceso de rumia es muy largo y el tiempo de pastoreo fue mucho menor y por lo tanto, los animales llegaban y depositaban en la pastura una concentración de N proveniente de otra pradera de la Estación experimental en donde el pasto tenía otra concentración, además los animales depositaban el N proveniente de nuestro experimento en otra área y por lo tanto, no se puede atribuir un efecto de los tratamientos en las concentraciones de N en las fecas y orina de los animales en pastoreo.

Los resultados muestran altas diferencias entre las concentraciones de N fecas y orina (tanto para ND y NT), sin embargo estas diferencias no fueron atribuidas a los tratamientos, por las razones expuestas en el párrafo anterior. El nitrógeno disponible en fecas representó el 0,58 % del NT en fecas y ND en la orina fluctúo entre 10-13 % del NT en orina. Estos valores están de acuerdo con los datos informados por Haynes y Williams (1993).

El mayor reciclaje de N a la pradera vía fecas y orina por estación ocurrió durante la primavera (32-55 kg N $ha^{-1}$) y otoño (10-19 kg N $ha^{-1}$). En invierno sólo se reciclaron 2-6 kg N $ha^{-1}$ y en verano 7-15 kg N $ha^{-1}$ (Tabla 16). El reciclaje anual de N, mostró que las mayores entradas al sistema ocurren en los tratamientos intenso con aproximadamente 83 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ en FI y 86 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ en PFI, sin embargo esto se debió más al tiempo de pastoreo que al efecto del tratamiento. En los tratamientos manejados con pastoreo menos intenso o suave el aporte fue de, aproximadamente, 68 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ en FS y 55 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ en PFS (Tabla 17).

En verano la entrada de N fue mayor en FS comparado con PFI, sin embargo estos valores son similares. Similar situación ocurrió en invierno, donde el retorno de N en PFS fue superior a FI y similar a PFS (Tabla 16). Sin embargo, la contribución anual de N reciclado vía fecas y orina siempre fue más alta en el pastoreo intenso en relación al pastoreo suave (Tablas 16 y 17), lo que es atribuido a un mayor tiempo de pastoreo y no al efecto de la estrategia de pastoreo utilizada.

**Tabla 16.** Entradas de N a la pradera vía fecas y orina manejada con en diferentes sistemas de pastoreo. Valores de error estándar (dentro de paréntesis), *n*=3)

| Tratamiento | Concentración NT en fecas* (g kg$^{-1}$) † | Concentración NT disponible en fecas ($NO_3^-$ + $NH_4^+$) (g kg$^{-1}$ ) † | Concentración NT en orina (g L$^{-1}$) | Concentración NT disponible en orina ($NO_3^-$ + $NH_4^+$)** (g L$^{-1}$) | NT disponible depositado ($NO_3^-$ + $NH_4^+$) (kg ha$^{-1}$) | | NT depositado (kg ha$^{-1}$) † † | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | Fecas | Orina | Fecas | Orina |
| Primavera• | | | | | | | | |
| FI | 29,7 (0,6) | 0,17 (0,004) | 7,86 (0,42) | 0,94 (0,05) | 0,076 | 4,19 | 13,25 | 34,92 |
| FS | 26,4 (0,3) | 0,15 (0,002) | 6,81 (0,38) | 0,82 (0,04) | 0,072 | 3,90 | 12,62 | 32,51 |
| PFI | 25,2 (0,5) | 0,15 (0,003) | 7,45 (0,12) | 0,75 (0,01) | 0,082 | 4,07 | 13,82 | 40,67 |
| PFS | 25,0 (0,3) | 0,15 (0,003) | 6,01 (0,36) | 0,54 (0,03) | 0,057 | 2,05 | 9,49 | 22,77 |
| Verano• | | | | | | | | |
| FI | 18,4 (0,7) | 0,11 (0,004 ) | 5,80 (0,40) | 0,58 (0,04) | 0,027 | 1,12 | 4,50 | 11,22 |
| FS | 18,0 (0,5) | 0,10 (0,003) | 4,68 (0,90) | 0,47 (0,09) | 0,017 | 0,64 | 3,09 | 6,37 |
| PFI | 16,3 (1,4) | 0,09 (0,008) | 4,27 (0,68) | 0,32 (0,05) | 0,013 | 0,36 | 2,30 | 4,77 |
| PFS | 18,6 (1,5) | 0,11 (0,009) | 6,69 (1,12) | 0,67 (0,11) | 0,013 | 0,61 | 2,13 | 6,07 |
| Otoño• | | | | | | | | |
| FI | 25,2 (0,5) | 0,15 (0,003) | 10,33 (0,32) | 1,65 (0,05) | 0,020 | 1,80 | 3,40 | 11,24 |
| FS | 35,5 (0,6) | 0,2 (0,003) | 7,49 (0,16) | 0,97 (0,02) | 0,023 | 0,88 | 4,00 | 6,79 |
| PFI | 31,0 (1,4) | 0,18 (0,008) | 7,71 (0,64) | 1,02 (0,08) | 0,036 | 1,66 | 6,28 | 12,58 |
| PFS | 29,6 (0,4) | 0,17 (0,002) | 8,22 (1,28) | 1,27 (0,20) | 0,016 | 0,96 | 2,78 | 6,21 |
| Invierno• | | | | | | | | |
| FI | 26,6 (0,2) | 0,15 (0,001) | 4,29 (0,64) | 0,32 (0,05) | 0,010 | 0,33 | 1,79 | 2,46 |
| FS | 24,1 (0,8) | 0,14 (0,004) | 6,88 (0,14) | 0,62 (0,01) | 0,004 | 0,13 | 0,77 | 1,87 |
| PFI | 27,1 (0,2) | 0,16 (0,001) | 5,07 (0,07) | 0,38 (0,01) | 0,012 | 0,21 | 2,12 | 3,37 |
| PFS | 26,1 (0,2) | 0,15 (0,001) | 5,99 (0,10) | 0,54 (0,01) | 0,011 | 0,40 | 1,85 | 3,62 |

FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. •Valores promedios por estación fuera de paréntesis y valores del error estándar dentro de paréntesis (Número de observaciones = 3). *El N disponible (ND) en fecas representó entre el 0,57-0,58 % (0,58 % promedio anual) del NT depositado en la pastura vía fecas; ** El ND en la orina representó entre el 10-13 % (11 % promedio anual) del NT depositado en la pastura por esta vía; †Basado en el contenido de MS; †† NT depositado en la pradera vía orina fue de un 71 % y un 29 % vía fecas.

La contribución total de N vía fecas y orina mostró la misma tendencia durante el año, esto es, una contribución más alta de N reciclado en el pastoreo intenso en comparación al pastoreo suave (FS y PFS), atribuido a un menor tiempo de pastoreo. El retorno de N vía orina fue aproximadamente entre un 69-72 %, siendo la mayor contribución en el pastoreo intenso. Estos resultados son similares al retorno de N reportado por Jarvis *et al.* (1995) con aproximadamente 71-77 % en orina y 29-27 % en fecas.

**Tabla 17.** Reciclaje anual de N vía fecas y orina de animales bovinos en pastoreo. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| | **Nitrógeno reciclado (kg N ha$^{-1}$ a$^{-1}$)** | | |
|---|---|---|---|
| **Tratamiento** | **Fecas** | **Orina** | **Total** |
| FI | 22,9a (0,70) | 59,8a (1,16) | 82,8a (1,61) |
| FS | 20,5b (0,60) | 47,5b (1,21) | 68,0b (1,73) |
| PFI | 24,5a (0,70) | 61,4a (1,09) | 85,9a (1,52) |
| PFS | 16,3c (0,83) | 38,7c (1,97) | 54,9c (2,80) |

FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre filas de una misma columna indican diferencias significativas P≤0,05.

Durante las estaciones de otoño e invierno las plantas estaban en estado vegetativo, con una alta relación hoja-tallo y un bajo contenido de material senescente (aunque mayor que en primavera), razón por la cual, las plantas tienen una mayor concentración de N foliar. El forraje tuvo la mayor concentración de N en las estaciones de otoño- invierno-primavera en un rango de 26-30 g N kg$^{-1}$ MS, sin embargo no se observó diferencias estadísticas en otoño, pero sí en las demás estaciones, siendo verano la estación con menor contenido de N foliar (Ver sección 4.6.2). Estos resultados explican por qué se produjo tanto N excretado en primavera y otoño, sin embargo, como fue explicado anteriormente, esto se debió a un mayor tiempo de pastoreo en el pastoreo intenso y no por efecto del tratamiento. En general, una cantidad alta de forraje ofertada a los animales con un excesivo contenido de N, produce una mayor cantidad de N potencial para ser excretado a la pradera vía fecas y orina (Steinshamn *et al.,* 2006). Esta situación explicaría el por qué se produjo una alta concentración de N fecas y orina en otoño y primavera, sin embargo estas concentraciones pudieran ser consideradas similares cuando son comparadas con los valores reportados por Silva *et al.* (2005) en orina de vacas lactantes en Nueva Zelanda en un rango de 7-

10 g NT $L^{-1}$. Estas diferencias son atribuidas a diferencias en el tipo de pradera, así como en los porcentajes de leguminosas presentes en ésta.

En verano e invierno los valores de NT en la orina fueron inferiores a lo reportado por Silva *et al.* (2005). Esto puede atribuirse al tipo de alimentación del animal durante la estación, además de la cantidad de N en el forraje y también a la eficacia del animal en la conversión del N presente en el forraje (Jarvis, 1993; Rotz, 2004; Hoekstra *et al.,* 2007). En adición a esto el retorno de N en la pradera es afectado por el sistema de manejo de pastoreo utilizado, del tiempo de pastoreo, de la alimentación de las vacas, así como las condiciones ambientales, lo que también es aplicable al experimento. Además, el reciclaje de N estará afectado por el tipo animal y niveles de producción (Decau *et al.,* 2003) y la estacionalidad de la producción (Cabrera *et al.,* 2006). De acuerdo a los resultados mostrados, el mayor retorno de N ocurrió en el pastoreo intenso durante el año, principalmente en primavera y otoño (Tablas 16 y 17), debido a un mayor consumo de forraje y mayor tiempo de pastoreo y probamente a un mayor contenido de N en la pradera en donde pastoreaban las vacas antes de ser introducidas a las unidades experimentales, excepto en el pastoreo FI en las estaciones de verano e invierno. Otros factores importantes que también contribuyeron en la excreción de N fueron un mayor número de deyecciones por día y los turnos de pastoreos.

Resultados obtenidos por Reyes *et al.* (2000) demuestran que incrementar la intensidad del pastoreo con animales bovinos, también incrementa el retorno de N a la pradera. Así, un pastoreo intenso producirá una mayor contribución de N a la pradera (Reyes *et al.,* 2003). Por consiguiente, cuando se produce un mayor periodo de pastoreo, una mayor frecuencia de excreción y área cubierta por los parches de orina y su distribución, producen un efecto sobre el N reciclado en los tratamientos intensos. Estos tratamientos requieren mayor tiempo de pastoreo para que se produzca el consumo de forraje ofertado a los animales y por lo tanto, se produjo una mayor contribución de N al suelo.

#### 4.4.1.2 Otras entradas de N al sistema

La fertilización nitrogenada con urea de la pradera durante el año fue de 230 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ en cinco dosis parcializadas de 46 kg N $ha^{-1}$, representando entre el 53-64 % del N que entró al

sistema en los tratamientos manejados con pastoreo y el 80 % del N que ingresó al tratamiento control (Tabla 18). En ese sentido, la fertilización de la pradera y por lo tanto la aplicación de fertilizantes son muy variables, sin embargo representan un porcentaje importante de la cantidad de N que ingresa al sistema.

**Tabla 18.** Otras entradas de N al sistema (reciclaje de plantas, fertilización, FBN y depositación húmeda) durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| | **Entradas de nitrógeno al sistema (kg ha$^{-1}$ a$^{-1}$)** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Tratamiento** | **Reciclaje plantas** | **Fertilización** | **FBN** | **Depositación húmeda*** | **Total entradas** | **Porcentaje** (%)** |
| C | 44,0b | 230,0a | 9,5d | 4,6a | 288,1b | |
| | (1,30) | (0,00) | (1,07) | (0,73) | (3,46) | 100.0 |
| FI | 75,9a | 230,0a | 33,9a | 4,9a | 344,6a | |
| | (4,03) | (0,00) | (0,78) | (0,67) | (3,46) | 80.6 |
| FS | 48,5b | 230,0a | 19,9b | 4,7a | 303,1b | |
| | (1,30) | (0,00) | (0,73) | (0,73) | (3,83) | 81,7 |
| PFI | 71,0a | 230,0a | 36,4a | 5,0a | 342,4a | |
| | (1,70) | (0,00) | (0,63) | (0,63) | (2,69) | 79,9 |
| PFS | 55,6b | 230,0a | 13,5c | 4,7a | 303,9b | |
| | (1,60) | (0,00) | (0,43) | (0,73) | (4,18) | 84,7 |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. * ($N\text{-}NH_4^+$ +$N\text{-}NO_3^-$); **(Total N/Total entradas N)*100. FBN = fijación biológica de nitrógeno; Diferentes letras entre filas de una misma columna indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

El aporte de N por fijación biológica fue superior en los tratamientos FI y PFI, aportando al sistema aproximadamente 34-36 kg N ha$^{-1}$ a$^{-1}$, resultando superiores estadísticamente a FS y PFS y el control, esto puede ser explicado en función al contenido de trébol en los tratamientos intensos, ya que el pastoreo intenso produjo una reducción de la cobertura y por tanto se posibilitó el crecimiento del trébol, especialmente en primavera (Ver sección 4.6, producción y calidad de la pradera). Los resultados obtenidos en los tratamientos FI y PFI son comparables con los obtenidos por Urzúa (2005) en praderas permanentes del sur de Chile con 30 kg N ha$^{-1}$ a$^{-1}$

fijados, en praderas naturales la fijación es menor con aproximadamente 15 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$, en ese sentido la fijación depende de la cantidad de trébol presente en la pradera.

El reciclaje de N por incorporación de residuos de las plantas, fue estadísticamente superior ($P \leq 0,05$) en el pastoreo intenso en relación al pastoreo suave y el control, esto es atribuido a la producción de estos tratamientos y al volumen de residuo generado y por lo tanto a la concentración de N en el residuo incorporado al suelo (Sección 4.4.1.1), sin embargo este reciclaje es mucho menor que lo reportado por Haynes y Williams (1993) y Whitehead (2000).

El menor aporte de N calculado en el sistema fue la depositación húmeda de $NO_3^-$ y $NH_4^+$, a través de las precipitaciones caída durante el año, representando 1,26-1,6 % de las entradas totales de N al sistema, siendo no diferentes estadísticamente ($P \leq 0,05$). La cantidad de N depositado en la pradera por esta vía fue de 4-5 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$, siendo muy variables durante el año. Las diferencias en las cantidades de N depositado a través de la lluvia en áreas relativamente pequeñas, son atribuidas a error analítico (instrumental), ya que la distribución de las precipitaciones fue homogénea, la pendiente fue pequeña (0-1 %) y la concentración de N debió ser similar.

Diferentes estudios realizados en Chile en áreas forestales y ganaderas (Godoy *et al.,* 2001; Godoy *et al.,* 2003; Oyarzún *et al.,* 2002, Oyarzun y Huber, 2003), han reportado tasas de depositación de N que varían en el orden de 0,53-0,57 kg $ha^{-1}$ $NO_3^-$ $a^{-1}$ y 6,4-2,8 kg $NH_4^+$ $a^{-1}$ para los sitios ganaderos de Osorno y Parque Nacional Puyehue y entre 0,8 kg $NO_3^-$ $ha^{-1}$ $a^{-1}$ y 1,0 kg $NH_4^+$ $ha^{-1}$ $a^{-1}$ en la zona Central del sur de Chile.

En el caso de un bosque siempre verde de *Nothofagus pumilio* en el sur de Chile la depositación de $NO_3^-$ + $NH_4^+$ es de 3,3 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ (Godoy *et al.,* 2001). Además, Boeckx *et al.* (2004) indican que en la foresta del sur de Chile la depositación de N es menor y se estima en 0,2 -3,5 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$. En praderas de la región de los Lagos (Osorno), Alfaro *et al.* (2005a) utilizan un valor de depositación de 3 kg ha $a^{-1}$, rango muy similar al determinado en el experimento. Un promedio de depositación de N en el sur de Chile de 5 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ son recomendados por

Oyarzún *et al.* (2002), por lo tanto, los resultados de depositación determinados se encuentran en el rango mostrado anteriormente.

El aporte de N vía fertilizantes, reciclaje de plantas, FBN y depositación húmeda representó entre el 80-85 % en los tratamientos pastoreados y el 100 % en el tratamiento control (Tabla 18). Estas entradas de N a la pastura son vitales para una óptima producción y como proceso de compensación de los procesos de pérdidas ya sea en forma de extracción por las plantas o por lixiviación y emisión de gases nitrogenados.

### 4.4.2 Salidas de N del sistema

#### 4.4.2.1 Pastoreo y N lixiviado

##### 4.4.2.1.1 Concentraciones de $NH_4^+$ y $NO_3^-$ lixiviado

Las concentraciones de $NH_4^+$ fueron siempre bajas en comparación a las concentraciones de $NO_3^-$ (<10 mg $L^{-1}$) en todas las estaciones y tratamientos, siendo mayores en otoño, pero con menores diferencias entre los tratamientos pastoreados (Figura 15a). Las concentraciones de $NO_3^-$ fueron altas (Figura 15b), con las mayores concentraciones en la estación de primavera en el pastoreo intenso FI y los valores más bajo en el tratamiento no pastoreado o control.

La concentración de $NH_4^+$ durante las cuatro estaciones de pastoreo fue baja comparado con las pérdidas de N-$NO_3^-$ lixiviado, variando en un rango de 3,56 a 6,97 mg $L^{-1}$ con un promedio entre 4,2-4,8 mg $L^{-1}$ (Figura 15a), y el máximo se produjo en junio con aproximadamente 8 mg $L^{-1}$ (Figura 16a), siendo esta una concentración baja en comparación con la lixiviación de $NO_3^-$. La fluctuación mensual de $NH_4^+$ lixiviado mostró una tendencia similar durante el año, siendo inferior a 6 mg $L^{-1}$, excepto en los meses de mayo-junio del 2006 (Figura 16a). Sin embargo, la concentración de $NO_3^-$ osciló entre 7 a 33 mg $L^{-1}$ durante las cuatro estaciones (Figura 15b). Las mayores concentraciones se produjeron en FI (33,5 mg $L^{-1}$) y PFI (18 mg $L^{-1}$), estos niveles son superiores a los permitidos en las normas internacionales sobre concentraciones de $NO_3^-$ en agua como Organización Mundial de la Salud y La Agencia de Protección Ambiental de USA (EPA).

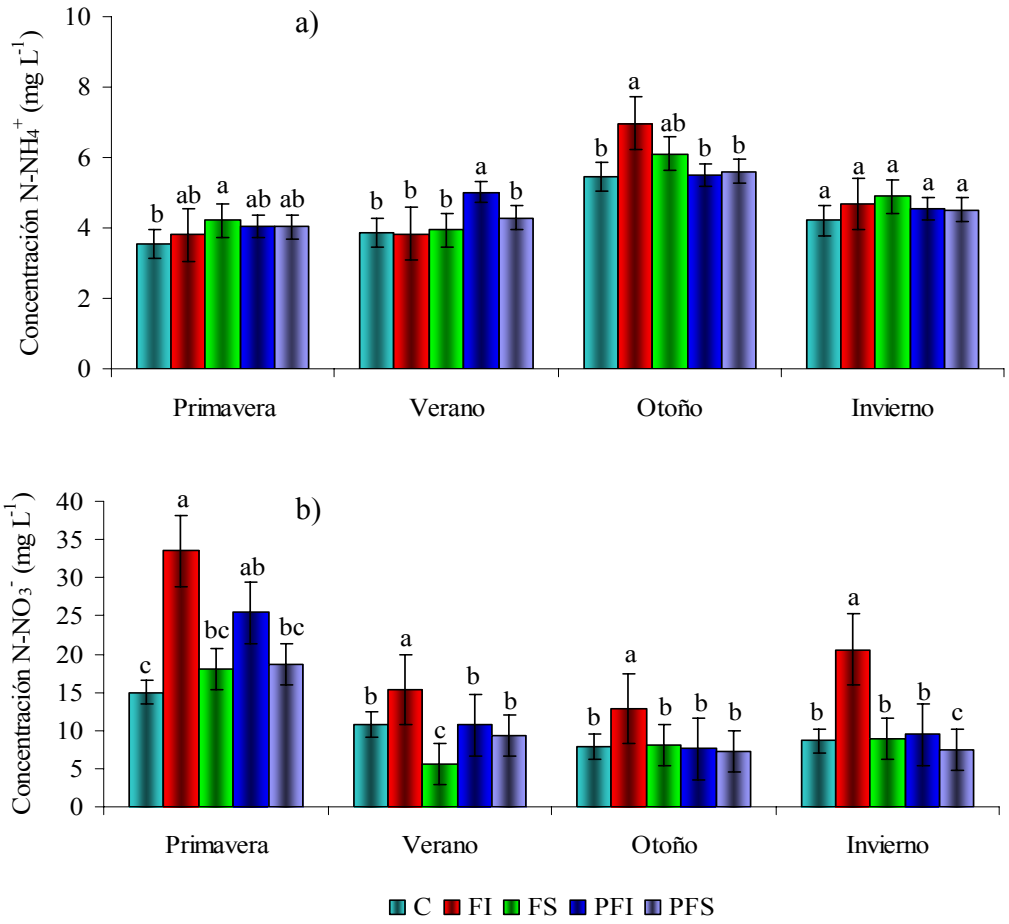


**Figura 15.** Concentración de N lixiviado ($N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$) desde la pradera por estación a) Amonio (mg $L^{-1}$) y b) Nitrato (mg $L^{-1}$). C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre barras de un mismo color/estación indican diferencias significativas $P \leq 0{,}05$.

En la estación de primavera todos los tratamientos sobrepasaron los 15 mg $L^{-1}$ (Figura 15), favorecido esto por la incidencia de las precipitaciones y mayor flujo de N proveniente del reciclaje vía fecas y orina por efecto de un mayor tiempo de pastoreo. Las mayores concentraciones de $NO_3^-$ lixiviado ocurren en FI con máximos superiores a los 50 mg $L^{-1}$, con una reducción en el verano y un incremento en otoño-invierno (Figura 16b). El valor máximo de $NO_3^-$ ocurrió en octubre en ese mismo tratamiento con 62 mg $L^{-1}$ (datos no mostrados), esta concentración es alta, ya que supera el límite internacional en agua fresca. Los otros

tratamientos pastoreados mostraron concentraciones inferiores a FI en casi todo el año (Figura 16b).

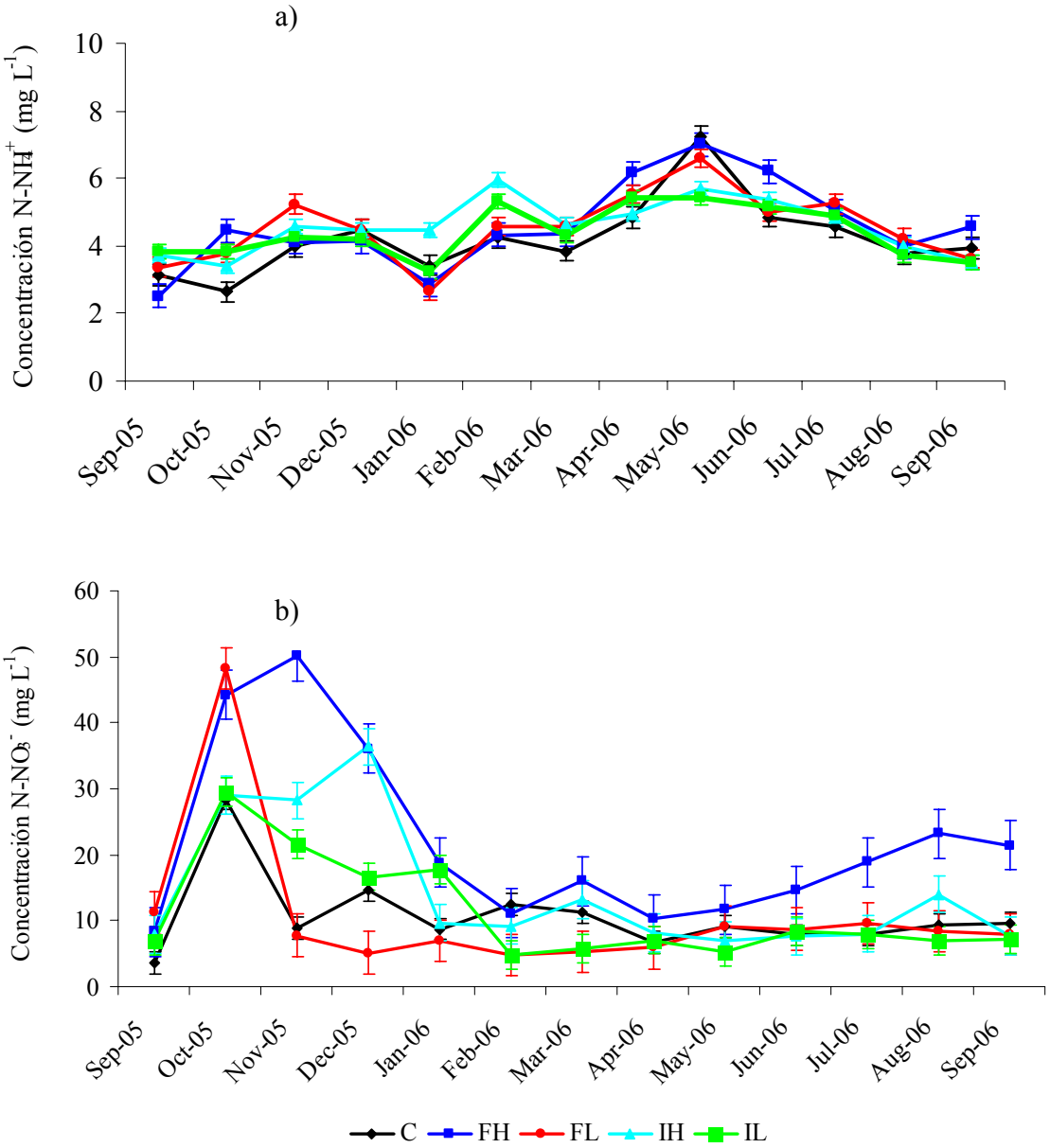


**Figura 16.** Concentración promedio mensual de N lixiviado ($N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$) desde la pradera por estación a) Amonio (mg $L^{-1}$) y b) Nitrato (mg $L^{-1}$). C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

Las concentraciones de N presentes en los lixiviados, indican niveles de $NO_3^-$ en el agua, que sobrepasan las normas internacionales en agua de bebida de 10 y 11,3 mg $L^{-1}$ (Figuras 15b y 16b) en Estados Unidos y La Unión Europea, respectivamente (Pervachon *et al.,* 2005) y cercanos a los niveles permisibles en fuentes de agua (45-50 mg $L^{-1}$), esto convierte los ecosistemas ganaderos del sur de Chile en fuentes potenciales de contaminación de cuerpos de agua con N.

Las prácticas agrícolas producen contaminación de los cuerpos de agua con $NO_3^-$, con concentraciones que exceden los limites máximos en agua de bebida de 10 mg N $L^{-1}$ en Estados Unidos de América, USA (USEPA, 1986; USEPA 1989) y una concentración máxima admisible de 50 mg N $L^{-1}$ como $NO_3^-$ en Europa (EC, 1980; Böhlke, 2002). En Nueva Zelanda el estándar de $NO_3^-$ en agua de bebida es de 11,3 mg $L^{-1}$ (Cameron y Di, 2004; Houlbrooke *et al.*, 2004). Sin embargo, La Agencia de Protección Medioambiental de USA (EPA) establece una concentración máxima de nitratos en el agua de bebida de 10 mg $L^{-1}$ de N (50 $NO_3^-$ $L^{-1}$). Esta concentración es la máxima recomendada por la Organización Mundial de la Salud[5], la cual equivale, exactamente, a 11,3 mg N $L^{-1}$, estándar que es el aplicado en Nueva Zelanda.

Para evitar los efectos adversos del $NO_3^-$ sobre la salud humana, la concentración del mismo a sido limitada en aguas de bebida a 45 mg $NO_3^-$ $L^{-1}$ en USA, 55 mg $NO_3^-$ $L^{-1}$ en Europa (Glass y Silverstein, 1999) y 45 mg $NO_3^-$ $L^{-1}$ en Argentina (CAA, 1999). En Chile la concentración de NT Kjeldahl es de 50 mg $L^{-1}$ y 15 mg $L^{-1}$ ($NO_2^-$ + $NO_3^-$) de acuerdo al DS N° 90 (2000), con máximos de NT en descargas de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales de 50 mg $L^{-1}$, con limites máximos permitidos en base a la capacidad de dilución del receptor de 75 mg $L^{-1}$. Los valores máximos permitidos a cuerpos de agua lacustre son de 10 mg NT $L^{-1}$ y 50 mg NT $L^{-1}$ en la zona litoral. Además en el DS 46 (2002), se establecen los limites de N en aguas subterráneas, con valores de 50 mg $L^{-1}$ de NT Kjeldahl y 15 mg $L^{-1}$ ($NO_2^-$ + $NO_3^-$), con limites máximos de vulnerabilidad media y baja de 10 y 15 mg $L^{-1}$ ($NO_2^-$ + $NO_3^-$), respectivamente. En estos niveles limites de N en agua en Chile, se considera un volumen de 200 L/hab/día. La ganadería podría generar impactos positivos en la economía de Chile, pero por otro lado,

[5] http://www.gencat.net/salut/depsan/units/sanitat/html/es/dir90/nitratos.htm

causar efectos negativos al medio ambiente, a la salud humana y de los microorganismos, calidad de agua, pérdida de productividad de los ecosistemas, mediante la transferencia de altas concentraciones de $NO_3^-$ al agua, esto fue demostrado en el estudio en el caso de la contaminación de agua con nitratos.

En ese sentido, Wachendorf *et al.* (2005) demostraron que la lixiviación de $NO_3^-$ es el principal contribuyente en las pérdidas de N lixiviado en la pradera, sin embargo el experimento también mostró que el $NH_4^+$ se lixivia, pero en menores concentraciones, debido a la naturaleza de carga y su capacidad de fijación en el suelo, también está asociado al contenido de $NH_4^+$ en la orina depositada en el pastoreo, por lo tanto un aumento en el tiempo de pastoreo podría producir un número mayor de parches de orina, lo que incrementa las posibilidades de que el $NH_4^+$ sea lixiviado (Whitehead 2000).

Las concentraciones del $NH_4^+$ y $NO_3^-$ lixiviado son altas comparado con los valores reportados por Alfaro *et al.* (2005b) en praderas del sur de Chile con 0,02-0,04 mg $L^{-1}$ de $NH_4^+$ y 1,7-1,2 mg $L^{-1}$ de $NO_3^-$. Sin embargo, las condiciones de carga animal (3,5 y 5,0 unidades de animales $ha^{-1}$ Holstein-Friesian con un peso inicial de 220 kg), una dosis de fertilización (65 kg N $ha^{-1}$), son diferentes, lo que explica estas diferencias, el contenido de MO de estos suelos también es superior (18 %) en comparación a lo reportado en este estudio (aproximadamente 13 %). Además, la incidencia de precipitaciones también fue menor (1260 mm) comparado con el experimento, lo que explicaría las diferencias entre las concentraciones de N lixiviado. No obstante, estas concentraciones son bajas comparado con los valores reportados por Barlow *et al.* (2007) en una pastura manejada con riego y pastoreo en Australia, con concentraciones de NT superiores a 142 mg $L^{-1}$, sin embargo la dosis de fertilizantes fueron muy superiores en ese experimento (superior a 300 kg N $ha^{-1}$ $año^{-1}$), lo que explica las altas concentraciones de N lixiviado. Estos niveles son superiores a los valores obtenidos en el experimento; sin embargo, estas pasturas se manejan bajo irrigación, lo que aumenta la cantidad de N lixiviado.

En el caso del $NO_3^-$ lixiviado, las pérdidas fueron afectadas por las precipitaciones de primavera e invierno (379 y 549 mm, respectivamente, distribuido en 180 día), esto está en acuerdo con lo reportado por Wachendorf *et al.* (2005). Otro factor que también afectó la lixiviación fue la proporción de fertilizante nitrogenado aplicado de acuerdo con Cameron y

Di (2004). En general la lixiviación de N es afectada por la textura del suelo, permeabilidad del suelo, tamaño de poros y distribución, profundidad del suelo, drenaje, cantidad de fertilizantes aplicados, temperatura y precipitación anual y humedad del suelo (van Es y Delgado, 2004).

La lixiviación de $NO_3^-$ es favorecida por la naturaleza de carga de este ion. La naturaleza química de ambos iones podría explicar estas diferencias, ya que el $NO_3^-$ está cargado negativamente, por lo tanto no puede ser adsorbido por las arcillas y coloides orgánicos del suelo y por tanto es susceptible a ser lixiviado a las capas más profundas del suelo, por el contrario el $NH_4^+$ está cargado positivamente, lo que le permite ser fijado en el suelo, lo que reduce las posibilidades de lixiviación (Mora *et al.,* 2007). Otro factor importante es la distancia de los iones de las raíces de las plantas, favoreciendo con esto su mayor absorción y su movilidad.

Los resultados muestran, en primer lugar, bajas pérdidas de $NH_4^+$ en comparación con el $NO_3^-$ en todas las estaciones. Segundo, que existen diferencias significativas entre los resultados de las cuatro estaciones. Las mayores pérdidas se produjeron en el tratamiento FI, donde los animales tienen un consumo mayor de forraje y dejan una menor cobertura en post pastoreo, tardan más tiempo en pastoreo y depositan mayor volumen de N vía excreta. Esto contribuye al aporte de N orgánico, hidrólisis de la urea y posterior oxidación por nitrificación a $NO_3^-$; esta tendencia asociado a un residuo bajo y una menor cobertura en los tratamientos intensos al concluir el pastoreo y exceso de lluvia, favorecen la lixiviación del N presente en la solución, el cual también captura y arrastra bases como el $Ca^{2+}$ y $Mg^{2+}$ (Asner *et al.,* 2001) y $K^+$.

#### 4.4.2.1.2 Pérdidas acumuladas de N lixiviado

Las pérdidas acumuladas de N durante el año fueron significativamente ($P \leq 0,05$) superiores en FI con 58,7 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ en comparación con el tratamiento control con 33,2 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$, mostrando deferencias estadísticas en todos los casos en cada estación (Tabla 19). La lixiviación en PFI fue significativamente mayor al control en otoño e invierno, pero fue más bajo en verano. El tratamiento con pastoreo suave (FS) tuvo una menor lixiviación que el

control, sin embargo en PFS la lixiviación fue similar al control, ya que no se encontró diferencias significativas entre ambos tratamientos (P ≤0,05).

Las pérdidas de N lixiviado en el año ocurrieron en el orden de los 33, 59, 26, 38 y 32 kg N $ha^{-1}$en los tratamientos C, FI, FS, PFI y PFS, respectivamente (Tabla 19), con las mayores pérdidas en FI. La lixiviación fue influenciada por las precipitaciones diarias, demostrándose que la mayor pérdida se registró en las estaciones (primavera e invierno), ambas con mayor incidencia de precipitaciones. En la estación de primavera se registraron las mayores pérdidas de N lixiviado, independientemente del sistema de pastoreo aplicado. Esta estación también se caracterizó por tener un mayor número de pastoreos por tratamientos, y moderada cantidad de N en el forraje y mayor tiempo de los animales en pastoreo, además durante esta estación la pradera fue fertilizada con 92 kg N $ha^{-1}$ en dos dosis iguales. Todo esto asociado a condiciones ambientales favorables para la lixiviación del N. El flujo de N y las pérdidas podrían estar influenciados por factores edáficos e historial local del sitio (Ledgard *et al.*, 1998). En investigaciones realizadas por Mora *et al.,* (2004a), se concluyó que los factores de mayor incidencia en la lixiviación de N en el sistema pratense son las precipitaciones y la dosis de fertilizante (Mora *et al.,* 2007). Otro factor que afecta la lixiviación es la carga animal (CA) utilizada (Ledgard *et al.*, 1999), pero en este estudio se utilizó la misma carga animal en los cuatro sistemas de pastoreo y por lo tanto no hubo un efecto de la CA en el N lixiviado.

**Tabla 19**. Nitrógeno lixiviado (kg $ha^{-1}$) desde parcelas bajo diferente régimen de pastoreos y no pastoreo. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| **Estación** | **Tratamiento** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Primavera | $11,5^{bc}$ (0,57) | $22,9^{a}$ (2,68) | $5,8^{c}$ (0,08) | $14,6^{b}$ (0,49) | $13,2^{b}$ (1,25) |
| Verano | $6,0^{b}$ (0,15) | $8,2^{a}$ (0,17) | $3,9^{d}$ (0,27) | $4,6^{cd}$ (0,52) | $5,3^{bc}$ (0,14) |
| Otoño | $7,2^{c}$ (0,30) | $9,8^{a}$ (0,60) | $7,5^{c}$ (0,49) | $8,3^{b}$ (0,21) | $5,4^{d}$ (0,06) |
| Invierno | $8,5^{c}$ (0,38) | $17,9^{a}$ (0,39) | $8,6^{c}$ (0,79) | $10,1^{b}$ (0,06) | $8,2^{c}$ (1,26) |
| Total | $33,2^{c}$ (0,95) | $58,7^{a}$ (2,45) | $25,8^{d}$ (0,59) | $37,6^{b}$ (0,45) | $32,1^{c}$ (1,59) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre líneas indican diferencias significativas al P≤0,05.

En promedio (FI y PFI) lixiviaron un 40 % más N que los tratamientos suaves (FS y PFS) y un 31 % más que el tratamiento control (Tabla 19). La lixiviación de N en sistemas pratenses es variable, ya que depende de las condiciones ambientales y del manejo particular de cada suelo. Jarvis (1993) indica que 43-48 kg N $ha^{-1}$ son lixiviados en praderas de Inglaterra, Goss *et al.* (1998) reportan entre 40-50 kg N $ha^{-1}$ y Anderson *et al.* (1998) reportan entre 17-28 kg N $ha^{-1}$, mostrando esto que las pérdidas de N por lixiviación varían con la ubicación geográfica, manejo de la pastura y el tipo de pastoreo. Los resultados indican que un pastoreo intenso produce una mayor lixiviación, ya que el suelo queda con menor cobertura vegetal. Por lo tanto, una pradera joven y abierta, está sujeta a una mayor lixiviación.

Alfaro *et al.* (2005b) reportaron valores de N lixiviado en el sur de Chile, mucho menor a las obtenidas en nuestra investigación, sin embargo las condiciones de manejo del experimento, en relación a la carga animal, N aplicado, contenido de MO y condiciones ambientales fueron muy diferentes e inferiores, lo que explica las bajas pérdidas reportadas. Sin embargo, Alfaro *et al.* (2007), reportan valores de N lixiviado en praderas bajo pastoreo en Chile en un rango de 3-70 kg N $ha^{-1}$, por lo tanto nuestros valores se encuentran en este rango. Los valores reportados son un 50 % menores que las pérdidas reportadas por Mora *et al.* (2007), con valores de N potencialmente lixiviable de 90 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ en una pradera para corte, manejada con riego y 300 kg N $ha^{-1}$ aplicados en el sur de Chile. En relación a la dosis de fertilización, estos investigadores plantean que una reducción del 50 % en el N aplicado redujo en un 35 % la lixiviación potencial de N.

Las pérdidas anuales de N lixiviado obtenidas en este experimento son bajas en comparación a lo reportado por Di y Cameron (2004) y Ledgard *et al.* (1999) en praderas irrigadas manejadas con pastoreo en Nueva Zelanda y Australia, respectivamente. Las diferencias encontradas en el estudio, comparado con los resultados obtenidos en Nueva Zelanda y otros países europeos, se relacionan con la cantidad de N reciclado en pastoreo vía fecas y orina (Whitehead, 2000) y a la irrigación del sistema. Ambas condiciones son diferentes en este experimento, ya que los resultados mostrados fueron condicionados a una pradera en secano y con niveles de N reciclado inferior a los 100 kg N $ha^{-1}$.

La cantidad anual de N lixiviado representó entre el 7 y 14 % de las entradas al sistema, con las mayores pérdidas en el tratamiento FI (13,7 %). Además, la lixiviación de N en función del fertilizante aplicado fue entre el 11-26 %, siendo superior en FI (Tabla 20). Esto puede ser explicado en relación al tipo de pradera, forma de siembra y edad de la pradera.

**Tabla 20.** Porcentajes de N lixiviado durante la temporada de pastoreo. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| | Tratamiento | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Pérdidas de Nitrógeno** | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Entradas totales de N (kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$) | 288 | 427 | 371 | 428 | 359 |
| | (3,46) | (3,46) | (3,83) | (2,69) | (4,18) |
| Porcentaje de pérdida (%) | | | | | |
| (N lixiviado/Entradas totales N al sistema) | | | | | |
| Porcentaje (%) N lixiviado | 11,5 | 13,7 | 6,9 | 8,8 | 9,0 |
| ($N\text{-}NH_4^+ + N\text{-}NO_3^-$) | (0,33) | (0,57) | (0,16) | (0,11) | (0,45) |
| N fertilizante aplicado | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 |
| (kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$) | (0,00) | (0,00) | (0,00) | (0,00) | (0,00) |
| Porcentaje de pérdida (%) | | | | | |
| (N lixiviado/N fertilizante aplicado) | | | | | |
| Porcentaje (%) N lixiviado | 14,4 | 25,5 | 11,2 | 16,3 | 14,0 |
| ($N\text{-}NH_4^+ + N\text{-}NO_3^-$) | (0,41) | (1,06) | (0,26) | (0,20) | (0,69) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

#### 4.4.2.2 Pastoreo y pérdidas de amoniaco

La emisión diaria de $NH_3$ por tratamiento durante cada estación mostró un patrón similar entre los tratamientos pastoreados (Figura 17). Generalmente, las proporciones de la emisión diaria mostró la misma tendencia por estación y tratamiento y no se observó diferencias significativas ($P \leq 0,05$).

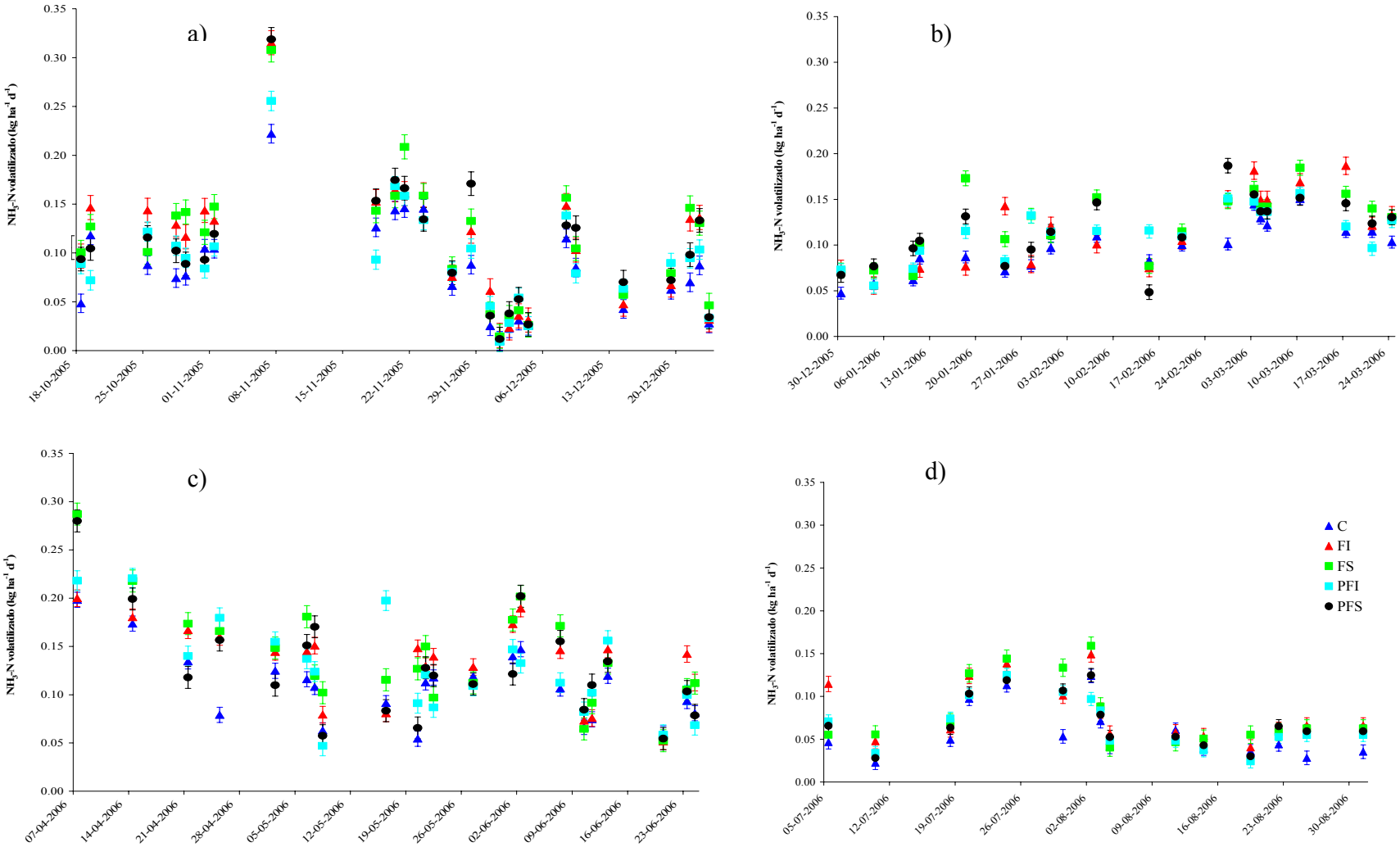


**Figura 17.** Emisión diaria de $NH_3$ (kg $ha^{-1}$ $d^{-1}$) desde diferentes parcelas bajo pastoreo en a) Primavera 2005; b) Verano 2005-2006; c) Otoño 2006; d) Invierno 2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

La emisión del $NH_3$ diaria fue entre 0,08-0,13 kg $NH_3$ $ha^{-1}$ $d^{-1}$ en primavera, 0,09-0,12 kg $NH_3$ $ha^{-1}$ $d^{-1}$ en verano, 0,10-0,14 kg $NH_3$ $ha^{-1}$ $d^{-1}$ otoño y 0,05-0,08 kg $NH_3$ $ha^{-1}$ $d^{-1}$ en invierno (Figura 17). Las mayores emisiones diarias ocurren a mediado de primavera y a inicios de otoño.

Las pérdidas acumuladas totales por estación (y total al año) fueron significativamente mayores ($P \leq 0,05$) en los tratamientos pastoreados en un rango de 36-41 kg $NH_3$ $ha^{-1}$ $a^{-1}$ (Tabla 21). En la comparación de los tratamientos en verano e invierno no se observaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre los tratamientos pastoreados (Tabla 21), pero sí con el control.

**Tabla 21.** Emisión de $NH_3$ (kg $ha^{-1}$) desde el suelo en los tratamientos. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| **Estación** | **Tratamiento** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Primavera | $7,5^{c}$ (0,12) | $10,0^{a}$ (0,29) | $10,2^{a}$ (0,08) | $8,4^{b}$ (0,38) | $9,5^{ab}$ (0,10) |
| Verano | $8,8^{b}$ (0,22) | $10,4^{a}$ (0,37) | $11,2^{a}$ (0,32) | $10,1^{a}$ (0,15) | $10,6^{a}$ (0,22) |
| Otoño | $9,7^{c}$ (0,42) | $12,1^{a}$ (0,46) | $12,7^{a}$ (0,32) | $11,4^{b}$ (0,09) | $11,4^{b}$ (0,58) |
| Invierno | $5,2^{b}$ (0,43) | $7,3^{a}$ (0,38) | $7,3^{a}$ (0,12) | $6,1^{a}$ (0,51) | $6,4^{a}$ (0,06) |
| Total | $31,2^{d}$ (0,71) | $39,9^{ab}$ (0,38) | $41,4^{a}$ (0,15) | $36,1^{c}$ (0,81) | $37,9^{bc}$ (0,42) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre líneas indican diferencias significativas al $P \leq 0,05$.

En otoño el pastoreo frecuente (FI y FS), produjo mayores pérdidas de $NH_3$ que el pastoreo poco frecuente (PFI y PFS). Los tratamientos manejados con criterios de pastoreo frecuentes fueron en promedio 10 % superior en las emisiones de $NH_3$ a los tratamientos pastoreados con criterios poco frecuentes y un 30 % superior al tratamiento control.

Las emisiones estimadas durante el año entero también fueron significativamente mayores en los tratamientos pastoreados más frecuentemente, con emisiones promedio netas de 9,5 y 5,8 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ para los tratamientos frecuentes (FI y FS) y poco frecuentes (PFI y PFS), respectivamente con relación al tratamiento control. Los resultados demostraron que una

mayor frecuencia de pastoreo, con tiempos más cortos entre pastoreos produce una mayor emisión de $NH_3$, independiente de la intensidad de pastoreo.

Las pérdidas de $NH_3$ desde el suelo por tratamientos fueron variables en todas las estaciones (Tabla 21 y Figura 17). Observándose mayor estabilidad en el volumen volatilizado durante las estaciones de verano y otoño, ambas estaciones con mayor actividad ureasa, lo cual explica la mayor emisión de $NH_3$ durante estas estaciones que es un subproducto de la nitrificación.

Las emisiones totales acumuladas de $NH_3$ por estaciones fue en el siguiente orden: otoño> verano> primavera> invierno. La estación donde se produjo la mayor volatilización de $NH_3$ fue otoño, la cual se caracterizó por condiciones ambientales que favorecieron la emisión. Otro de los factores que favoreció la emisión fue la aplicación de urea en otoño y el incremento de ND en verano como fue discutido anteriormente y a la baja absorción de las plantas asociado a una menor cobertura de acuerdo a lo señalado por Denmead *et al.* (2004).

Las pérdidas totales de $NH_3$ fueron de 31, 40, 41, 36 y 38 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ para los tratamientos control, FI, FS, PFI y PFS, respectivamente (Tabla 21). Al comparar las emisiones entre tratamientos, se observó que el control siempre tuvo menores pérdidas de $NH_3$ en las estaciones. Sin embargo, entre los tratamientos pastoreados, los tratamientos frecuentes (FI y FS) poseen las mayores pérdidas en relación a los infrecuentes (PFI y PFS).

Los resultados demuestran que una mayor frecuencia de pastoreo y no necesariamente una mayor intensidad, produjo una mayor emisión de $NH_3$ desde el suelo, estos resultados coinciden con los valores reportados por Schils *et al.* (2005) y Misselbrook *et al.* (2004). En ese sentido, la aplicación de fertilizantes y residuos orgánicos en la agricultura son una fuente de emisión de $NH_3$ a la atmósfera (Krupa y Moncrief, 2002; Krupa, 2003ab; Krupa *et al.,* 2003; Misselbrook *et al.,* 2005).

El $NH_3$ volatilizado varía dependiendo del tipo de suelo, fertilizante aplicado y condiciones ambientales. Por ejemplo Jarvis (1993) indica que en Inglaterra se pierden 46 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ como $NH_3$ desde la pradera. Sin embargo, Ledgard *et al.* (1998) en Nueva Zelanda reportan

pérdidas de 41 kg N $ha^{-1}$ con una dosis de 200 kg N $ha^{-1}$. Resultados similares encontraron de Klein y Legard (2001) en Nueva Zelanda en tres sistemas de pastoreo en un rango de 11-70 kg $ha^{-1}$. Por lo tanto, la volatilización de $NH_3$ dependerá de las condiciones ambientales, propiedades del suelo y los criterios de pastoreo aplicados. Por ejemplo, al comparar los resultados obtenidos en el experimento con diferentes resultados, como fue presentado anteriormente en la Tabla 5. Se observa gran similitud con los resultados mostrados por Ledgard *et al.* (1998,1999), Brown *et al.* (2005), Bussink (1992), Eckard *et al.* (2003), Dueri *et al.* (2007), Barbieri y Echeverría (2003). Sin embargo, otros investigadores reportan niveles de emisión superiores a los 80 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ (Oenema, 2006; Sommer *et al.,* 2001), mientras que Martha *et al.* (2004) y Lampe *et al.* (2004), reportan emisiones más bajas (<14 kg $NH_3$ $ha^{-1}$ $a^{-1}$).

El $NH_3$ volatilizado representó entre 8 y 11 % del N que entró a la pradera durante el año, produciéndose las mayores pérdidas en FS con un 11 %, valor que fue superior a las emisiones producidas en los demás tratamientos pastoreados y el control (Tabla 22). Además, el $NH_3$ producido representó entre el 13 y 18 % del N aplicado como urea. Estos valores coinciden con la literatura científica, ya que los fertilizantes aportan un 20 % del $NH_3$ emitido desde el suelo (Sommer y Jensen, 1994). En Chile, Salazar *et al.* (2007) en una pradera permanente demostraron que las emisiones de $NH_3$ son del orden del 10 % cuando se aplican 100 kg N $ha^{-1}$ $año^{-1}$ como urea. Este porcentaje es mucho menor que lo reportado en este experimento, sin embargo, las condiciones de manejo fueron diferentes y la época en que se realizó el experimento de Salazar *et al.* (2007) y por otro lado el experimento fue de muy corta duración, y los datos no representarían la media del año.

Las emisiones de $NH_3$ en sistemas de pastoreo en zonas templadas representan entre el 8-9 % de todas las entradas de N al sistema (Bouwman *et al.,* 2005), lo que también coincide con este experimento. Como consecuencia de lo anterior, una fracción del N que entra al sistema de pastoreo, se está perdiendo a la atmósfera, lo que sugiere un impacto ambiental con efectos a menor o mayor escala, sin embargo esta hipótesis no fue demostrada en el experimento. Sin embargo, este porcentaje dependerá del tipo de fertilizante usado (Bussink, 1992). Por lo

tanto, una mayor frecuencia del pastoreo y no necesariamente una mayor intensidad (consumo) produce una mayor volatilización de $NH_3$.

Las pérdidas de $NH_3$ representaron entre el 13-18 % del N fertilizante aplicado como urea. Estos resultados son comparables con los reportados en la literatura. Las pérdidas de $NH_3$ a partir de urea es entre un 18-30 % del N aplicado bajo condiciones de suficiente humedad para la hidrólisis de la urea. Resultados similares encontraron Reynolds y Wold (1987). Otros resultados establecen niveles de pérdidas de un 10 % (Dämmgen y Grünhage, 2002) y 12 % de Klein y Ledgard (2001).

**Tabla 22.** Porcentajes de N gaseoso ($NH_3$ y $N_2O$) volatilizado durante la temporada de pastoreo. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| | Tratamiento | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Pérdidas de Nitrógeno** | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Entradas totales de N (kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$) | 288 (3,5) | 427 (3,4) | 371 (3,8) | 428 (2,7) | 359 (4,2) |
| Pérdidas N gaseoso/ entradas totales N al sistema (%) | | | | | |
| Volatilización $NH_3$ | 10,8 (0,25) | 9,3 (0,09) | 11,2 (0,04) | 8,4 (0,19) | 10,6 (0,12) |
| Emisión $N_2O$ | 1,0 (0,0002) | 0,8 (0,0002) | 0,9 (0,0002) | 0,8 (0,0002) | 0,9 (0,0002) |
| Total | 11,8 (0,25) | 10,1 (0,09) | 12,0 (0,04) | 9,2 (0,19) | 11,5 (0,12) |
| N fertilizante aplicado* (kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$) | 230 | 230 | 230 | 230 | 230 |
| Pérdidas N gaseoso/ N fertilizante aplicado (%) | | | | | |
| Volatilización $NH_3$ | 13,6 (0,31) | 17,4 (0,17) | 18,0 (0,07) | 15,7 (0,35) | 16,5 (0,18) |
| Emisión $N_2O$ | 1,3 (0,00004) | 1,4 (0,00004) | 1,4 (0,00004) | 1,4 (0,00004) | 1,4 (0,00004) |
| Total | 14,9 (0,31) | 18,8 (0,17) | 19,4 (0,07) | 17,1 (0,35) | 17,9 (0,18) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave; * Valores de error estándar mostrados en Tabla 20.

#### 4.4.2.3 Pérdidas de $N_2O$

Las mayores emisiones de $N_2O$ se produjeron en el pastoreo FI y PFI, con un promedio anual de 3,24 kg $N_2O$ $ha^{-1}$ $a^{-1}$, reduciéndose la emisión en el pastoreo suave (FS y PFS) y el control (Tabla 23). En experimentos realizados por Phillips *et al.* (2007) donde aplicaron los mismos factores de estimación de $N_2O$ utilizados en esta investigación, reportó valores similares de emisión para los fertilizantes de 2,81 kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$ a una dosis de 225 kg N $ha^{-1}$, pero niveles más altos de emisión para orina (1,9-2,4 kg $N_2O$ $ha^{-1}$ $a^{-1}$) y fecas (0,5-0,6 kg $N_2O$ $ha^{-1}$ $a^{-1}$), estas diferencias están asociadas al tipo de fertilizante aplicado y a un mayor reciclaje animal en la pradera. Otros factores que afectan la emisión de $N_2O$ son la localización de la pastura, nivel de compactación del suelo por pisoteo de los animales, y cantidad de fecas y orina depositadas en la pradera (van Groenigen *et al.*, 2005).

De acuerdo a Oenema y Sapek (2000) y Saggar *et al.* (2007) los factores ambientales y de manejo de la pradera, estarían controlando las emisiones de $N_2O$. De acuerdo a esto, los factores de manejo de la pradera considerados en este caso que influyen en las emisiones de $N_2O$ fueron: tipo, cantidad y método de aplicación del fertilizante nitrogenado, sistema de pastoreo, compactación del suelo, tipo de pradera y drenaje. Además, estas pérdidas son asociadas a factores ambientales como el clima y condiciones del suelo.

**Tabla 23.** Estimación anual de $N_2O$ desde fertilizantes, fecas y orina depositados en sistemas de pastoreo. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| Tratamientos | Emisión $N_2O$ (kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Urea | Orina | Fecas | Total $N_2O$ |
| C | $2,88^a$ (0,000) | - | - | $2,88^b$ (0,000) |
| FI | $2,88^a$ (0,000) | $0,23^a$ (0,0001) | $0,12^a$ (0,0001) | $3,23^a$ (0,001) |
| FS | $2,88^a$ (0,000) | $0,19^a$ (0,0015) | $0,10^a$ (0,0002) | $3,17^a$ (0,002) |
| PFI | $2,88^a$ (0,000) | $0,24^a$ (0,0010) | $0,12^a$ (0,0003) | $3,24^a$ (0,001) |
| PFS | $2,88^a$ (0,000) | $0,15^a$ (0,0007) | $0,08^a$ (0,0001) | $3,11^a$ (0,001) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras en superíndice entre filas de una misma columna indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

El $N_2O$ volatilizado representó entre 0,8-1 % del N que entró a la pradera durante el año y entre el 1,3-1,4 % del N aplicado como fertilizante, no encontrándose variabilidad ($P \leq 0,05$) entre los porcentajes obtenidos, lo cual se debe a que la dosis de fertilizante aplicado fue igual entre los tratamientos y el reciclaje no influyó mucho, debido al bajo porcentaje asignado al N reciclado vía fecas y orina en la metodología de estimación utilizada (Tabla 23).

En la región de La Araucanía se estima una emisión anual de 2,78-3,13 Gg $N_2O$ $a^{-1}$, comparables a los generados por todas las actividades agrícolas de la región (3,04 Gg $N_2O$ $a^{-1}$) según inventarios de gases de invernadero realizados en Chile en la década de los ´90s (González *et al.*, 1995; Novoa *et al.,* 2000). Brown *et al.* (2002) reportan emisiones de $N_2O$ en praderas de 16,75 Gg en Inglaterra, 2,26 Gg en Gales, 2,47 Escocia, 2,78 Gg en Irlanda del Norte y 24,27 Gg en Reino Unido. Estos resultados mostrados sugieren que las emisiones de $N_2O$ estimadas en región de La Araucanía, están dentro del rango de emisiones producidas en las praderas.

Los resultados indican un incremento en las emisiones de $N_2O$ en ganadería bajo pastoreo en Chile durante los últimos años, superando las emisiones totales de $N_2O$ del sector agrícola de La Araucanía, lo que es preocupante al considerar los impactos negativos de este gas en el medio ambiente y sus implicaciones para el país.

#### 4.4.2.4 Absorción de N por las plantas y los animales (recuperación de N)

La mayor absorción de N por las plantas por estaciones en orden decreciente fue: primavera > otoño > invierno > verano (Tabla 24), en las cuatro estaciones de pastoreo se observó diferencias significativas entre los tratamientos pastoreados en relación a la absorción de N por las plantas. En las estaciones de primavera, verano y otoño la mayor absorción de N se produjo en el pastoreo intenso (FI y PFI), ya que en invierno el tratamiento PFS tuvo una mayor absorción. En general, una mayor intensidad de pastoreo produjo una mayor absorción de N. La absorción anual de N en FI fue de 303 kg N $ha^{-1}$, siendo estadísticamente similar ($P \leq 0,05$) a PFI y superior a FS, PFS y el control (Tabla 24), esto es debido a que el pastoreo intenso genera una mayor acumulación de MS durante el año (10 ton MS $ha^{-1}$) y por lo tanto, tiene una mayor demanda de N, en comparación a los demás tratamientos. En general, el N es absorbido por las plantas como $NO_3^-$ o

$NH_4^+$ (McLaren y Cameron, 1996) y prefieren $NO_3^-$ (Marschner, 2003). En ese sentido, la cantidad de N no recuperado por el cultivo es proporcional con la cantidad de N fertilizante aplicado (Matus *et al.,* 2005a). Dependiendo de la eficiencia de recuperación (ER) de N de las plantas será su productividad.

**Tabla 24.** Absorción de N por las plantas por estaciones y tratamientos durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| **Estaciones** | **N absorbido por las plantas/ tratamientos/estaciones (kg N ha$^{-1)}$** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | C | FI | FS | PFI | PFS |
| Primavera | 70,3c | 132,5a | 96,2b | 132,7a | 99,1b |
| | (2,32) | (5,35) | (1,99) | (5,61) | (1,74) |
| Verano | 22,6b | 37,7a | 14,8c | 40,6a | 22,8b |
| | (0,75) | (1,52) | (0,31) | (1,72) | (0,40) |
| Otoño | 46,3c | 79,8a | 49,6c | 72,8b | 48,0c |
| | (1,53) | (3,22) | (1,03) | (3,08) | (0,84) |
| Invierno | 36,7b | 53,7a | 33,4c | 37,8b | 52,5a |
| | (1,21) | (2,17) | (0,70) | (1,60) | (0,92) |
| **Total** | 175,8d | 303,7a | 194,0c | 283,9a | 222,4b |
| | (5,80) | (12,25) | (4,01) | (12,01) | (3,89) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras en una misma fila indican diferencias significativas P≤0,05.

La estimación del N ingerido por los animales en pastoreo mostró diferencias significativas (P≤0,05) entre los tratamientos intensos y los suaves en las estaciones de primavera, verano y otoño (Tabla 25), indicando una tendencia similar al contenido de N absorbido en las plantas.

La cantidad de N ingerido por los animales durante el año fue de 228 kg N ha$^{-1}$ en FI, 213 kg N ha$^{-1}$ en PFI, siendo estos valores muy superiores (*P*≤0,05) al N ingerido por animales que pastaron menos intensamente (145-167 kg N ha$^{-1}$). En ese sentido, Jarvis (1993) y Van Vuuren y Meijs (1987) plantearon que los animales bovinos son eficientes en un 43 % en la utilización del N ingerido, sin embargo los porcentajes de eficiencia en el uso de N por los animales son muy variables.

**Tabla 25.** Estimación N ingerido por los animales en pastoreo por estaciones durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| **Estaciones** | **Nitrógeno ingerido por los animales/ tratamientos/estaciones (kg N ha$^{-1}$)** | | | |
|---|---|---|---|---|
| | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Primavera | 99,4a (4,01) | 72,2b (1,49) | 99,5a (4,20) | 74,3b (1,31) |
| Verano | 28,3a (1,14) | 11,1c (0,23) | 30,4a (1,29) | 17,1b (0,30) |
| Otoño | 59,8a (2,42) | 37,2b (0,77) | 54,6a (2,31) | 36,0b (0,63) |
| Invierno | 40,3a (1,63) | 25,01b (0,53) | 28,4b (1,20) | 39,4a (0,69) |
| **Total** | 227,8a (9,18) | 145,5d (3,00) | 212,9b (9,00) | 166,8c (2,91) |

FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras en una misma fila indican diferencias significativas P≤0,05.

**Tabla 26.** Estimación N asimilado por los animales en pastoreo por estaciones durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (dentro de paréntesis).

| **Estaciones** | **Nitrógeno asimilado por los animales/ tratamiento/estación (kg N ha$^{-1}$)** | | | |
|---|---|---|---|---|
| | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Primavera | 42,7a (1,72) | 31,0b (0,64) | 42,8a (1,81) | 31,9b (0,56) |
| Verano | 12,2b (0,49) | 4,8d (0,10) | 13,1a (0,55) | 7,4c (0,13) |
| Otoño | 25,7a (1,04) | 16,0b (0,33) | 23,5a (0,99) | 15,5b (0,27) |
| Invierno | 17,3a (0,70) | 10,7b (0,23) | 12,2b (0,52) | 16,9a (0,30) |
| **Total** | 97,9a (3,95) | 62,5d (1,29) | 91,6b (3,87) | 71,7c (1,25) |

FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras en una misma fila indican diferencias significativas P≤0,05.

El problema es que los animales rumiantes tienen ineficiencia para convertir el N ingerido en leche y peso vivo del animal (Bussink, 1992; Jarvis, 1993). En relación a la cantidad de N asimilado (estimado) por los animales bovinos en la formación de tejido animal o en la producción de carne, o en el mantenimiento de sus funciones metabólicas, los resultados

mostraron diferencias significativas ($P \leq 0,05$), resultando una mayor asimilación de N en los animales que pastaron más intensamente (Tabla 26).

### 4.5 Producción y calidad de la pradera

#### 4.5.1 Producción de la pradera

Los resultados indican que la producción osciló entre las 7-10 ton MS $ha^{-1}$ y el orden en los tratamientos pastoreados fue FI > PFI >PFS > FS (Tabla 27). Una mayor intensidad de pastoreo produjo una mayor producción de MS. La producción por tratamiento de la pradera fue superior en primavera e inferior en invierno (Tabla 27). La tasa de crecimiento diaria de la pradera fue superior en primavera (Figura 18) con 50-53 kg MS $ha^{-1}$ en los tratamientos FI y PFI, respectivamente en comparación al pastoreo menos intenso FS y PFS (40-42 kg MS $ha^{-1}$) y el control. Durante el verano las tasas de crecimiento diarias se reducen en todos los tratamientos pastoreados (9-17 kg MS $ha^{-1}$), e incrementan en otoño (18-28 kg MS $ha^{-1}$) y decrecen en invierno (12-19 kg MS $ha^{-1}$). Durante las cuatro estaciones se observaron diferencias significativas en la tasa de crecimiento diaria de la pradera en el pastoreo intenso (FI y PFI) en comparación al pastoreo suave (FS y PFS) y el control. En experimento realizado en primavera, Mckenzie *et al.* (2006a), demostraron que una mayor intensidad del pastoreo en una pradera de ballicas y trébol, produjo una mayor tasa de crecimiento diaria de 100-110 kg MS $ha^{-1}$ $d^{-1}$. En nuestro caso las mayores producciones ocurren en los tratamientos más intenso, es decir con una mayor presión (intensidad) de pastoreo. El pastoreo frecuente e intenso durante primavera permite mantener niveles altos de producción de MS (Mckenzie *et al.,* 2006a), incrementando la persistencia de la pradera (Mckenzie *et al.,* 2006b). La producción de la pastura es afectada por la intensidad y tiempo de pastoreo, y por las condiciones ambientales (Ru y Fortune, 2000).

Las plantas durante la estación de invierno son sometidas a estrés por frío, retardando su crecimiento, bajando la tasa diaria y la producción total; sin embargo un pastoreo intenso durante esta estación garantiza una óptima producción en el pastoreo primaveral siguiente (PFI y PF). El PFI fue el tratamiento más productivo, sin embargo los turnos de pastoreo son más largos y el residuo es alto, con acumulación de material muerto relativamente similar a los demás tratamientos pastoreados en primavera (Ver sección 4.6.2), excepto en FI. En verano,

otoño e invierno el contenido de material muerto se reduce en PFI en comparación a los demás tratamientos pastoreados, lo que explica su calidad superior (Tablas 28 y 29).

En verano las plantas son sometidas a estrés por sequía, afectando también la producción (Tabla 27), ya que las tasas de crecimiento, se reducen en todos los tratamientos (Figura 18), en ese sentido Mckenzie *et al,* (2006a) reportaron tasas de crecimiento diaria de 5 kg MS $d^{-1}$. En esta estación las especies dominantes son *D. glomerata* y *L. perenne*, con una reducción importante en la cantidad de *T. repens, F. arundinacea* y por otro lado un mayor porcentaje de material muerto (38-57 %) Tabla 29, lo que explica la menor calidad del forraje en verano (Tabla 28).

**Tabla 27.** Producción total de materia seca durante la temporada de pastoreo. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| **Estación** | **Producción total MS / tratamiento/ estación (kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$)** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Primavera | 3054,0c | 4539,7ab | 3634.0bc | 4720,7a | 3800,3bc |
| | (151.69) | (178,28) | (387,57) | (65,13) | (97,34) |
| Verano | 1235,3b | 1603,6a | 869,6c | 1526,8a | 1003,8c |
| | (58,73) | (52,60) | (62,93) | (37,02) | (28,28) |
| Otoño | 1553,4b | 2533,1a | 1670,5b | 2384,6a | 1623,1b |
| | (228,57) | (111,42) | (95,40) | (52,16) | (217,11) |
| Invierno | 1263,8b | 1706,6a | 1091,0b | 1255,5b | 1747,1a |
| | (40,91) | (23,35) | (56,25) | (127,57) | (77,01) |
| **Total** | **7106,5c** | **10383,0a** | **7265.1c** | **9887,7a** | **8174,4b** |
| | (302,48) | (284,56) | (341,84) | (138,08) | (171,35) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

La producción de la pradera fue baja, en comparación con otras praderas del sur de Chile (> 12 t MS $ha^{-1}$ $a^{-1}$) y por otro lado, la dosis de aplicación de N fue elevada (230 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$) en comparación a los estándares internacionales que establecen un límite de aplicación entre 180-

200 kg N ha$^{-1}$. Los rendimientos reportados por Demanet *et al.* (2005) para esta mezcla, pero bajo corte a 5 cm fue de 12 t MS ha$^{-1}$. La producción total de los tratamientos fue entre 13-39 % inferior a la obtenida por estos. Sin embargo, en secano la producción para praderas en mezcla como ballica - trébol - pasto ovillo en la región de La Araucanía es de 7-9 t ha$^{-1}$ (Romero, 1996), rendimientos que coinciden con los resultados obtenidos en este experimento.

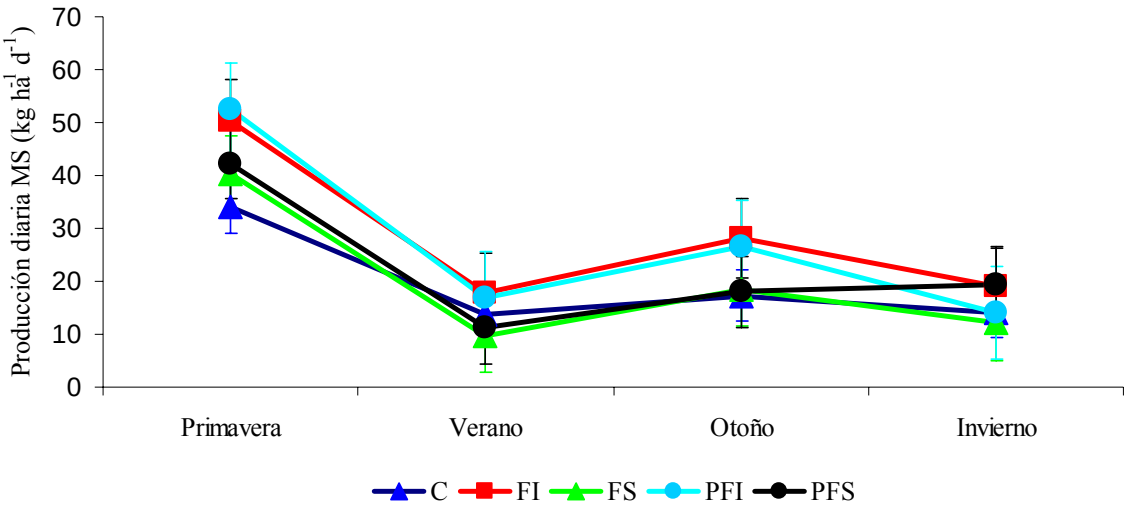


**Figura 18.** Tasa de crecimiento diaria de la pradera por estación y tratamientos. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

### 4.5.2 Calidad del forraje producido

La calidad de la pradera varía con las estaciones y con las intensidades de los pastoreos realizados, encontrándose mayor calidad en los tratamientos intensos (Tabla 28). Esto es atribuido a la composición botánica de la pradera, ya que el contenido nutricional de las especies es diferente (Tabla 29). Los valores más altos de PC se encuentran en invierno en los tratamientos FI y PFS con 20 y 19,6 %, respectivamente. Los valores de PC por estación coinciden con lo reportado por Canseco *et al.* (2007), que establecen valores altos en invierno > otoño > primavera > verano de acuerdo al a los resultados obtenidos en el Proyecto Mejores Prácticas de Pastoreo (Proyecto FIA). Los valores de FDA, FDN y EM, también variaron con las estaciones y con la forma de pastorear.

Los cambios en la calidad de la pradera son explicados en función de la composición botánica de la pradera en cada tratamiento, la cual fue cambiando durante el año (Tabla 29 y Figuras 19, 20, 21 y 22). Mckenzie *et al.* (2006a, 2006b), demostraron que un pastoreo intenso y frecuente modifica la estructura y composición botánica de la pradera, mejorando su calidad.

El pastoreo suave y menos intenso incrementa la cantidad de material senescente en la pradera, reduciendo la iniciación de nuevos macollos, con efectos en la calidad y persistencia de la pradera (Korte 1986; Fulkerson y Snack, 1994). Durante las estaciones de invierno y otoño se produjo un incremento en la cantidad de *T. repens* y *F. arundinacea* y por otro lado, se reduce el contenido de material muerto comparado con verano (Tabla 29), ya que la menor cantidad se produce en primavera, aunque con menor calidad (Tabla 30). Ru y Fortune (2000), en un estudio con trébol blanco, concluyen que la influencia del pastoreo intenso en los valores nutritivos de la pradera dependen del tiempo de pastoreo, pero es un hecho demostrado que este tipo de pastoreo produce valores más altos de calidad del forraje (Ru y Fortune, 1996).

El tratamiento FI presentó la mejor calidad de la pradera durante el año con valores de PC entre 14-20 %, N foliar entre 2,35-3,20 %, FDN entre 45-57 %, FDA entre 24-32 % y EM entre 2,3-2,6 Mcal $kg^{-1}$ (Tabla 28 y Anexo 5), este tratamiento posee porcentajes altos de especies con mayor calidad de forraje y niveles bajos de material muerto en primavera, verano, otoño e invierno (Tabla 29, Figuras 19, 20, 21 y 22), comparado con los tratamientos pastoreados en forma suave (FS y PFS). Sin embargo, un mayor contenido de PC no significa una mayor calidad, ya que podría causar otros problemas, como son un ineficiente aprovechamiento del N por el animal y posterior pérdida por deyección. La MS en el forraje ofertado fue en el siguiente orden: verano > primavera > invierno > otoño (Anexo 4), siendo similares a lo reportado por el proyecto FIA en praderas permanentes utilizadas para pastoreo en el sur de Chile (Canseco *et al.*, 2007).

**Tabla 28.** Análisis químico del forraje producido durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| Trat. | Producción ton MS ha$^{-1}$ | Producción kg MS ha$^{-1}$ PC | PC (%) | | FDN (%) | | FDA (%) | | EM (Mcal kg$^{-1}$ MS) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Primavera** | | | | | | | | | | |
| C | 3,1c (0,15) | 439,47 (21,260) | 14,39 (1,415) | b | 52,87 (1,049) | a | 28,62 (2,975) | a | 2,45 (0,107) | a |
| FI | 4,5ab (0,18) | 828,02 (33,120) | 18,24 (1,861) | a | 46,87 (2,343) | b | 26,15 (0,822) | a | 2,54 (0,031) | a |
| FS | 3,6bc (0,39) | 601,43 (65,155) | 16,55 (0,597) | ab | 46,64 (1,030) | b | 26,32 (0,742) | a | 2,53 (0,027) | a |
| PFI | 4,7a (0,07) | 829,43 (12,353) | 17,57 (2,265) | a | 47,67 (1,410) | b | 27,52 (1,596) | a | 2,49 (0,060) | a |
| PFS | 3,8bc (0,10) | 619,45 (16,301) | 16,30 (0,401) | ab | 47,08 (0,720) | b | 27,22 (2,126) | a | 2,50 (0,079) | a |
| **Verano** | | | | | | | | | | |
| C | 1,2b (0,06) | 140,95 (7,048) | 11,41 (0,280) | c | 53,81 (1,320) | b | 33,04 (0,810) | a | 2,26 (0,039) | b |
| FI | 1,6a (0,05) | 235,72 (7,366) | 14,70 (0,850) | b | 57,35 (2,316) | a | 32,20 (1,300) | a | 2,32 (0,040) | b |
| FS | 0,9c (0,06) | 92,61 (6,174) | 10,65 (0,435) | c | 58,25 (2,379) | a | 34,55 (1,411) | a | 2,18 (0,033) | c |
| PFI | 1,5a (0,04) | 253,45 (6,759) | 16,60 (0,640) | a | 56,90 (2,194) | a | 27,10 (1,045) | b | 2,50 (0,061) | a |
| PFS | 1,0c (0,03) | 142,54 (4,276) | 14,20 (1,413) | b | 58,30 (2,401) | a | 31,70 (1,306) | a | 2,33 (0,024) | b |
| **Otoño** | | | | | | | | | | |
| C | 1,6b (0,23) | 289,08 (41,555) | 18,16 (0,001) | a | 56,98 (0,001) | a | 28,92 (0,001) | a | 2,44 (0,001) | a |
| FI | 2,5a (0,11) | 498,51 (21,934) | 19,68 (0,435) | a | 52,08 (3,158) | b | 28,86 (1,605) | a | 2,47 (0,027) | a |
| FS | 1,7ab (0,10) | 309,89 (18,229) | 19,13 (1,981) | a | 53,95 (1,402) | b | 29,11 (1,319) | a | 2,49 (0,053) | a |
| PFI | 2,4ab (0,06) | 454,75 (11,369) | 18,83 (1,220) | a | 52,09 (2,673) | b | 26,40 (0,982) | b | 2,53 (0,035) | a |
| PFS | 1,6ab (0,22) | 299,90 (41,236) | 18,78 (0,722) | a | 56,21 (1,808) | a | 26,49 (1,068) | b | 2,53 (0,038) | a |
| **Invierno** | | | | | | | | | | |
| C | 1,3b (0,04) | 229,51 (7,062) | 17,72 (0,978) | b | 47,68 (1,863) | a | 24,74 (0,715) | b | 2,54 (0,052) | a |
| FI | 1,7a (0,02) | 335,86 (3,951) | 19,97 (1,225) | a | 45,97 (1,522) | b | 24,13 (1,390) | b | 2,62 (0,050) | a |
| FS | 1,1b (0,06) | 208,71 (11,384) | 18,01 (0,915) | b | 44,12 (1,105) | b | 23,46 (0,565) | bc | 2,64 (0,022) | a |
| PFI | 1,3b (0,13) | 236,41 (23,641) | 16,87 (0,001) | c | 42,40 (0,002) | c | 22,61 (0,002) | c | 2,67 (0,001) | a |
| PFS | 1,8a (0,08) | 328,11 (14,583) | 19,56 (0,447) | a | 48,05 (1,413) | a | 26,15 (1,413) | a | 2,54 (0,052) | a |

Trat. = Tratamientos; C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.; Proteína cruda (PC), FDN (fibra detergente neutra), FDA (fibra detergente ácida), EM (energía metabolizable) y MS (materia seca). Letras diferentes entre las columnas por estación y tratamiento indican diferencias significativas $P \leq 0,05$ Prueba de media Tukey.

**Tabla 29.** Composición botánica (% BPS)* promedio por tratamiento y estación de pastoreo durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| | **Porcentajes especies/tratamientos y estaciones (% BPS)** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Tratamiento** | ***Lolium perenne*** | ***Festuca arundinacea*** | ***Dactylis glomerata*** | ***Trifolium repens*** | **Otras especies** | **Material muerto** |
| **Primavera** | | | | | | |
| C | 62,3a (2,22) | 0,6c (0,41) | 23,1c (0,62) | 1,5c (1,38) | 1,3 d(0,41) | 11,2 a (1,76) |
| FI | 29,6b (3,67) | 3,3ab (1,03) | 48,1a (1,20) | 9,8a (2,61) | 2,2 c (1,11) | 7,0 b (1,02) |
| FS | 22,0c (2,75) | 2,1ab (0,97) | 52,2a (3,87) | 7,2a (1,90) | 6,4 b (2,05) | 10,0 a (2,99) |
| PFI | 30,2b (2,78) | 4,2a (0,80) | 41,6b (5,53) | 11,3a (3,01) | 2,4 c (0,56) | 10,2 a (3,55) |
| PFS | 20,7c (4,74) | 1,9ab (0,55) | 49,9a (4,85) | 4,9b (0,48) | 9,7 a (2,15) | 12,8 a (4,09) |
| **Verano** | | | | | | |
| C | 14,9a (3,00) | 1,6c (0,60) | 56,6a (1,80) | 1,5a (0,60) | 2,1 a (0,70) | 23,2d(1,25) |
| FI | 17,1a (4,64) | 10,6a (1,22) | 27,0d (3,32) | 2,4a (1,75) | 0,3 c (0,26) | 42,7b (2,41) |
| FS | 8,3b (3,69) | 1,2c (0,60) | 31,6cd (5,51) | 0,7b (0,51) | 0,9 b (0,40) | 57,5a (7,21) |
| PFI | 16,6a (4,22( | 4,2b(1,13) | 38,2c (4,22) | 1,1ab (0,40) | 1,3 b (0,50) | 38,6c (2,09) |
| PFS | 5,0c (0,60) | 4,3b (0,43) | 45,0b (1,81) | 0,1c (0,01) | 0,0 d (0,00) | 45,6b(2,05) |
| **Otoño** | | | | | | |
| C | 23,3c (0,47) | 0,7c (0,01) | 35,3c (0,61) | 1,3b (0,04) | 6,1a (0,07) | 33,3a (0,51) |
| FI | 27,8b (0,13) | 1,8a (0,04) | 37,8b (0,58) | 2,4a (0,03) | 5,3a (0,11) | 24,9b (0,60) |
| FS | 23,7c (0,43) | 0,7c (0,01) | 45,4a (0,50) | 2,0a (0,02) | 2,9b (0,03) | 25,3b (0,30) |
| PFI | 35,1a (0,83) | 2,0a (0,01) | 39,9b (0,75) | 1,9a (0,07) | 1,4c (0,02) | 19,9c (0,62) |
| PFS | 23,0c (0,80) | 1,2b (0,01) | 38,9b (0,71) | 1,1b (0,04) | 3,5b (0,07) | 32,4a (0,48) |
| **Invierno** | | | | | | |
| C | 28,8a (3,89) | 5,9a (1,10) | 36,0b (4,25) | 2,9b(0,94) | 3,7a (0,40) | 22,8a (1,06) |
| FI | 21,0b (6,25) | 6,7a (1,99) | 47,9a (7,34) | 2,1b (0,18) | 1,1b (0,05) | 21,3a (1,31) |
| FS | 27,1a (2,45) | 5,8a (0,81) | 42,0b (1,7) | 4,5a (1,36) | 2,8a (0,05) | 17,7b (1,74) |
| PFI | 24,4ab (3,77) | 1,9c (0,40) | 53,0a (4,24) | 6,4a (1,21) | 0,3 c (0,01) | 14,0c(0,44) |
| PFS | 26,3ab (3,04) | 3,5b (0,87) | 45,6a (3,72) | 3,3b (1,14) | 0,8 b (0,26) | 20,6a (0,44) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. *% BPS = % en base peso seco. Letras diferentes entre las columnas por estación y tratamiento indican diferencias significativas P≤0,05 Prueba de media Tukey.

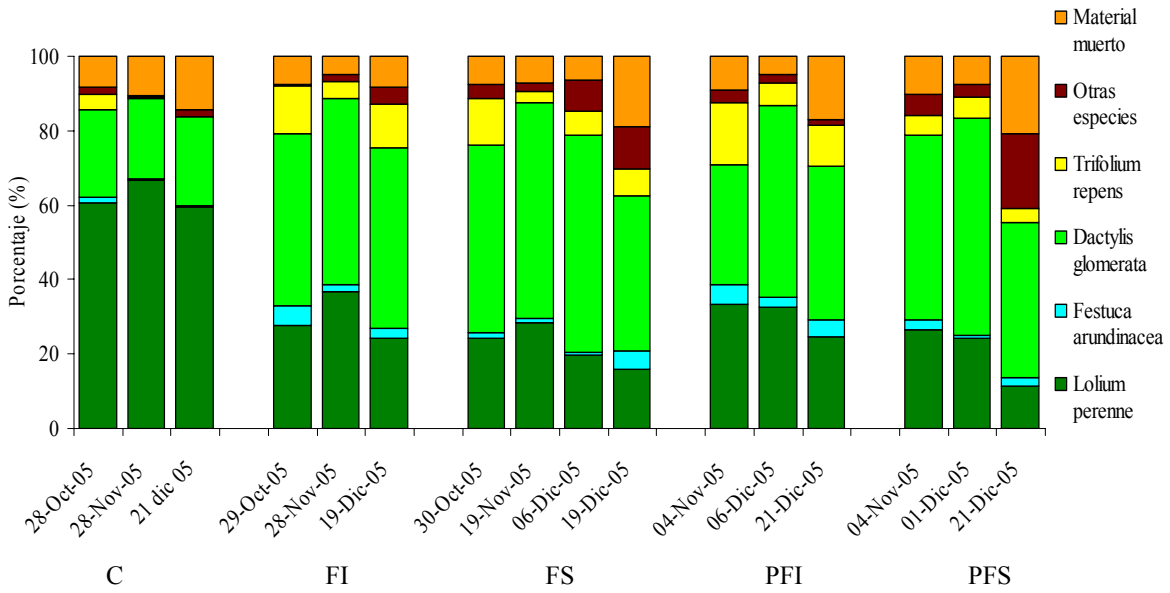


**Figura 19.** Composición botánica (%) de la pradera durante la primavera del 2005. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

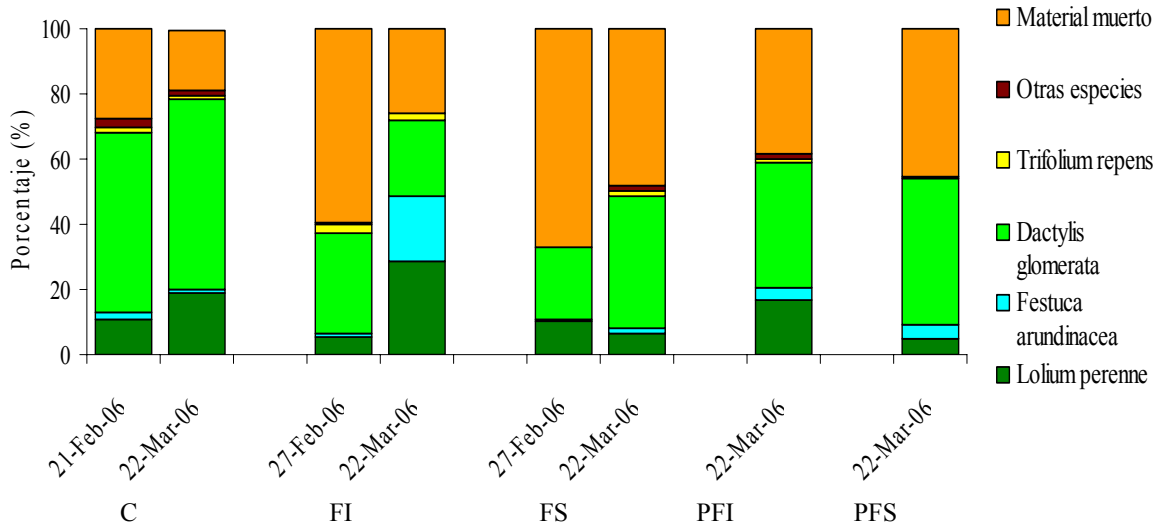


**Figura 20.** Composición botánica (%) de la pradera durante el verano 2005-2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

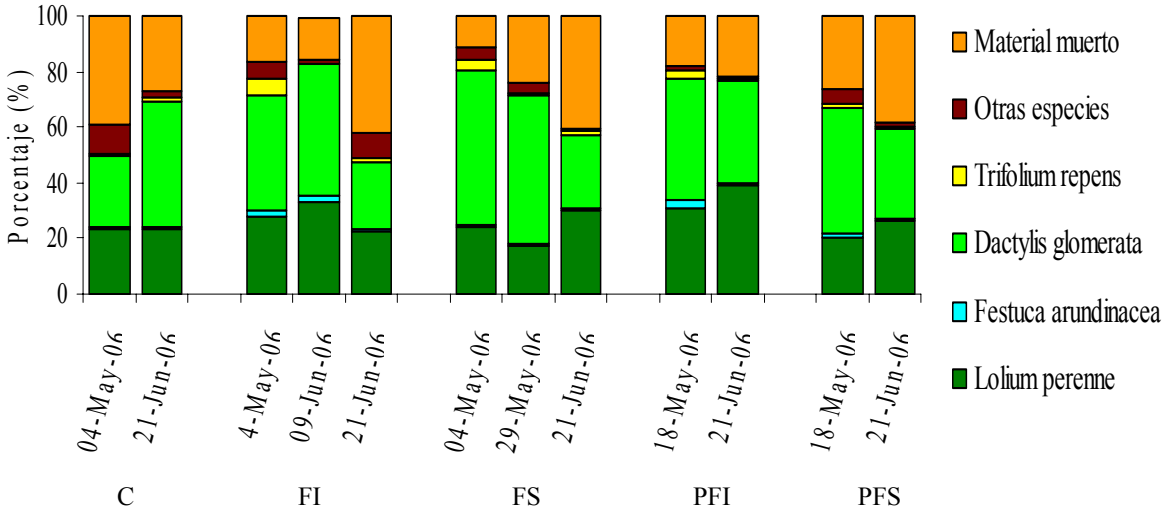


**Figura 21.** Composición botánica (%) de la pradera durante el otoño del 2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

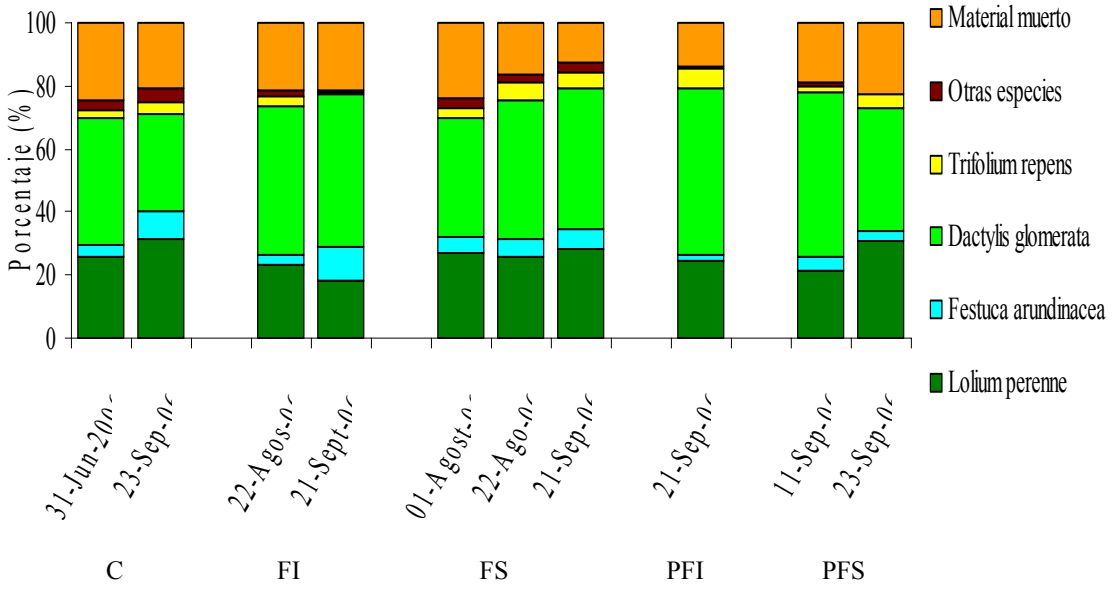


**Figura 22.** Composición botánica (%) de la pradera durante el invierno del 2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave..

**Tabla 30.** Número promedio de macollos por estaciones y tratamientos durante la temporada de pastoreo 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| Tratamiento/ Estación | Número de macollos* / especies/ temporada | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | ***Lolium perenne*** | ***Festuca arundinacea*** | ***Dactylis glomerata*** | **Muertos** | **Total macollos/m$^2$** | **N° E *Trifolium repens*/m$^2$** |
| **Primavera** | | | | | | |
| C | 798c (108,19) | 60c (9,90) | 1517a (175,27) | 72c (10,88) | 2375c (10,61) | 85b (17,68) |
| FI | 1267a (151,32) | 177a (3,18) | 1424a (252,32) | 89b (20,08) | 2868a (7,16) | 126a (10,39) |
| FS | 964b (19,03) | 181a (19,45) | 1191b (66,27) | 113a (6,94) | 2335d (3,35) | 131a (0,71) |
| PFI | 1133a (161,00) | 188a (14,50) | 1251b (135,65) | 81bc (8,45) | 2571b (6,48) | 121a (11,31) |
| PFS | 1009b (51,50) | 141b (16,97) | 1240b (100,23) | 99a (11,50) | 2390c (2,24) | 92b (13,88) |
| **Verano** | | | | | | |
| C | 947a (37,83) | 28d (4,24) | 533d (23,19) | 460b (1,46) | 1507a (26,16) | 24b (0,11) |
| FI | 710b (83,44) | 97a (9,19) | 734c (16,43) | 505a (10,41) | 1541a (6,36) | 39a(2,88) |
| FS | 508c (82,69) | 46b (1,06) | 880a (44,00) | 464b (10,04) | 1433b (23,33) | 31a (0,21) |
| PFI | 655b (88,86) | 42c (0,35) | 729c (22,64) | 415c (0,37) | 1426b (9,90) | 24b (0,11) |
| PFS | 430c (49,84) | 55b (17,68) | 798b (17,53) | 489a (7,30) | 1283c (4,95) | 44a (5,86) |
| **Otoño** | | | | | | |
| C | 980b (23,16) | 40d (6,06) | 655c (28,50) | 228a (0,72) | 1675b (29,07) | ND |
| FI | 1100a (70,10) | 120a (5,37) | 757b (16,94) | 220a (84,55) | 1977a (26,36) | ND |
| FS | 650d (35,15) | 60b (1,38) | 800a (40,00) | 200b (84,32) | 1510d (20,15) | ND |
| PFI | 900c (24,20) | 50c (0,50) | 680c (21,11) | 205b (0,18) | 1630c (25,16) | ND |
| PFS | 600d (34,50) | 50c (0,52) | 860a (18,89) | 234a (3,49) | 1510d (20,20) | ND |
| **Invierno** | | | | | | |
| C | 451a (32,88) | 75b (3,49) | 1447a (145,88) | 48a (1,83) | 1972b (1,41) | 43a (2,25) |
| FI | 426a (56,92) | 124a (4,50) | 1439a (60,60) | 57a (4,62) | 1988a (5,66) | 41a (2,97) |
| FS | 480a (12,37) | 76b (3,20) | 1364b (68,65) | 48a (0,50) | 1920c (6,57) | 45a (2,38) |
| PFI | 469a (33,41) | 118a (6,00) | 1406a (9,53) | 56a (6,76) | 1992a (1,41) | 41a (2,69) |
| PFS | 486a (13,79) | 134a (5,03) | 1483a (10,39) | 47a (2,92) | 2103a (2,00) | 29b (2,26) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. *Promedios evaluación realizada al inicio y final de las estaciones (Anexo 2); E= número de estolones; ND= no disponible. Letras diferentes entre las columnas por estación y tratamiento indican diferencias significativas P≤0,05. Prueba de Tukey.

Los porcentajes promedios por estaciones de N foliar fueron en el siguiente orden: invierno > otoño > primavera > verano. El N foliar tuvo entre 2,3-2,9 % en primavera, 1,7- 2,7 verano, 2,9-3,1 otoño y 2,7- 3,2 en invierno (Anexo 5). Estos valores coinciden con los porcentajes de N foliar en cultivos, por ejemplo Benton *et al*. (1991) reporta 1,5 a 6,00 % en varios cultivos agrícolas, con los valores en el tejido de la hoja de 2,5-3,5 % y en forraje de planta de césped alrededor de 1,76-5,0 % que dependiendo del tipo de especies y Altamirano (2002) indica que el contenido promedio de N en tejido de plantas es alrededor de 2-3 %, sin embargo valores más bajos (0,91 %) en N foliar en praderas son reportados por Potter (1999).

Los valores reportados en el experimento se encuentran en el rango de N en praderas de Chile, por ejemplo Ordóñez (2003) reporta 3,42 % de N foliar en *Lolium perenne;* Mora *et al*. (2004b), reportaron 1-3 % N *Lolium multiflorum* dependiendo del nivel de acidificación del suelo por exceso de Al, y 1,6-2,1 % N en praderas de *Lollium perenne* L. y *Trifolium repens,* L. (Mora *et al.,* 2006). Nissen y Santelices (2000), reportan también valores similares de 1,6-2 % N en praderas naturalizadas del sur de Chile. Alfaro *et al.* (2006d) en pradera permanente naturalizada con predominancia de pasto miel (*Holcus lanatus* L.), chépica (*Agrostis tenuis* Sibth) y bromo (*Bromus catharticus* Vahl) reporta concentraciones de N foliar de 2,2-3,4 %.

Los resultados sobre calidad de la pradera presentaron la misma tendencia que las curvas mostradas por Canseco *et al.* (2007) y coinciden con los valores reportados por Reyes *et al.* (2005) en la misma pradera durante primavera del 2004. Esta calidad es atribuida a una menor cantidad de residuos al concluir el pastoreo y a una menor cantidad de material muerto y especies residentes en la pradera. La acumulación de material senescente y material muerto en la pradera tiene un efecto en la tasa de crecimiento de la pradera, en la calidad de forraje producido, la cual declina con su incremento (Korte *et al.,* 1997; Ru y Fortune 1999). Es decir, que realizar un pastoreo intenso, generaría una mayor calidad y aporte de energía en el forraje producido. Al comparar la calidad de la pastura entre las estaciones, se obtuvo una mejor calidad en invierno y otoño, lo que podría ser atribuido al estado vegetativo de las plantas, con una alta relación hoja - tallo y un bajo contenido de material muerto.

En la estación de primavera las especies predominantes en los tratamientos pastoreados fueron *L. perenne* con un promedio entre 964-1267 macollos/$m^2$ y *D. glomerata* con 1191-1517 macollos/ $m^2$ (Tabla 30). Mckenzie *et al.* (2006b) demuestran que un cambio en la intensidad de pastoreo tiene efectos en la cantidad de macollos producidos en la pradera, por ejemplo el pastoreo intenso promueve un mayor macollamiento. Las gramíneas tienen un alto poder de competencia con otras especies residentes, tanto por espacio como por nutrientes y por eso tienen una mayor persistencia en la pradera, sin embargo en los tratamientos pastoreados la tendencia es a un mayor porcentaje de *D. glomerata* en la pradera. El número de macollos producidos en los tratamientos pastoreados fue entre 3.285-3.777 al final de la estación en los tratamientos FI y PFI, respectivamente y de 2.516 (FS) y 2.791 (PFS). El número total de macollos producidos al final de la estación de primavera fue muy superior al encontrado al inicio, lo que indica que una mayor intensidad de pastoreo produjo un incremento en la cantidad de macollos.

En verano se redujo el porcentaje promedio de *D. glomerata* en los tratamientos pastoreados, aunque estos porcentajes fueron superiores a las demás especies presentes, lo que asociado a un mayor contenido de material muerto (415-505 macollos muertos /$m^2$), y una baja presencia de *F. arundinacea*, produjeron una menor calidad del forraje. La mayor cantidad de macollos muertos se produce en el verano en una pradera de *Lolium perenne*, independiente de la intensidad de pastoreo en condiciones tropicales (McKenzie, 1997). En ese sentido, el número de macollos muertos por $m^2$ en verano es alto comparado con las demás estaciones (Ver anexo 2), esto esta en acuerdo con los resultados mostrados. *F. arundinacea* es una especie tolerante al frío (Tang *et al.,* 2005), lo que explica su persistencia en invierno. Esta especie se adapta a diversas condiciones como la sequía, además es tolerante al pastoreo intenso y frecuente, esto explica el por que no desaparece en verano.

En otoño la pradera inicia su recuperación del estrés por sequía al que fue sometida durante verano, produciendo un crecimiento de nuevos macollos. El número de macollos promedios en los tratamientos pastoreados en esta estación fue entre 600-1100 $m^2$ para *L. perenne*, 757-860 macollos/ $m^2$ para *D. glomerata* y entre 60-120 macollos/$m^2$ para *F. arundinacea*. Además en

otoño se incrementó la cantidad de *T. repens*, *F. arundinacea* y dominó *D. glomerata* con un 35-45 % de la cobertura vegetal.

Además, el contenido de material muerto se reduce en los tratamientos pastoreados, pero no en el control, la combinación de estos factores, hacen que la pradera tuviera una mayor calidad de forraje durante otoño. En invierno los porcentajes de *D. glomerata* fueron altos en comparación con el verano y muy similares al otoño, mientras que *F. arundinacea* y *T. repens* incrementaron sus porcentajes comparado con el otoño, lo que explica, el por qué la calidad del forraje incremento en invierno. Sin embargo, los porcentajes de *L. perenne* fueron bajos en invierno comparado con las demás estaciones.

### 4.6 Balance de N en la pradera

El balance (suelo) anual de N fue positivo en los cuatro sistemas de pastoreo y el control (Tabla 31), sin embargo el tratamiento de pastoreo más intenso (FI) mostró el menor balance con 22 kg N $ha^{-1}$, el pastoreo menos frecuente PFI y PFS mostraron un balance similar, pero superior al control y a FI con 67,6 y 63,2 kg N $ha^{-1}$, este balance final fue afectado por los procesos de pérdidas de N y por la disponibilidad de N (ND) en el suelo. El tratamiento con un mayor balance positivo fue FS, tratamiento con una baja absorción de N por las plantas en comparación a los demás tratamientos pastoreados, lo que explica este excedente positivo de N al final de la temporada. Sin embargo, FS tuvo una menor eficiencia de recuperación de N por las plantas (52 %) del total entradas al sistema en comparación a FI y PFI, los cuales fueron superiores con 71 % y 66 % de eficiencia, respectivamente (Tabla 31). Un porcentaje de eficiencia de recuperación de N por las plantas ≥ a 65 % de las entradas de N al sistema es considerado óptimo. De acuerdo con esto, los pastoreos FI y PFI fueron óptimamente eficientes conforme a los rangos establecidos por la literatura. Schellberg *et al.* (2006), demostraron que la ER de N varía con la intensidad de pastoreo y que es variable, ya que depende mucho del manejo particular del sistema de pastoreo.

Un balance positivo al final de la temporada de pastoreo sugiere que el N fue más retenido en el suelo y que la eficiencia de recuperación de N también fue alta (Matus *et al.* 2005a), por lo tanto las entradas de N fueron mayores que las salidas de N del sistema. Sin embargo, muchos

investigadores sugieren que existen fracciones no contabilizadas, ya que no se puede identificar con exactitud la localización de esta fracción de N, al menos que se utilice N marcado, además, en el balance no se incluyeron otros gases ($N_2$, NO), lo que podría sugerir que las pérdidas de N serían superiores a lo reportado en el estudio. En el caso de los tratamientos en donde se incrementa la disponibilidad de N en el suelo, también incrementan los riesgos de pérdidas, la cual varía con la estación de pastoreo.

**Tabla 31.** Balance anual de N (kg $ha^{-1}$ $a^{-1}$) durante la temporada de pastoreo 2005-2006. Error estándar (valores entre paréntesis).

| **Entradas y Salidas N** | **Tratamiento** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| **Entradas N** | | | | | |
| Precipitación* | 4,6a (0,73) | 4,9a (0,67) | 4,7a (0,73) | 5,0a (0,63) | 4,7a (0,73) |
| Fertilización (Urea) | 230,0a (0,00) | 230,0a (0,00) | 230,0a (0,00) | 230,0a (0,00) | 230,0a (0,00) |
| FBN | 9,5d (1,07) | 33,9a (0,78) | 19,9b (0,83) | 36,4a (1,64) | 13,5c (0,43) |
| Reciclaje animal | 0,0 | 82,8a (1,61) | 68,0b (1,73) | 85,9a (1,52) | 54,9b (2,80) |
| Reciclaje plantas | 44,0b (1,30) | 75,9a (4,03) | 48,5b (1,30) | 71,0a (1,70) | 55,6b (1,60) |
| **Total entradas N** | **288,1b (3,46)** | **427,4a (3,46)** | **371,1b (3,83)** | **428,3a (2,69)** | **358,8b (4,18)** |
| **Salidas N** | | | | | |
| **Salidas N del sistema** | | | | | |
| Lixiviación* | 33,2c (0,95) | 58,7a (2,45) | 25,8d (0,59) | 37,6b (0,45) | 32,1c (1,59) |
| Volatilización ($N\text{-}NH_3$) | 31,2d (0,71) | 39,9ab (0,38) | 41,4a (0,15) | 36,1c (0,81) | 37,9bc (0,42) |
| Emisión $N\text{-}N_2O$ | 2,9b (0,000) | 3,2a (0,001) | 3,2a (0,002) | 3,2a (0,001) | 3,1a (0,001) |
| **Salidas de N en productos** | | | | | |
| Extracción de plantas | 175,8d (5,80) | 303,7a (12,25) | 194,0c (4,01) | 283,8a (12,01) | 222,4b (3,89) |
| **Total salidas N** | **243,0e (6,16)** | **405,6a (9,85)** | **264,3d (1,90)** | **360,7b (8,75)** | **295,6c (2,13)** |
| **Balance** | **45,1 (1,87)** | **21,9 (7,10)** | **106,7 (0,70)** | **67,6 (4,49)** | **63,2 (5,83)** |
| **ER (%)** | **61,0b (5,46)** | **71,1a (5,33)** | **52,3c (3,96)** | **66,3b (2,18)** | **62,0b (7,35)** |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave; * Precipitación de N y Lixiviación ($N\text{-}NH_4^+$ + $N\text{-}NO_3^-$). FBN= fijación biológica de N. Diferentes letras en una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

Alfaro *et al.* (2005a) en estudio de campo en una pradera permanente del sur de Chile, reportaron resultados de balances de N negativos en los diferentes tratamientos. El

experimento utilizó una carga animal de 3,5 terneros $ha^{-1}$ (Frisón Negro con un peso vivo inicial de 212 kg). Sin embargo, este balance de N no incluyó el reciclaje de las plantas, además la fertilización nitrogenada aplicada fue baja (67,5 kg N $ha^{-1}$). En este caso el déficit de N fue asociado a la falta de consideración del aporte de la mineralización de la MO y a una baja fertilización.

Los balances de N varían con el tipo de pastura, por ejemplo una pradera con elevados contenidos de plantas leguminosas tienen una mayor entrada de N por fijación biológica y por lo tanto las pérdidas anuales de N en pastoreo son distintas y los resultados del balance anual también serán diferentes (Ledgard, 2001). Ledgard *et al.* (1998; 1999) en praderas pastoreadas de Nueva Zelanda demostraron que el balance anual de N varía con la carga animal y la dosis de fertilización, siendo positivo o negativo dependiendo tanto de las entradas de N como de las salidas (Jarvis, 1993).

En la literatura existen diferentes tipos de balances, dependiendo de los objetivos alcanzados, en este estudio se ha colocado el foco en el sistema suelo. El balance de N es generalmente utilizado para evaluar la compatibilidad ambiental de la producción animal en la pradera (Van Beeck *et al.,* 2003), incluyendo la comparación de las eficiencias entre los sistemas evaluados (Van der Hoek, 1998). Los resultados de este estudio señalan que FI es un pastoreo menos compatible con el ambiente, sin embargo, este es un tratamiento con mayor porcentaje de eficiencia.

El balance de N por estaciones fue variable (Tablas 32, 33, 34 y 35). En primavera todos los tratamientos fueron positivos, FI tuvo un balance muy bajo en comparación a los demás tratamientos pastoreados y ligeramente superior al control. El pastoreo frecuente intenso (FI) y PFI fueron superiores en la extracción de N en primavera (aproximadamente 132 kg N $ha^{-1}$), en comparación a FS, PFS y el control, situación que explica el por qué un pastoreo menos intenso genera un balance de N superior, ya que hay una menor extracción de N y una menor eficiencia de recuperación (Tabla 31). El balance de N anual por estaciones varía con la fertilidad del suelo, la cantidad de N suplido y con la eficiencia de utilización del nutriente en el sistema (Owens *et al.,* 2003).

**Tabla 32.** Balance N (kg $ha^{-1}$) en el suelo según tratamientos en una pradera permanente del sur de Chile en la estación de primavera 2005. Error estándar$^{+}$ (valores entre paréntesis).

| **Entradas y Salidas N** | **Tratamiento** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| **Entradas N** | | | | | |
| Precipitación* | 3,6 (0,55)b | 4,5ab (1,04) | 3,8b (0,56) | 5,4ª (1,65) | 3,8b (0,67) |
| Fertilización (Urea) | 92,0a (0,00) | 92,0a (0,00) | 92,0a (0,00) | 92,0a (0,00) | 92,0a (0,00) |
| FBN | 6,8e (0,77) | 25,5b (0,59) | 15,8c (0,66) | 30,2a (1,36) | 10,6d (0,34) |
| Reciclaje animal | 0,0 | 48,2b (0,94) | 45,1c (0,88) | 54,5a (1,06) | 32,3d (0,63) |
| Reciclaje plantas | 17,6c (0,52) | 33,1a (1,76) | 24,1b (0,65) | 33,2a (0,69) | 24,8b (0,71) |
| **Total entradas N** | **120,0** | **203,4** | **180,7** | **215,3** | **163,4** |
| | | | | | |
| **Salidas N** | | | | | |
| **Salidas N del sistema** | | | | | |
| Lixiviación* | 11,5bc (0,57) | 22,9a (2,68) | 5,8c (0,08) | 14,6b (0,49) | 13,2b (1,25) |
| Volatilización ($N-NH_3$) | 7,5c (0,12) | 10,0a (0,29) | 10,2a (0,08) | 8,4b (0,38) | 9,5ab (0,10) |
| Emisión $N-N_2O$ | 1,2a (0,0000) | 1,4a (0,0004) | 1,3a (0,0008) | 1,4a (0,0004) | 1,3a (0,0004) |
| **Salidas en productos** | | | | | |
| Extracción de plantas | 70,3c (2,32) | 132,5a (5,35) | 96,2b (1,99) | 132,7a (5,61) | 99,1b (1,74) |
| **Total salidas N** | **90,5** | **166,7** | **113,6** | **157,1** | **123,1** |
| **Balance** | **29,6** | **36,6** | **67,2** | **58,1** | **40,4** |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. * Precipitación de N y Lixiviación ($N-NH_4^+$ + $N-NO_3^-$). FBN= fijación biológica de N. Diferentes letras en una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.$^{+}$ Se incluye error estándar a las variables, pero no a los totales.

En verano se produjo un balance negativo en todos los tratamientos (Tabla 33), esta estación se caracterizó por bajas entradas de N, baja absorción de N por las plantas y elevadas pérdidas de $NH_3$. La relación entrada baja y salida alta de N dan como resultado un balance negativo, caracterizado por una ER de N alta, ya que las plantas están absorbiendo más N que el que entró al sistema (N mineralizado y acumulado en el suelo).

**Tabla 33.** Balance N (kg $ha^{-1}$) en el suelo según tratamientos en una pradera permanente del sur de Chile en la estación de verano 2005-2006. Error estándar[+] (valores entre paréntesis).

| Entradas y Salidas N | Tratamiento | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | C | FI | FS | PFI | PFS |
| **Entradas N** | | | | | |
| Precipitación* | 5,7a (0,44) | 6,1a (0,34) | 5,9a (0,42) | 5,8a (0,45) | 6,1a (0,39) |
| Fertilización (Urea) | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| FBN | 0,7c (0,08) | 2,5a (0,06) | 0,7c (0,03) | 1,0b (0,05) | 0,5c (0,02) |
| Reciclaje animal | 0,0 | 15,7a (0,40) | 9,5b (0,24) | 7,1d (0,18) | 8,2c (0,21) |
| Reciclaje plantas | 5,6b (0,17) | 9,4a (0,50) | 3,7c (0,10) | 10,1ª (0,24) | 5,7b (0,16) |
| **Total entradas N** | **12,1** | **33,7** | **19,8** | **24,0** | **20,5** |
| **Salidas N** | | | | | |
| **Salidas N del sistema** | | | | | |
| Lixiviación* | 6,0b (0,15) | 8,2a (0,17) | 3,9d (0,27) | 4,6cd (0,52) | 5,3bc (0,14) |
| Volatilización ($N-NH_3$) | 8,8b (0,22) | 10,4a (0,37) | 11,2a (0,32) | 10,2a (0,15) | 10,6ab (0,22) |
| Emisión $N-N_2O$ | 0,00 (0,000) | 0,07 (0,000) | 0,04 (0,000) | 0,03 (0,000) | 0,04 (0,000) |
| **Salidas en productos** | | | | | |
| Extracción de plantas | 22,6b (0,75) | 37,7a (1,52) | 14,8c (1,03) | 40,6a (1,72) | 22,8b (0,40) |
| **Total salidas N** | **37,3** | **56,4** | **29,9** | **55,4** | **38,8** |
| **Balance** | **-25,3** | **-22,7** | **-10,1** | **-31,3** | **-18,3** |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. * Precipitación de N y Lixiviación ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$). FBN= fijación biológica de N. Diferentes letras en una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$. [+] Se incluye error estándar a las variables, pero no a los totales.

En otoño el balance fue positivo en todos los tratamientos (Tabla 34), influenciado por la aplicación de fertilizante (92 kg N $ha^{-1}$), además del aporte de N vía reciclaje a los tratamientos pastoreados. Por lo tanto, entradas altas y salidas bajas de N (absorción por las plantas) tienen como resultado una mayor disponibilidad de este nutriente al final de la estación, sin embargo esta mayor disponibilidad, asociada a factores ambientales como: temperatura y humedad, también indujo una mayor emisión de $NH_3$. Sin embargo, en la estación de pastoreo de invierno se reduce la disponibilidad de N al final de la estación, con balance negativo en FI con -11,6 kg

N $ha^{-1}$ (Tabla 35) y positivo en los demás tratamientos, sin embargo esta disponibilidad fue muy baja.

**Tabla 34.** Balance N (kg $ha^{-1}$) en el suelo según tratamientos en una pradera permanente del sur de Chile en la estación de otoño 2006. Error estándar$^{+}$ (valores entre paréntesis).

| **Entradas y Salidas N** | **Tratamiento** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| **Entradas N** | | | | | |
| Precipitación* | 6,1a (0,86) | 5,8a (0,92) | 5,9a (0,99) | 5,7a (0,87) | 5,8a (0,89) |
| Fertilización (Urea) | 92,0a (0,00) | 92,0a (0,00) | 92,0a (0,00) | 92,0a (0,00) | 92,0a (0,00) |
| FBN | 1,2c (0,14) | 4,7a (0,11) | 2,2b (0,09) | 2,7b (0,12) | 1,0c (0,03) |
| Reciclaje animal | 0,0 | 14,6b (0,26) | 10,8c (0,19) | 18,9a (0,33) | 9,0d (0,16) |
| Reciclaje plantas | 11,6b (0,34) | 19,9a (1,06) | 12,4 b(0,33) | 18,2a (0,44) | 12,0b (0,35) |
| **Total entradas N** | **110,8** | **137,1** | **123,3** | **137,5** | **119,8** |
| **Salidas N** | | | | | |
| **Salidas N del sistema** | | | | | |
| Lixiviación* | 7,2c (0,30) | 9,8a (0,60) | 7,5c (0,49) | 8,3b (0,21) | 5,5d (0,06) |
| Volatilización (N-$NH_3$) | 9,7c (0,42) | 12,1a (0,46) | 12,7a (0,32) | 11,4b (0,09) | 11,4b (0,58) |
| Emisión N-$N_2O$ | 1,2a (0,0003) | 1,2a (0,0003) | 1,2a (0,0003) | 1,2a (0,0003) | 1,2a (0,0003) |
| **Salidas en productos** | | | | | |
| Extracción de plantas | 46,3c (1,53) | 79,8a (3,22) | 49,6c (1,03) | 72,8b (3,08) | 48,0c (0,84) |
| **Total salidas N** | **64,3** | **102,9** | **71,0** | **93,6** | **66,1** |
| **Balance** | **46,5** | **34,2** | **52,3** | **43,9** | **53,7** |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

*Precipitación de N y Lixiviación (N-$NH_4^+$ + N-$NO_3^-$). FBN= fijación biológica de N. Diferentes letras en una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$. $^{+}$ Se incluye error estándar a las variables, pero no a los totales.

Los principales parámetros evaluados en el balance de N (Tabla 31), mostraron una alta correlación entre las entradas y salidas de N al sistema de pastoreo, así como entre el reciclaje de N y las entradas totales de N al sistema (Tabla 36). Se observó también que las pérdidas de N (lixiviación y emisión de $NH_3$ y $N_2O$, están correlacionadas con las entradas de N al sistema

(Tabla 36). Además, en la misma tabla se muestra una alta correlación entre la producción de MS de la pradera y las entradas de N al sistema, así como su capacidad de recuperación de N. Estos resultados estarían indicando que los procesos de pérdidas de N en la pradera son afectados por la cantidad de N que entra al sistema (Matus *et al.,* 2005b), sin embargo la producción de la pradera también es afectada por las entradas totales de N.

**Tabla 35.** Balance N (kg $ha^{-1}$) en el suelo según tratamientos en una pradera permanente del sur de Chile en la estación de invierno 2006. Error estándar$^{+}$ (valores entre paréntesis).

| **Entradas y Salidas N** | **Tratamiento** | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| **Entradas N** | | | | | |
| Precipitación* | 3,1a (0,10) | 3,1ª (0,08) | 3,1a (0,08) | 3,2a (0,10) | 3,2a (0,10) |
| Fertilización (Urea) | 46,0a (0,00) | 46,0a (0,00) | 46,0a (0,00) | 46,0a (0,00) | 46,0a (0,00) |
| FBN | 0,7c (0,08) | 1,1b (0,03) | 1,2b (0,05) | 2,4a (0,11) | 1,4b (0,04) |
| Reciclaje animal | 0,0 | 4,3a (0,22) | 2,6b (0,13) | 5,5a (0,28) | 5,5a (0,28) |
| Reciclaje plantas | 9,2b (0,27) | 13,4a (0,71) | 8,4b (0,23) | 9,5b (0,23) | 13,1a (0,38) |
| **Total entradas N** | **59,0** | **67,9** | **61,2** | **66,5** | **69,1** |
| **Salidas N** | | | | | |
| **Salidas N del sistema** | | | | | |
| Lixiviación* | 8,5c (0,38) | 17,9a (0,39) | 8,6c (0,79) | 10,1b (0,06) | 8,2c (1,26) |
| Volatilización ($N\text{-}NH_3$) | 5,2b (0,43) | 7,3a (0,38) | 7,3a (0,12) | 6,1a (0,51) | 6,4a (0,06) |
| Emisión $N\text{-}N_2O$ | 0,6a (0,00) | 0,6a (0,00) | 0,6a (0,00) | 0,6a (0,00) | 0,6a (0,00) |
| **Salidas en productos** | | | | | |
| Extracción de plantas | 36,7b (1,21) | 53,7a (2,17) | 33,4c (0,70) | 37,8b (1,60) | 52,5a (0,92) |
| **Total salidas N** | **50,9** | **79,6** | **49,9** | **54,6** | **67,6** |
| **Balance** | **8,1** | **-11,6** | **11,4** | **11,9** | **1,5** |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. * Precipitación de N y Lixiviación ($N\text{-}NH_4^+$ + $N\text{-}NO_3^-$). FBN= fijación biológica de N. Diferentes letras en una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$. $^{+}$ Se incluye error estándar a las variables, pero no a los totales.

**Tabla 36.** Comparación de correlaciones (r de Pearson) parámetros principales del balance anual de N.

| | ENS | SNS | $R_N$ | $N_l$ | $NH_3$ | $N_2O$ | RNP | PP | Ndpp |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **ENS** | 1 | 0,89** | 0,99** | 0,54* | 0,61* | 0,91** | 0,91** | 0,83** | 0,83** |
| **SNS** | | 1 | 0,87** | 0,84** | 0,37 | 0,65** | 0,99** | 0,94** | 0,59* |
| **$R_N$** | | | 1 | 0,52* | 0,66** | 0,93** | 0,89** | 0,81** | 0,84** |
| **$N_l$** | | | | 1 | 0,15 | 0,27 | 0,67** | 0,76** | 0,09 |
| **$NH_3$** | | | | | 1 | 0,84** | 0,34 | 0,25 | 0,51 |
| **$N_2O$** | | | | | | 1 | 0,67** | 0,58** | 0,81** |
| **RNP** | | | | | | | 1 | 0,95** | 0,66** |
| **PP** | | | | | | | | 1 | 0,59* |
| **Nd PP** | | | | | | | | | 1 |

ENS=Entradas N al sistema; SNS= Salidas N del sistema; $R_{N=}$ Reciclaje de N; $N_l$= N lixiviado; Volatilización $NH_3$ y $N_2O$; RNP= recuperación N plantas; PP= producción pradera.= Ndpp= N disponible post pastoreo. * Indica un nivel de significancia al 0,05; ** Indica un nivel de significancia al 0,01.

### 4.7 Eficiencia de la pradera en el uso de N

La ER de N por las plantas a partir del N aplicado como fertilizante fue superior en el pastoreo intenso en el orden de 132 % (FI) y 123 % (PFI), siendo estadísticamente mayor (P≤0,05), que los tratamientos con pastoreo suave y el control (Tabla 37).

**Tabla 37.** Eficiencia de recuperación (ER) y eficiencia de uso agronómico (EUA) de N por la pradera durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| | Eficiencia anual /tratamientos | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Tipo eficiencia** | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| ER N fertilizante | 76,4b | 132,0a | 84,3b | 123,4a | 96,7b |
| (%) | (10,06) | (8,54) | (5,84) | (1,62) | (12,97) |
| ER N entradas totales | 61,0b | 71,1a | 52,3c | 66,3b | 62,0b |
| (%) | (5,46) | (5,33) | (3,96) | (2,18) | (7,35) |
| EUA N fertilizante | 30,9b | 45,1a | 31,6b | 43,0a | 35,5b |
| (kg MS/kg N aplicado) | (4,14) | (5,47) | (5,53) | (7,14) | (6,41) |
| EUA N entradas totales | 24,7a | 24,3a | 19,6 b | 23,1ab | 22,8ab |
| (kg MS/kg entradas N) | (3,35) | (1,93) | (1,92) | (1,35) | (3,62) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre una misma fila indican diferencias significativas P≤0,05.

La razón de la eficiencia superior es una mayor cantidad de N absorbido por la pastura en estos tratamientos, en praderas para corte la ER es alta y en consecuencia la lixiviación de $NO_3^-$ es baja (Simmelsgaard, 1998). Por lo tanto, una reducción de las pérdidas de N, tiene como efecto un aumento en la eficiencia.

La ER de N en relación a las entradas totales de N, fue estadísticamente diferente entre los tratamientos, siendo FI superior ($P \leq 0,05$) a los demás tratamientos pastoreados y el control con un 71 %. Una ER superior al 65 % es un nivel óptimo de recuperación de N para las plantas (Marschner, 2003), por lo tanto FI, PFI y PFS mostraron una alta ER, ya que se ha reportado un rango de ER de N en una escala de 33-50 % (Baligar *et al.,* 2001); y Delgado (2002), reportó un rango entre 30-70 % dependiendo del cultivo y dosis de fertilización nitrogenada (cálculos basados en Baligar *et al.,* 2001). El promedio global reportado de ER de N es alrededor de un 50 % (Baligar *et al.,* 2001; van Es y Delgado, 2004). Estas eficiencias son altas, al ser comparadas con sistemas de pastoreo de Reino Unido, en donde se reportan entre 41-56 % durante un periodo de siete años de evaluación (Leach *et al.*, 2004), en ese estudio las pérdidas de N son del orden de 96-120 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$, con una aplicación de fertilizante en un rango de 142-199 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ y entradas totales de N al sistema entre 209-267 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$, las cuales son menores que las reportadas en este estudio y por el contrario las pérdidas son superiores, lo que explica una menor eficiencia. En ese sentido Ledgard *et al.* (1999) en praderas de Nueza Zelanda reportan una eficiencia (N en producto/ N entradas de N) de 30 %, 20 % en Inglaterra (Jarvis, 1993; Ledgard *et al.*, 1999) y 14 % en Holanda y un 23 % en Suiza (Ledgard *et al.,* 1998). En ese sentido la ER de la pradera es mayor, ya que la eficiencia en productos incluye producción de leche, carne y cultivos, lo que explica las diferencias entre las eficiencias mostradas.

La ER de N durante las estaciones, mostró una mayor recuperación N fertilizante en la estación de primavera (Anexo 3), lo que está relacionado con una mayor producción de MS producida, sin embargo cuando se consideran las entradas totales de N al sistema, la ER incrementa en forma proporcional entre los tratamientos, siendo ésta superior en las estaciones con menor entradas de N (Anexo 3).

Por otro lado, la EUA de N a partir del fertilizante aplicado también mostró una mayor eficiencia en el pastoreo intenso con 43-45 kg MS $ha^{-1}$ $a^{-1}$ / kg N aplicado, siendo estadísticamente superior al pastoreo suave y el control (Tabla 37). La EUA de N a partir de las entradas totales de N no mostró diferencias entre el pastoreo intenso y el control y entre los tratamientos pastoreados tampoco se encontró diferencias, ya que los valores fueron similares en un rango de 19-24 kg MS $ha^{-1}$ $a^{-1}$ / kg N en el sistema. La eficiencia agronómica de la pradera depende de la cantidad de N suministrada a las plantas desde el suelo y de las condiciones ambientales. Este tipo de eficiencia no mostró diferencias significativas entre los tratamientos pastoreados en verano e invierno, siendo las épocas críticas de la pastura y de menor absorción de N (Anexo 3), por lo tanto una menor producción de MS. Sin embargo, la EUA de N fertilizante aplicado mostró una mayor eficiencia en el pastoreo intenso en las estaciones de primavera y otoño, ya que en invierno se produjo una reducción de la eficiencia en PFI (Anexo 3).

Los valores mostrados de EUA a partir del fertilizante aplicado se encuentran en el rango de eficiencia presentado por Whitehead (2000) entre 20-30 kg MS $ha^{-1}$ $a^{-1}$ a una dosis de 250-400 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ y después de ese punto la respuesta declina. Mora *et al.* (2007) en una pradera bajo corte y con dosis de fertilizante entre 150 y 300 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$ reportan una ER entre 10 y 13 kg MS $ha^{-1}$ $a^{-1}$ respectivamente, estos niveles son inferiores en comparación a la ER obtenida en la pastura bajo pastoreo. La mayor eficiencia en la recuperación de N por las plantas se obtiene en la estación de mayor tasa de crecimiento (primavera), estos resultados coinciden con lo reportado por Hoekstra *et al.* (2007).

Los resultados de producción de MS en función de la cantidad de N incorporado en la producción anual de la pradera, mostraron un r de Pearson de 0,83 (Figura 23), demostrando que un incremento en la cantidad de N que entra al sistema, tiene como efecto una mayor producción y por tanto una mayor eficiencia en la recuperación de N por las plantas.

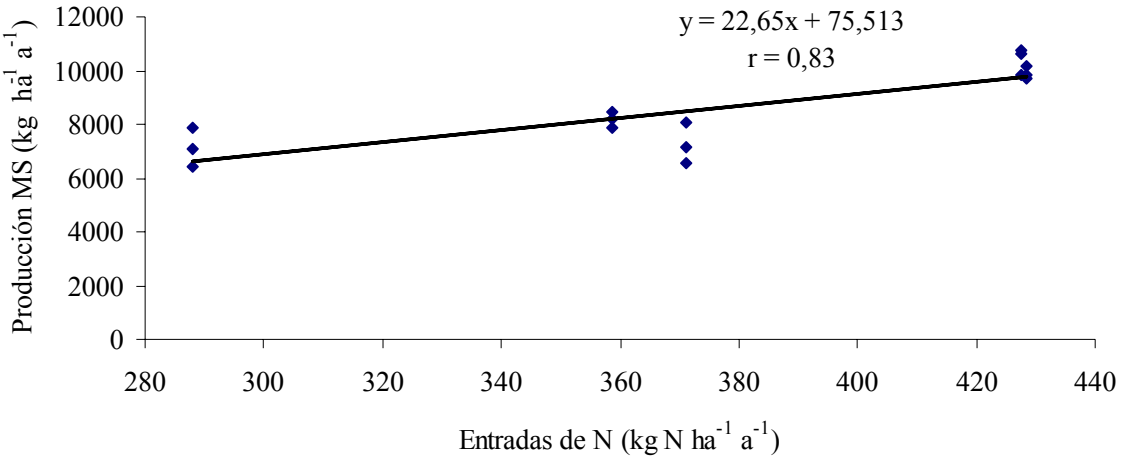


**Figura 23.** Correlación entre las entradas totales de N y la producción de MS.

## 4.8 Parámetros biológicos del suelo

### 4.8.1 Carbono biomásico (CB)

La mayor cantidad de CB promedio anual ocurrió en FI (Tabla 38) con 297 mg C $kg^{-1}$ en post pastoreo. Estos valores se relacionan directamente con el tiempo de pastoreo y cantidad de residuos antes y después del pastoreo como fue discutido en secciones anteriores. Los resultados mostraron una correlación significativa ($P \leq 0,01$; Anexo 6, Tabla 51), entre los valores de CB en pre y post pastoreo, así como entre los valores de CB y NB en post pastoreo con una correlación de 0,57 (Anexo 6). El CB representó entre el 0,31-0,43 % del C orgánico (Ver sección 4.1), el CB es una fracción muy pequeña en el suelo, sin embargo esta fracción es importante, ya que se refiere a la fracción de C inmovilizada en los microorganismos, esta fracción es fácilmente mineralizable después de la muerte de éstos (Jones, 1998).

El CB mostró variabilidad durante el año. Durante el estudio, la estación de pastoreo y los cambios climáticos produjeron altas y bajas en las concentraciones de CB en el suelo (Figuras 24 y 25). Los valores más bajos, como era de esperarse, ocurrieron durante el invierno con 29 mg C $kg^{-1}$ y los más altos en la estaciones de otoño y primavera en un rango de 681-697 mg C $kg^{-1}$ (Tabla 38), datos no mostrados. La mayor actividad microbiana en el suelo es asociada a la mayor humedad del suelo, condición que favorece el desarrollo y proliferación de la biomasa

microbiana (Jones, 1998), y aumenta la tasa de descomposición, liberación, movilización y reciclaje de nutrientes, esto explica los valores de CB obtenidos en primavera.

**Tabla 38.** Carbono biomásico en el suelo. Promedio anual en pre y post pastoreo en cada tratamiento. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| | **CB** | | **Valores de CB** |
|---|---|---|---|
| | **mg C kg$^{-1}$ s** | | **mg C kg$^{-1}$ s** |
| **Tratamiento** | **Pre pastoreo** | **Post pastoreo** | **(Mínimos-Máximos)** |
| C | 198aB (28,6) | 202aB (10,7) | 68-440 |
| FI | 232bA (22,0) | 297aA (52,5) | 40-697 |
| FS | 215bB (25,2) | 275aA (40,9) | 31-659 |
| PFI | 192bB (36,0) | 236aB (45,8) | 46-681 |
| PFS | 266aA (50,7) | 291aA (50,9) | 28-546 |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Tamaño muestra: n = 72 en C, 78 en FI, 90 en FS, 60 en PFI y 66 en PFS. Diferentes letras minúsculas entre una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$. Diferentes letras mayúsculas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

Los valores determinados en este estudio, se encuentran en el mismo rango (167-300 mg C kg$^{-1}$) que los valores reportados por López (2006) y similares a los informados por Zagal y Cordova (2005) en suelos de la Serie Diguillin (273 y 551 mg C kg$^{-1}$). Alvear *et al.* (2007) reportan valores de CB 668-876 mg C kg s en Andisoles de origen forestal, estos valores son muy superiores a los encontrados en este estudio, ya que las raíces de los árboles secretan compuestos orgánicos, lo que generaría mayor cantidad de sustratos carbonados (Leyval y Berthelin, 1993). Wang *et al.* (2006) estudiaron la biomasa microbiana en diferentes praderas de la Florida, demostrando que los valores de CB en una pradera semi nativa se incrementan de 209 µg g$^{-1}$ (pradera no pastoreada) a 292 µg g$^{-1}$ en la pradera pastoreada durante el 2002, es decir un incremento del 139 %, lo que es un cambio significativo. En praderas mejoradas, los investigadores mostraron un incremento del 220 %. Estos resultados demuestran que un mayor flujo de residuos orgánicos en el suelo (fecas, orina y residuos de plantas e incorporación de raíces muertas por efecto del pastoreo), asociado a condiciones favorables para los microorganismos, estimula la biomasa microbiana y por tanto incrementa el contenido de CB.

Los valores de CB decrecen con la profundidad del suelo (Ekelund *et al.,* 2001; Fierer *et al.,* 2003), siendo superiores en los primeros 10 cm, ya que este horizonte recibe el mayor flujo de MO y por tanto se produce una mayor actividad biológica.

Por otro lado, los valores más altos de CB se registraron en primavera en los tratamientos pastoreados (Figuras 24a y 25). En esta estación se registran las mayores tasas de crecimiento de la pradera y por lo tanto, una mayor producción de biomasa (residuos de plantas) y mayor número de pastoreos (deyecciones de los animales) incrementando con esto el aporte de MO al suelo. En primavera las condiciones climáticas favorecieron la descomposición de los residuos, caso contrario al invierno en donde ocurren las menores concentraciones de CB (Figura 24d). El flujo de CB por estación en orden decreciente fue: primavera > otoño ≥ verano > invierno (Figura 24). Las concentraciones de CB fueron variables entre las estaciones de verano y otoño, siendo superiores en ambas estaciones en los tratamientos pastoreados (Figuras 24b y 24c). En general la cantidad de CB durante el año fue superior en los tratamientos pastoreados en relación al control, excepto en el trimestre mayo- julio 2006, en donde los turnos de pastoreo son más largos (Figura 25).

En relación a la cantidad de residuo presente en el suelo y el contenido de CB, Alvear *et al.* (2005), plantean que el CB es afectado por la cantidad de residuo, de la estación del año y la profundidad de muestreo. En ese sentido, Muñoz (2006) reportó que la mayor cantidad de CB encontrado en ecosistemas forestales ocurre en la superficie del suelo (5-10 cm). Por tanto, el tipo de cobertura influye en el contenido de CB en el suelo. Además, Nishiyama *et al.* (2001) en suelos volcánicos y no volcánicos de Japón, concluyeron que el contenido de CB depende de la cantidad de agua y carbohidratos presentes en los residuos. Otros factores que podrían afectar el contenido de CB son el manejo anterior del predio, el sistema de labranza al momento del establecimiento y edad de la pradera (Haynes, 2000).

El pastoreo incrementa la biomasa microbiana en el suelo (Wang *et al.,* 2006). Incorpora MO al suelo pastoreado y entradas de MO lábil a través de la orina y fecas; y usualmente estimula el crecimiento de nueva biomasa radical, resultando en alta relación raíz/parte aérea como de hojas, tallos y gran exudación de C lábil desde las raíces (Milchunas y Lauenroth, 1993; Bardgett *et al.*,

1998; Bardgett y Wardle, 2003; Sakaran y Augustine 2004), condición que favorece el crecimiento de los microorganismos. Otros trabajos sugieren que la limpieza de la pradera de especies que toleren el pastoreo produce la exudación de C por las raíces, que es rápidamente asimilado por la población microbiana en la rizósfera (Hamilton y Frank, 2001).

### 4.8.2 Nitrógeno biomásico (NB)

El NB fue superior en post pastoreo en todos los tratamientos, con valores anuales promedios superiores en FI de 21,6 µg N $g^{-1}$ y PFI con 20,7 µg N $g^{-1}$, respectivamente (Tabla 39). El promedio anual de NB en post pastoreo fue mayor en el tratamiento intenso (FI, PFI), sin presentar diferencias con FS y PFS (Tabla 39), pero sí en relación al control. Esto último indicó que el pastoreo intenso está produciendo un mayor flujo de N al suelo vía el reciclaje animal y de plantas, por lo tanto se produce una mayor mineralización e inmovilización de N por los microorganismos, sin embargo no se observaron diferencias significativas en los valores promedio entre los sistemas de pastoreo. Los valores de NB en post pastoreo mostraron una significativa correlación con los valores de N disponible en el suelo en pre y post pastoreo, así como con las con las entradas de N al sistema y el NB en pre pastoreo (Anexo 6). Los valores de NB en post pastoreo indicarían que estas concentraciones dependen directamente de las entradas de N al sistema, la cantidad de MO, el N disponible en el suelo, más las condiciones de humedad y temperatura del suelo.

El flujo de NB por estación en orden decreciente fue: primavera > verano > otoño > invierno (Figuras 26 y 27), resultando superior en los tratamientos pastoreados en primavera, verano y otoño en relación al control (Figura 26a,b y c), sin embargo en invierno el control tuvo un mayor contenido de NB que el tratamiento PFI (Figura 26d), lo que podría ser atribuido a la fertilización nitrogenada de invierno y a la acumulación de residuo de plantas, después del corte con máquina. Los valores máximos de NB se produjeron en las estaciones de otoño y primavera en un rango de (39-70 µg N $g^{-1}$ s) y los menores valores ocurrieron en un rango de 3-10 µg N $g^{-1}$ s (Tabla 39).

La fluctuación de NB durante el año mostró un patrón similar al comportamiento del CB (Figuras 26 y 27), sin embargo se observó una concentración de NB en verano superior a la encontrada en la estación de otoño, caso contrario al CB en estas estaciones. Esto podría ser atribuido al efecto

del fertilizante nitrogenado aplicado sobre la actividad de los microorganismos, que en presencia de diferentes fuentes de N en el suelo, prefieren la que involucre menor gasto de energía.

**Tabla 39.** Nitrógeno biomásico y relación CB/NB en el suelo. Promedio anual en pre y post pastoreo en cada tratamiento. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| Trat.[1] | NB | | Valores de NB | Relación CB/NB[2] | |
|---|---|---|---|---|---|
| | µg N $g^{-1}$ s | | | | |
| | E | S | (Mín-Máx) | E | S |
| C | 15,7aC (0,80) | 16,4aB (0,61) | 8-33 | 12,6aB (2,10) | 12aB (0,93) |
| FI | 18,0bA (0,90) | 21,6aA (1,22) | 3-39 | 12,9aB (1,02) | 14aA (1,72) |
| FS | 17,4bAB (0,82) | 19,6 aA(1,42) | 10-33 | 12,4 aB (1,40) | 14aA (1,32) |
| PFI | 18,2aA (1,90) | 20,7aA (3,11) | 7-34 | 10,5aC (1,82) | 11aB (1,62) |
| PFS | 16,4bB (0,81) | 20,4aA (2,92) | 8-70 | 16,2aA (2,61) | 14aA (1,82) |

[1]Trat.= Tratamientos; E = Entrada pastoreo, S=Salida pastoreo. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Tamaño muestra: n = 72 en C, 78 en FI, 90 en FS, 60 en PFI y 66 en PFS. Diferentes letras minúsculas entre una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$. Diferentes letras mayúsculas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

En el caso del tratamiento PFS, existe un efecto del residuo incorporado al suelo. Este tratamiento tuvo la mayor cantidad de biomasa sobre el suelo, y por eso se incrementó la cantidad de NB en niveles similares a los tratamientos intensos (20 µg N $g^{-1}$), siendo un 19 % superior al tratamiento control en post pastoreo (Tabla 39).

Estos resultados coinciden con los obtenidos por López (2006) que reporta valores entre 13-28 µg N $g^{-1}$ s. Los valores reportados por Alvear *et al.* (2005) y Muñoz (2006), tienen la misma tendencia, que es a incrementar el NB con la cantidad de residuo. Sin embargo, los valores obtenidos por Alvear *et al.* (2006) son superiores, teniendo un rango de actividad entre 50-260 mg N $kg^{-1}$, ya que los suelos manejados bajo cero labranza tienen una mayor actividad biológica, igual ocurre con los resultados obtenidos por Zagal y Córdova (2005).

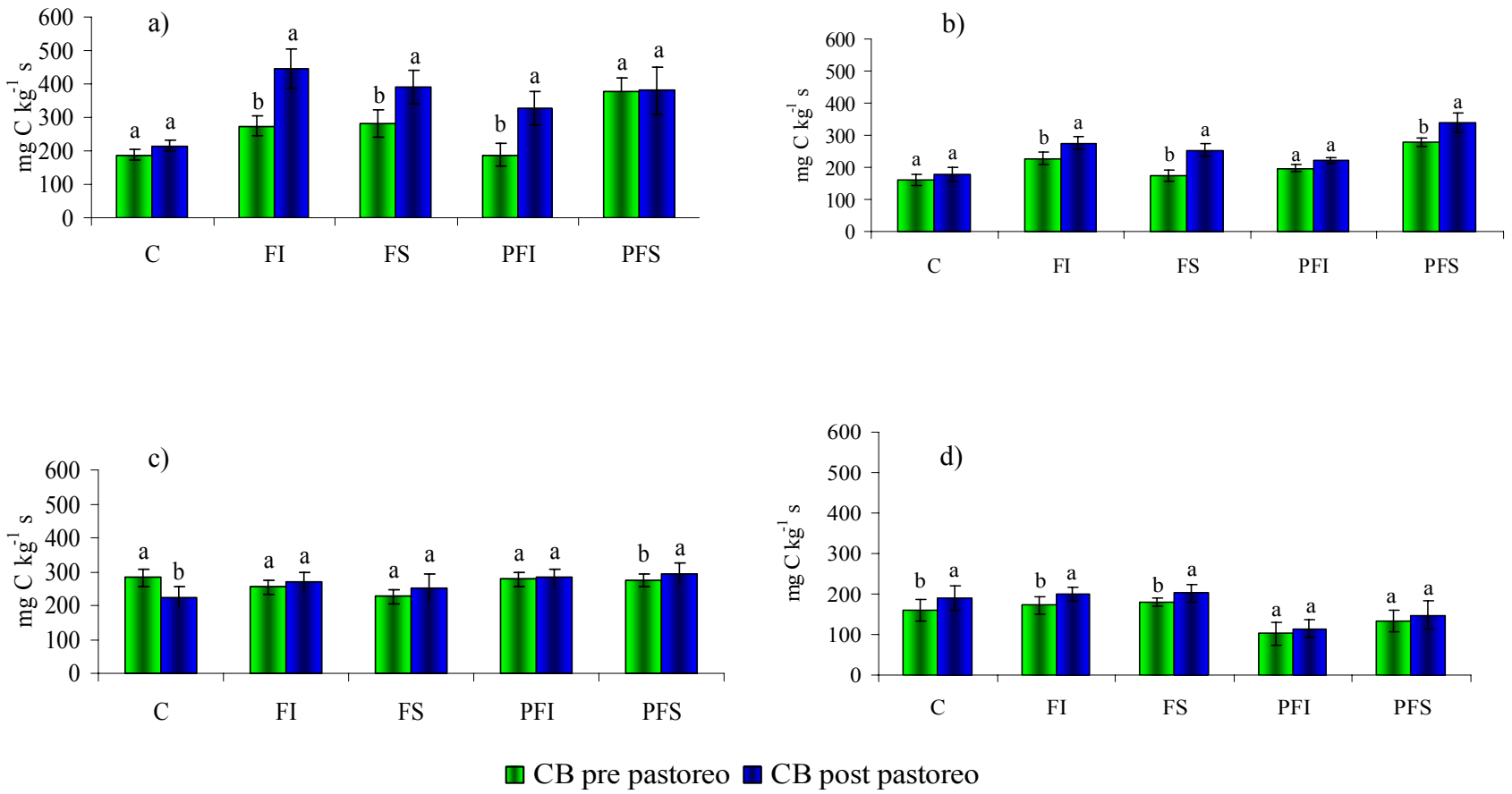


**Figura 24.** Concentración promedio de CB en pre y post pastoreo en las estaciones a) primavera 2005, b) verano 2005-2006, c) otoño 2006 y d) invierno 2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre barras de un mismo tratamiento indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

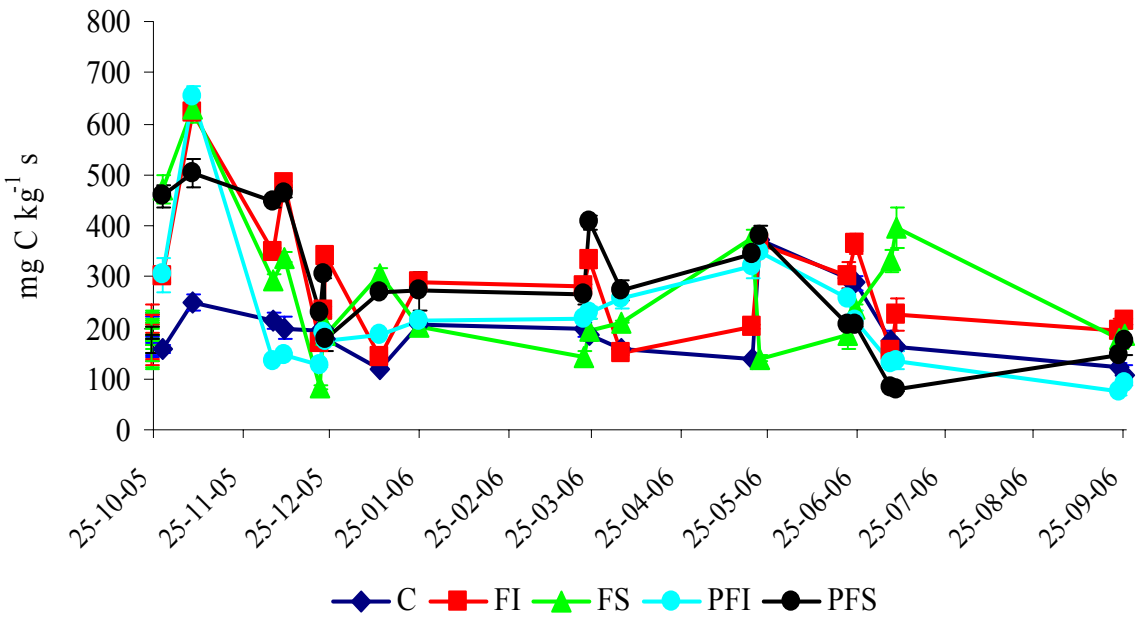


**Figura 25.** Fluctuación de la concentración de CB en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso y PFS = poco frecuente suave.

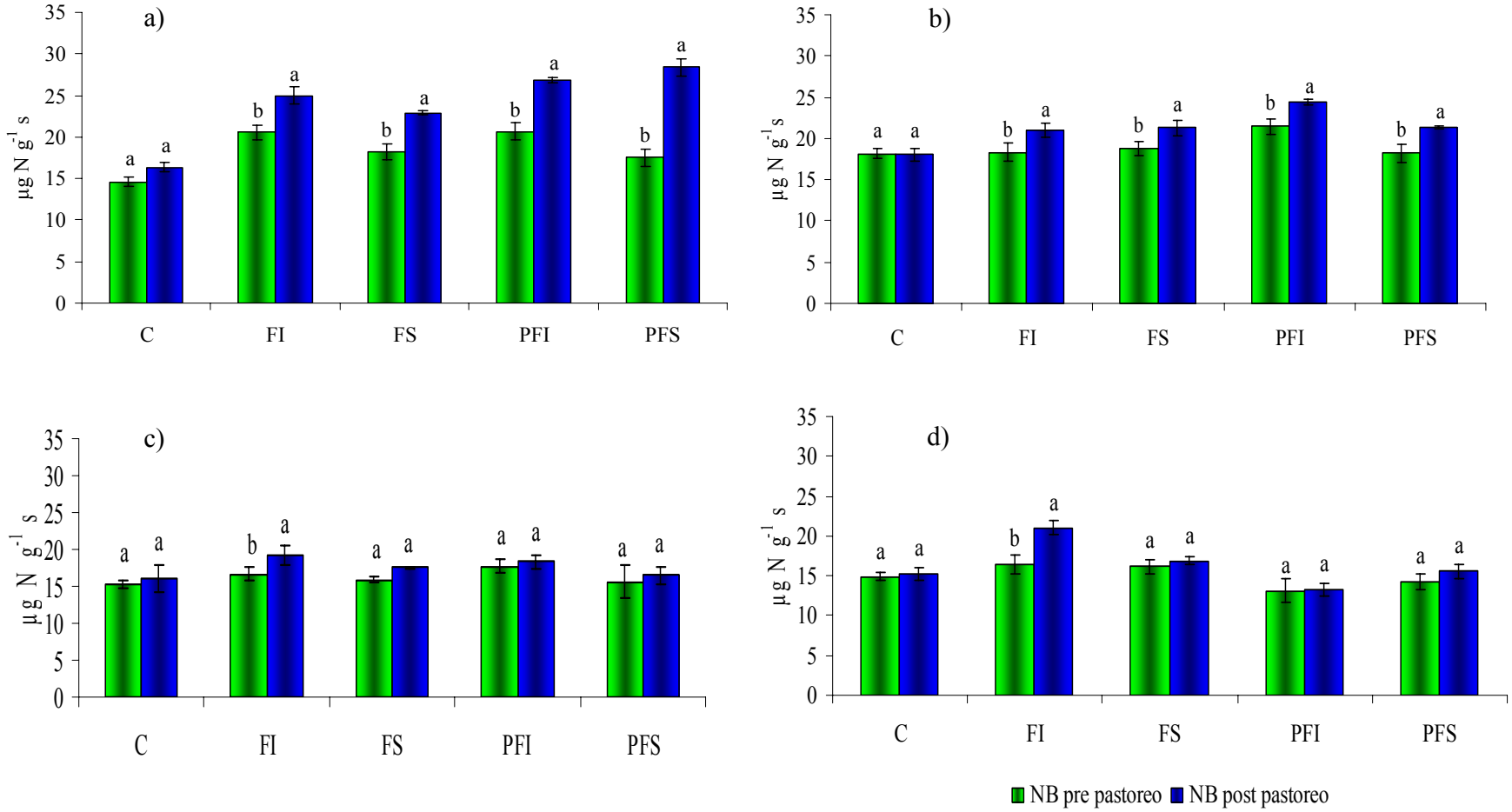


**Figura 26.** Concentración promedio de NB en pre y post pastoreo en las estaciones a) primavera 2005, b) verano 2005-2006, c) otoño 2006 y d) invierno 2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.Diferentes letras entre barras de un mismo tratamiento indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

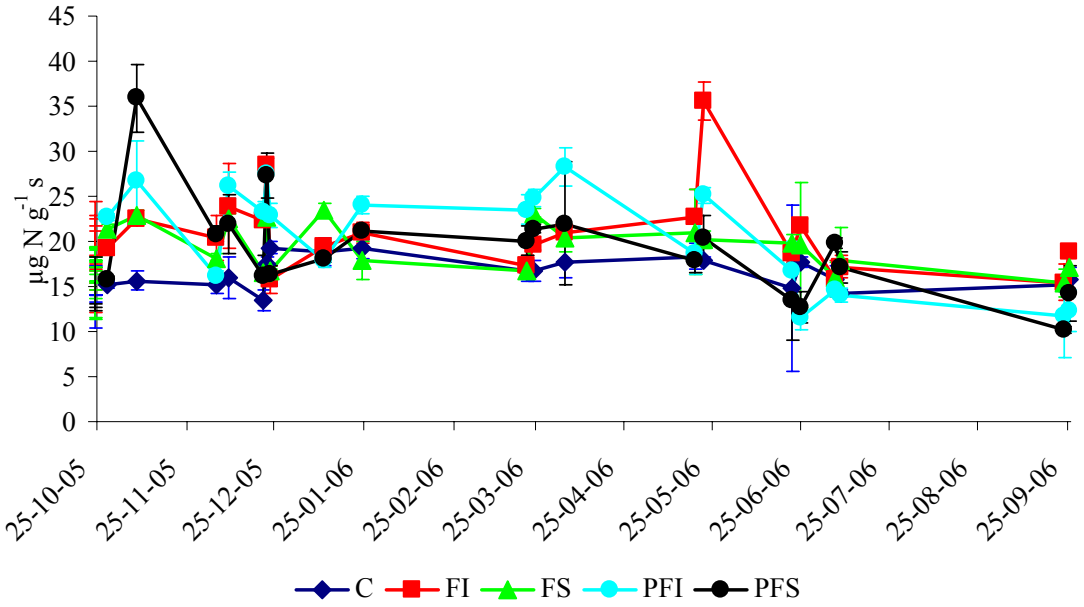


**Figura 27.** Fluctuación de la concentración de NB en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

Lo que implica que existe un efecto del manejo del suelo y del sistema de producción sobre la actividad biológica (Haynes, 2000). Sin embargo, Iyyemperuma *et al.* (2007) plantean que la biomasa microbiana relativa al C y N en el suelo bajo pastoreo es independiente de la intensidad de los depósitos de excreta animal, indicando además que estos depósitos no alteran las comunidades microbianas del suelo. En este caso no se estudió las comunidades microbianas, pero si se demostró que se produce un incremento en las concentraciones de NB y CB, lo que estaría indicando una mayor actividad microbiana en el suelo, por efecto de un mayor flujo de MO y fotosintatos emitidos por el sistema radical de la planta en respuesta al estrés físico provocado por los animales en pastoreo. En ese sentido Wang *et al.* (2006) reportaron un incremento en los niveles de NB en praderas semi nativas de la Florida de hasta un 174-202 % en el periodo 2002-2003 y en una pradera mejorada un 215 %. Los valores de NB en pre pastoreo fueron 37-63 µg N $g^{-1}$ y en post pastoreo entre 64-135 µg N $g^{-1}$. Las diferencias entre los valores obtenidos pueden ser atribuidas al tipo de suelo y al clima.

### 4.8.3 Actividad ureasa (AU)

La actividad ureasa fue menor en el tratamiento control, con un valor promedio anual de 283 µg $N\text{-}NH_4^+$ $g^{-1}$ s $2h^{-1}$ en post corte (Tabla 40) y superior en los demás tratamientos pastoreados (319-339 µg $N\text{-}NH_4^+$ $g^{-1}$ s). Los resultados indican que el pastoreo produjo diferencias estadísticas en los valores de AU en pre y post pastoreo, siendo estadísticamente superior la actividad de la enzima después del pastoreo, sin embargo no se encontró diferencias estadísticas entre estos en post pastoreo en un rango de 319-339 µg $N\text{-}NH_4^+$ $g^{-1}$ s $2h^{-1,}$ esto estaría indicando que el pastoreo incrementó la actividad de la enzima, sin embargo los sistemas de pastoreo no presentaron diferencias estadísticas. Al comparar los tratamientos bajo pastoreo, con los resultados obtenidos en pre pastoreo, no se observó diferencias estadísticas en el tratamiento FS, pero si en FI, PFI y PFS lo que podría ser atribuido a una menor cantidad de N reciclado.

**Tabla 40.** Actividad ureasa (AU) en el suelo. Promedio anual en pre y post pastoreo en cada tratamiento. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| **Tratamiento** | **Actividad ureasa** | | **Valores de AU** |
|---|---|---|---|
| | **µg $N\text{-}NH_4^+$ $g^{-1}$ s $2h^{-1}$** | | **(Mínimos-Máximos)** |
| | **Pre pastoreo** | **Post pastoreo** | **µg $N\text{-}NH_4^+$ $g^{-1}$ s $2h^{-1}$** |
| C | 268aB (38,4) | 283aB (45,3) | 116-922 |
| FI | 286bA (29,9) | 329aA (27,0) | 84-696 |
| FS | 296aA (53,1) | 319aA (74,1) | 99-1137 |
| PFI | 235bC (49,8) | 339aA (63,1) | 104-860 |
| PFS | 241bC (32,4) | 331aA(56,6) | 85-862 |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Tamaño muestra: $n$ = 72 en C, 78 en FI, 90 en FS, 60 en PFI y 66 en PFS. Diferentes letras minúsculas entre una misma fila indican diferencias significativas $P \leq 0,05$. Diferentes letras mayúsculas entre filas de una misma columna indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

La actividad ureasa en pre y post pastoreo no mostró correlación con ninguno de los parámetros biológicos del suelo evaluados (Anexo 6), esto es normal, debido a que la AU incrementa con un aumento de la temperatura y humedad (25 % de capacidad de campo) (Kumar y Wagenet, 1984). En ese sentido Yadav *et al.* (1987) concluyen que la temperatura y la humedad del suelo tienen

un efecto en la hidrólisis de la urea. En condiciones naturales esta enzima extracelular es afectada por factores como éstos, en el experimento se observó una mayor actividad en las estaciones de verano y otoño, ambas con mayor temperatura en el aire y en el suelo (Figura 28b,c, lo que influyó en la actividad de la enzima y por tanto también afecto la cantidad de $NH_3$ volatilizado (Ver sección discusión pérdidas de $NH_3$).

En primavera e invierno se produjo una menor AU (Figuras 28a y 28d), por efecto de menores temperaturas del suelo, caso contrario a otoño y verano donde las temperaturas del suelo son más altas. Además, en otoño se registró un efecto de la aplicación de 200 kg urea $ha^{-1}$, lo que influyó en la actividad enzimática y por ende, en el volumen de $NH_3$ volatilizado en la estación. La actividad ureasa promedio del año en post pastoreo fue mayor en FI y PFI con 329 y 339 µg $N\text{-}NH_4^+$ $g^{-1}$ s $2h^{-1}$, respectivamente, en comparación con los tratamientos FS y PFS, el pastoreo intenso se caracterizó por un mayor reciclaje de N y mayor aporte de residuos orgánicos, lo que influyó en la mayor AU en el suelo. La actividad ureasa fue 14 % superior en los tratamientos pastoreados en relación al control, lo que explicaría las menores emisiones de $NH_3$ en el tratamiento.

Los valores de AU reportados en este estudio, están en el rango reportado en Andisoles. Cárcamo *et al.* (2004) reportó valores de ureasa entre 337-553 µg $N\text{-}NH_4^+$ $g^{-1}$ s $2h^{-1}$ en un Andisol con una plantación de bosque. El incremento de AU es atribuido a un efecto de la fertilización con N. En ese sentido Hwa Han *et al.* (2004) y Mahata y Antil (2004) indicaron que el contenido de MO en el suelo tiene efecto positivo sobre la AU (Roscoe *et al.*, 2000). Por lo tanto, los tratamientos con mayor cantidad de desechos animales FI y PFI fueron los tratamientos con mayor actividad.

Al incrementar el contenido de C en el suelo, asociado a condiciones de humedad favorable para los microorganismos se produce, una rápida hidrólisis de la urea. En las estaciones de verano y otoño hay un efecto de la temperatura sobre la emisión de $NH_3$, esto es atribuido a una mayor actividad de la enzima en esas estaciones. Por lo tanto, la actividad de la enzima está relacionada con la cantidad de N disponible en el suelo, con la dosis de N aplicado, condiciones del suelo como la humedad, temperatura y otros factores climatológicos.

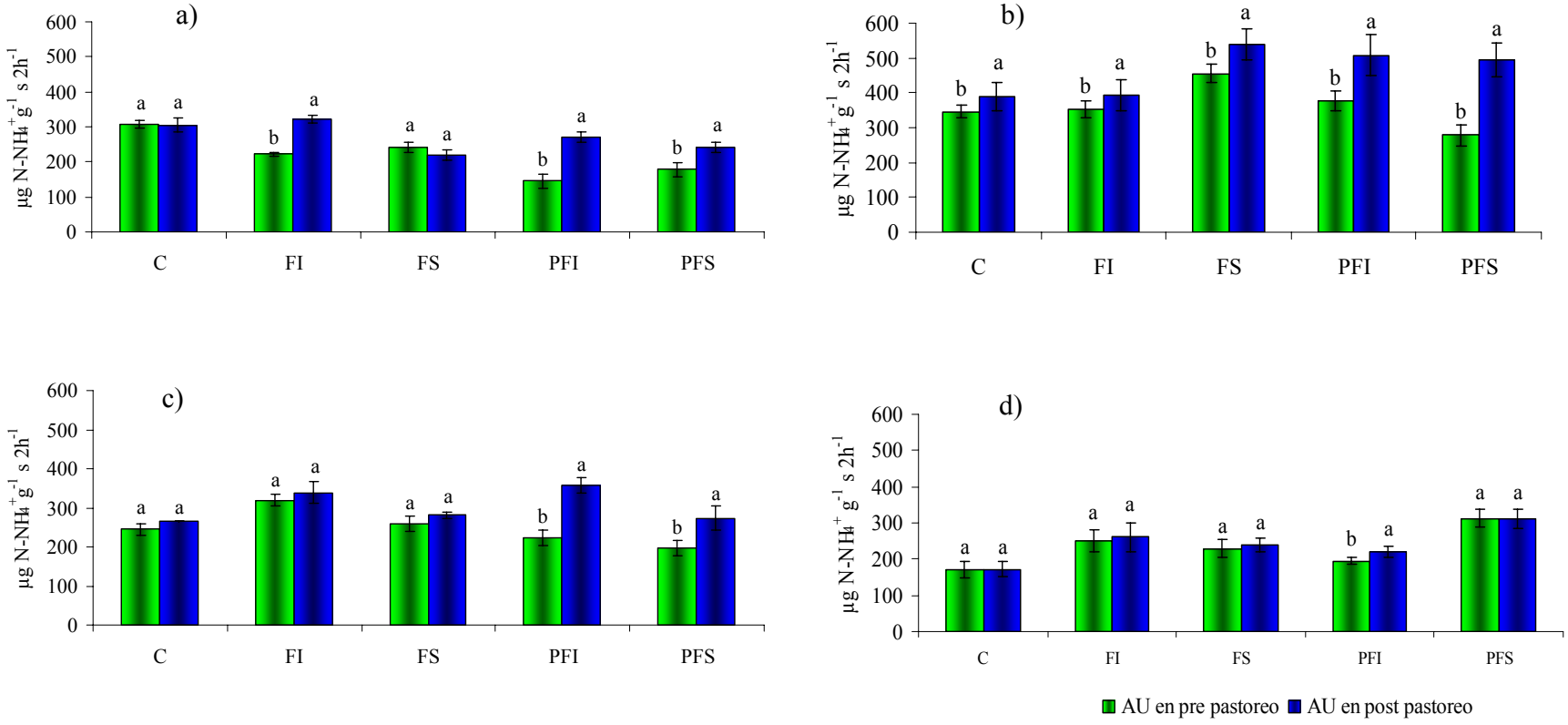


**Figura 28.** Actividad ureasa del suelo en pre y post pastoreo en las estaciones a) primavera 2005, b) verano 2005-2006, c) otoño 2006 y d) invierno 2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.Diferentes letras entre barras de un mismo tratamiento indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

Las fluctuaciones de la AU en el suelo durante el año (Figura 29), muestran que los valores máximos en los tratamientos pastoreados FI, PFI y PFS ocurren en verano y en el tratamiento FS en otoño (final de marzo), en el tratamiento C ocurren en verano (enero), aunque en menor magnitud. Es notorio que en términos de temperatura del aire y el suelo, este periodo no presentó diferencias, además los máximos valores coinciden en todos los casos con la realización del pastoreo.

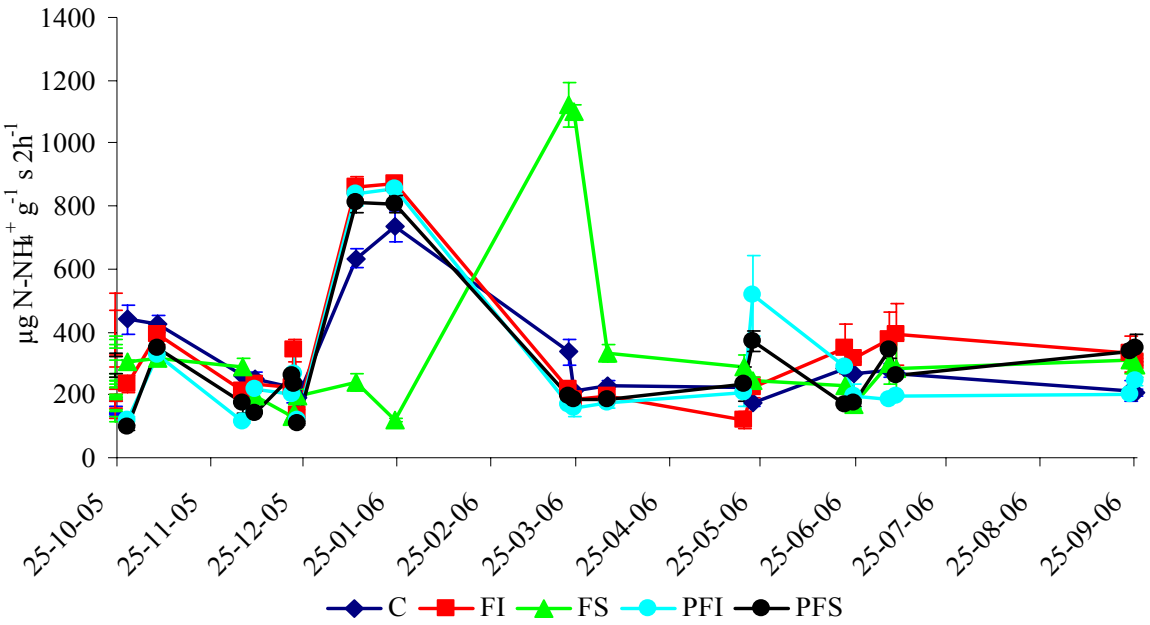


**Figura 29.** Fluctuación de la AU en el suelo durante la temporada de pastoreo 2005-2006. C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

En ese sentido Alvear *et al.* (2007) sugieren que una mayor AU en el suelo está asociada a un mayor contenido de biomasa microbiana, coincidiendo con Nannipieri *et al.* (1979), quienes sugirieron que la AU incrementa con la biomasa microbiana, ya que ureasa es un constituyente intracelular. Sin embargo, Antil *et al.* (1992), plantearon que una mayor actividad ureasa esta asociada a un mayor contenido de MO en el suelo más que a un incremento en la biomasa microbiana. Generalmente en los horizontes superiores hay un mayor contenido de MO y se produce una mayor actividad ureasa, por ejemplo Baligar *et al.* (1991), demostraron que en los horizontes sub superficiales hay menor AU en comparación con los horizontes superficiales.

# 5 CONCLUSIONES

Las pérdidas de nitrógeno de una pradera permanente establecida en un Andisol dependen tanto de la intensidad como de la frecuencia de pastoreo. No obstante, la frecuencia de pastoreo regula las pérdidas de nitrógeno por emisión de $NH_3$ y la intensidad de pastoreo regula las pérdidas por lixiviación (amonio + nitrato).

El pastoreo frecuente (FI y FS) produce 10 % y 30 % más pérdida de $NH_3$ que el pastoreo infrecuente (PFI y PFS) y el control, respectivamente ($P \leq 0,05$). En el pastoreo intenso (FI y PFI) las pérdidas por lixiviación fueron un 40 % mayor que en el pastoreo suave (FS y PFS) y un 31 % más que en el control ($P \leq 0,05$). Sin embargo, los sistemas de pastoreo intenso son de mayor producción y calidad de forraje ($P \leq 0,05$).

El óxido nitroso ($N_2O$) volatilizado representó entre 0,8-1 % del N que entró a la pradera durante el año y entre el 1,3-1,4 % del N aplicado como fertilizante, no encontrándose variabilidad entre los distintos sistemas de pastoreo ($P \leq 0,05$) mediante la metodología de estimación utilizada.

La intensidad y la frecuencia de pastoreo regula la actividad microbiana y los parámetros bioquímicos del suelo, siendo el tratamiento frecuente intenso (FI) el que mostró el mayor promedio anual de CB y NB con 297 mg C $kg^{-1}$ y 21,6 µg N $g^{-1,}$ respectivamente ($P \leq 0,05$). Por otro lado, el pastoreo aumenta la actividad ureasa (319-339 µg N-$NH_4^+$ $g^{-1}$ $2h^{-1}$) en el suelo bajo pradera ($P \leq 0,05$), aunque no existe un efecto claro del sistema de pastoreo.

En términos de calidad de forraje la intensidad fue determinante. El pastoreo frecuente intenso (FI) fue superior ($P \leq 0,05$) durante el año con valores de proteína cruda (PC) entre 14-20 %, fibra detergente neutra (FDN) en un rango de 47-57 %, fibra detergente ácida (FDA) entre 24-32 % y energía metabolizable (EM) en una escala de 2,3-2,6 Mcal $kg^{-1}$ MS. El pastoreo frecuente intenso (FI) promovió la presencia de especies de mayor calidad nutritiva en la pradera. Por el contrario, el pastoreo suave redujo la calidad del forraje y aumentó la cantidad de material senescente, reduciendo la iniciación de nuevos macollos y disminuyendo la persistencia de la pradera.

El balance anual de N fue positivo en los cuatro sistemas de pastoreo, siendo el pastoreo frecuente intenso (FI) el más eficiente en la recuperación de N (71 %; $P \leq 0,05$). Este sistema de pastoreo (FI) es muy extrayente de N y altamente productivo, lo que se reflejó en una reducción de nitrógeno disponible al término de la temporada. Las pérdidas de nitrógeno lixiviado fluctúan entre un 7 y 14 % y las pérdidas de $NH_3$ fluctúan entre un 8 y 11 % de las entradas totales de nitrógeno al sistema.

La información generada en este estudio señala claramente que una mayor intensidad del pastoreo (FI y PFI) tiene cerca de un 24 % más de producción que el pastoreo de baja intensidad ($P \leq 0,05$), sin embargo las pérdidas de nitrógeno incrementan en alrededor de 20 %. Basado en este estudio, se sugiere que el sistema de pastoreo de mayor sustentabilidad es el poco frecuente intenso (PFI), que muestra una producción similar al pastoreo intenso (FI) y menores pérdidas de nitrógeno (73,1 kg N $ha^{-1}$ $a^{-1}$, $P \leq 0,05$).

# 6 PROYECCIONES DEL ESTUDIO

La relevancia de la realización del estudio se fundamenta en la necesidad de contar con mejores herramientas para el manejo de pastoreo en la zona sur del país. Esta investigación, la cuál es única en el país, es un aporte a la evaluación de gases nitrogenados en suelos Andisoles de origen volcánico y es el único experimento chileno en donde se evalúan las pérdidas de nitrógeno utilizando diferentes frecuencias e intensidades de pastoreo. Además, de ser la primera experiencia de campo en donde se evaluó las emisiones de amoniaco desde el suelo aplicando una cámara estática. La investigación permitió cuantificar la polución ambiental asociada a la ganadería del sur de Chile manejada con diferentes estrategias de pastoreo provocado por la lixiviación de N (nitratos y amonio) y las emisiones de amoníaco y óxido nitroso. Estos resultados mostrados sugieren la urgente necesidad de incluir las pérdidas de nitrógeno provenientes de la ganadería chilena en la normativa ambiental del país. Además de ser considerada en el diseño de estrategias de mitigación de la contaminación ambiental en regiones agrícolas de Chile.

Los resultados obtenidos en la investigación sugieren que las pérdidas de N en sistemas de pastoreos deben ser evaluadas en tratamientos más extremos (un pastoreo intenso con una disponibilidad de forraje (DF) baja y un residuo bajo (cobertura < 50 %) y un pastoreo suave con una DF alta y un residuo alto (cobertura > 85 %). Este tipo de experimento, tendrá como efecto un tiempo de pastoreo, consumo de forraje y reciclaje de N muy distintos y por lo tanto, pérdidas de N muy marcadas, mostrando pérdidas de N acordes con la realidad ganadera del sur de Chile y con esto se podrán establecer estrategias de manejo en tres sectores: ambiental, económica y social. Los sistemas de pastoreos a evaluar deberán contemplar también la aplicación de diferentes tipos y dosis de fertilizantes nitrogenados y carga animal, con el objetivo de evaluar el efecto de estas variables en las pérdidas de N en estos sistemas.

Otra proyección del estudio es la realización de experimentos de campo donde se comparen diferentes técnicas y métodos de medición de las pérdidas de $NH_3$ desde praderas manejadas con diferentes sistemas de pastoreo, con el objetivo de que se comparen los resultados experimentales y se determine una metodología más precisa y aplicable a las condiciones geográficas de Chile. Estas determinaciones deberán ser complementadas con análisis de

laboratorio, evaluando diferentes fuentes de fertilizantes nitrogenados, así como dosis de aplicación.

Por último, la cuantificación de las diferentes fracciones de N en la pradera, son una herramienta fundamental en la elaboración de estrategias para la mitigación de los efectos negativos del N en el ambiente, así como para la definición de diferentes alternativas de manejo para la reducción de dichas pérdidas, con el objetivo de hacer más eficiente el sistema de producción. La elaboración de una base de datos con los resultados obtenidos, será un aporte para la formulación de un modelo matemático que pueda predecir las pérdidas de N en sistemas ganaderos que utilicen la pradera como fuente principal de alimentación del ganado en el sur de Chile. El objetivo final de estas propuestas será incorporar las pérdidas de N en la normativa ambiental de Chile (DS 46 y 90 sobre emisión de residuos líquidos y Leyes 725, 19.300 y 10.383 sobre emisiones atmosféricas, Código Sanitario, etc) a fin de regular las fuentes de contaminantes en el sector ganadero del país.

# 7 BIBLIOGRAFÍA


Aarts, H. F. M., Habekotté, B. y Van Keulen, H. (2000). Nitrogen (N) management in the "De Marke" dairy farming system. Nutrient Cycling in Agroecosystems 56, 231-240.

Abbasi, M. K. y Adams, W. A. (1998). Loss of nitrogen in compacted grassland soil by simultaneous nitrification and denitrification. Plant and Soil 200, 265-277.

Addiscott, T. M. (2006). Soils and environmental issues. In: Footprints in the soil. (B. P. Walkentin, ed), Elsebier, Thetherlands. 450 p.

Alfaro, M. y Salazar, F. (2005). Ganaderia y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. Agricultura Técnica 65, 330-340.

Alfaro, M., Salazar, F., Teuber, K., Iraira, S., Villarroel, T. y Ramirez, P. (2005a). Balances de nitrógeno y fósforo en sistemas de producción de carne de la Décima Región. XXX Reunión Anual de la Sociedad Chilena de Producción Animal. 30, 181-182.

Alfaro, M., Salazar, F., Iraira, S., Teuber, N. y Ramírez, L. (2005b). Nitrogen runoff and leaching losses in beef production systems under two different stoking rates in southern Chile. Guyana Botany 62, 130-138.

Alfaro, M., Salazar, F. y Teuber, N. (2006a). Potasium surface runoff and leaching losses in a beef cattle grazing system on volcanic soil. Better Crops 90, 20-22.

Alfaro, M., Salazar, F., Teuber, N. Iraira, S. y Ramires, R. (2006b). Phosphorus runoff losses from beef production systems as affected by the field slope on a volcanic ash soil. 18$^{th}$ World Congress of Soil Science. Philadelphia, Pennsylvania, USA. 9-15 of July of 2006. pp. 154-28, 1366a.

Alfaro, M. V., Salazar, F. S., Endress, D. B., Dumont J. C. L. y Valdebenito, A. B. (2006c). Nitrogen leaching losses on a volcanic ash soils affected by the source of fertiliser. Journal Soil Science Plant Nutrition 6, 54-63.

Alfaro, M. V., Bernier, R. y Iraira, S. (2006d). Efecto de fuentes de Azufre sobre el rendimiento y calidad de trigo y pradera en dos Andisoles. Agricultura Técnica 66, 283-294.

Alfaro, M.V., Salazar, F.S., Iraira, S., Teuber, N., Villaroel, D. y Ramírez, L. (2007). Nutrient losses in beef production systems of southern Chile. In: Pinoche, T.D. (Ed.), Nutrición y Alimentación de Bovinos. Efecto de la Intensificación de Sistemas Ganaderos Pastoriles.

Aspectos Técnicos, Ambientales y Sanitarios. SOCHIPA, Chile, Serie Simposio y Compendio 12-13, 83-92.

Altamirano, S. (2002). Nutrición de plantas. La nutrición mineral de los frutales, deficiencia y excesos. In: Revista Chile Riego. Libro Azul. Manual Básico de Fertirriego. Soquimich Comercial (S. C. Román, P. P. Aguilar, H. Estay y B. M. Razeto, eds), V (11), 2001. Chile.

Alvear, M., Rosas, A., Rouanet, J. L. y Borie, F. (2005). Effects of three soil tillage systems on some biological activities in an Ultisol from southern Chile. Soil and Tillage Research 82, 195-202.

Alvear, M., Pino, M., Castillo, C., Trasar-Cepeda, C. y Gil- Sotres, F. (2006). Efecto de la cero labranza sobre algunas actividades biológicas en un Alfisol del sur de Chile. Revista de las Ciencias del Suelo y Nutrición Vegetal 6, 38-53.

Alvear, M., Reyes, F., Morales, A., Arriagada, C. y Reyes, M. (2007). Actividad biológica y agregados estables al agua en dos tipos de formaciones vegetales de un bosque templado del Centro Sur de Chile con perturbación antrópica. Ecología Austral 17, 113-122.

Anderson, G. C., Fillery, I. R. P., Dunin, F. X. y Aseng, S. (1998). Nitrogen and water flows under pasture-wheat and lupin-wheat rotations in deep sands in Western Australia. 2. Drainage and nitrate leaching. Australian Journal of Agricultural Research 49, 345-361.

Antil, R. S., Narwal, R. P. y Gupta, A. P. (1992). Urease activity and urea hydrolisis in soils treated with sewage. Ecological Engineering 1, 229-237.

Asman, W. A. H. (1998). Ammonia emission, atmospheric transport and deposition. New Phytologist 139, 27-48.

Asner, G.P., Towsend, A.R., Riley, W.J., Matson, P.A. Neff, J.C. y Cleveland, C.C. (2001). Physical and biochemical controls over terrestrial ecosystem responses to nitrogen deposition. Biogeochemistry, 54, 1-39.

Aulakh, M. S., Doran, J. W. y Mosier, A. R. (1992). Soil denitrification-significance, measurement, and effect of management. Advances in Soil Science 18, 1-57.

Baeza, G. (2001). Dinámica del reciclaje de nitrógeno, fósforo y azufre provenientes de excretas animales en un Andisol acidificado., Universidad de Santiago de Chile, Santiago. 84 p.

Baligar, V. C., Staley, T. E. y Wright, R. J. (1991). Enzyme activities in Appalachian soils: Urease. Communication in Soil Science and Plant analisys 22, 315-322.

Baligar, V. C., Fageria, N. K. y He, Z. L. (2001). Nutrient use efficiency in plants. Communication in Soils Science and Plant Analysis 32, 921-950.

Balocchi, O., Teuber, N., Parga, J., Demanet, R., Anwandter, V., Lopetegui, J., Canseco, C. y Abarzúa, A. (2007). Crecimiento de las plantas forrageras y su adaptación al pastoreo. In: Manejo del pastoreo. (N, Teuber, O, Balocchi y J. Parga, eds).Proyecto FIA, Chile. pp. 9-22.

Ball, P. R., y Keeney, D. R. (1981). Nitrogen losses from urine-affected areas of a New Zealand pasture under contrasting seasonal conditions. Proceedings of the International Grassland Congress 14, 342-344.

Ball, R., Keeney, D. R., Theoballd, P. W. y Nes, P. (1979). Nitrogen balance in urine affected areas of a New Zealand pasture. Agronomy Journal 71, 309-314.

Bao, J., Giller, P. S. y Stakelum, G. (1998). Selective grazing by dairy cows in the presence of dung and the defoliation of tall grass dung patches. Animal Sciences 66, 65-73.

Barbieri, P. A. y Echeverria, H. E. (2003). Evolution of ammonia volatilization losses from urea applied in autumn and spring to tall wheat grass (*Tinopyrum ponticum*). Pasture, Argentina. RIA 32, 17-29.

Bardgett, R. D., Wardle, D. A. y Yeates, G. W. (1998). Linking above-ground and below-ground interations: how plant responses to foliar herbivore influence soil organisms. Soil Biology and Biochemistry 30, 1867-1678.

Bardgett, R. D. y Wardle, D. A. (2003). Herbivore mediated linkages between aboveground and belowground communities. Ecology 84, 2258-2268.

Barkle, G. F., Stenger, R., Brown, T., N., Ledgard, S. F. y Painter, D. J. (2001). Fate of the 15N-labelled faeces fraction of dairy farm effluent (DFE) irrigated onto soils under different water regimes. Nutrient Cycling in Agroecosystems 59, 85-93.

Barlow, K., Nash, D., Hannah, M. y Robertson, F. (2007). The effect of fertiliser and grazing on nitrogen export in surface runoff from rain-fed and irrigated pastures in south-eastern Australia. Nutrient Cycling Agroecosystems 77, 69-82.

Barrington, S., Choiniere, D., Trigui, M. y Knight, W. (2002). Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. Bioresource Technology 83, 189-194.

Beck, V. A. y Pessot, Z. R. (1992). Producción de leche en praderas permanentes durante la primavera. Agro sur 20, 34-39.

Bellows, B. (2001). Nutrient cycling in pastures. Livestock Systems Guide. 64 p.

Benton, J. J., Benjamin, J. W. y Mills, H. A. (1991). Plant analysis handbook: A practical sampling, preparation, analysis, and interpretation guide. 212 p.

Beetz, A. (2001). Sustainable pasture management. Livestock Systems Guide. ATTRA. 15 p.

Black, A. S., Sherlock, R. R., Cameron, K. C., Smith, N. P. y Goh, K. M. (1985). Comparison of three field methods for measuring ammonia volatilization from urea granules broadcast on to pasture. European journal of Soil Science 36, 271-280.

Black, A. S., Sherlock, R. R. y Smith, N. P. (1987). Effect of simulated rainfall on ammonia volatilization from urea, applied to soil of varying moisture content. Journal of Science Sience 38, 679-687.

Boeckx, P., Godoy, R., Oyarzún, C., Bot, J. y Van Cleemput, O. (2004). Resolving differences in N between more polluted and pristine forest using $^{15}N$ isotope dilution. In: Controling nitrogen flows and losses. (D. J., Hatch, D. R., Chadwick, S. C., Jarvis, J. A. Roker, eds). pp. 143-144.

Böhlke, J. K. (2002). Groundwater recharge and agricultural contamination. Hydrogeology Journal 10, 153-179.

Bohn, H. L., McNeal, B. L. y Ó. Connor, G. A. (1993). Química del suelo. 1/Ed. Editorial Limusa, Grupo Noriega, México. pp. 370.

Borie, G. Peirano, P., Zunino, H. y Aguilera, S. M. (2002). N-pool in volcanic ash-derived soils in Chile and its changues in deforested sites. Soil Biology and Biochemistry 34, 1201-1206.

Borie, F. Rubio, R., Rouanet, J. L., Morales, A., Borie, G. y Rojas, C. (2006). Effects of tillaje systems on soil characteristics, glomalin and mycorrhizal propagules in a Chilean Ultisol. Soil and Tillaje Research 88, 253-261.

Borie, F. y Rubio, R. (2003). Total and organic phosphorus in Chilean volcanic soils. Gayana Botánica 60, 69-78.

Bouwman, A. F., Lee, D. S., Asman, W. A. H., Dentener, F. J., Van Der Hoek, K. W. y Olivier, G. J. (1997). A global high resolution emissions inventory for ammonia. Global Biochemical Cycles 11, 561-587.

Bouwman, A. F., Van Drecht, G. y Van der Hoek, K. W. (2005). Global and regional surface nitrogen balances in intensive agricultural production systems for the period 1970-2030. Pedosphere 15, 137-155.

Brown, L., Syed, B. Jarvis, S. C., Sneath, R. W., Phillips, V. R., Goulding, K. W. T. y Li, C. (2002). Development and application of a mechanistic model to estimate emission of nitrous oxide from UK agriculture. Atmospheric Environment 36, 917-928.

Brown, L., Scholefield, D., Jewkes, E.C., Lockyer, D. R. y del Prado, A. (2005). NGAUGE: A decision support system to optimise N fertilisation of British grassland for economic and environmental goals. Agriculture, Ecosystems and Environment 109, 20-39.

Buijsman, E., Mass, H. F. M. y Asman, W. A. H. (1987). Anthropogenic $NH_3$ emissions in Europe. Atmospheric Environment 21, 1009-1022.

Burke, I. C., Willian, K., Lauenroth, K., Cunfer, G., Barrett, J. E., Mosier, A. y Lowe, P. (2002). Nitrogen in the central grasslands region of the United States. BioSciences 52, 813-823.

Burnhill, P., Chalmers, A. y Grieve, J. (1996). The British survey of fertiliser practice 1995. Rep. No. 0114957657. HMSO, London, N.

Bussink, D. W. (1992). Ammonia volatilization from grassland receiving nitrogen fertilizer and rotationally grazed by dairy cattle. Fertilizer Research 33, 257-265.

Cabrera, V. E., de Vries, A. y Hildebrand, P. E. (2006). Prediction of nitrogen excretion in dairy farms located in North Florida: A comparison of three models. Journal Dairy Science 89, 1830-1841.

CAA. (1999). Código Alimentario Argentino (CAA), de la Canal y Asociados, Argentina (Ley 18284/69). Capítulo: 12, pp. 331-335.

Campillo, R. R., Jobet, F. C. y Undurraga D. P. (2007). Optimización de la Fertilización Nitrogenada para Trigo de Alto Potencial de Rendimiento en Andisoles de la Región de La Araucanía, Chile. Agricultura Técnica 67, 281-291.

Campbell, C., Grayston, S. y Hirst, D. (1997). Use of rhizosphere carbon sources in soil carbon source test to discriminate soil microbial communities. Journal of Microbiological Methods 30, 33-41.

Cameron, K. C. y Di, H. J. (2004). Nitrogen leaching losses from different forms and rates of farm effluent applied to a Templeton soil in Canterbury, New Zealand. New Zealand Journal of Agricultural Research 47, 429-437.

Canseco, C., Abarzúa, A., Parga, J., Teuber, N., Balocchi, O., Lopetegui, J., Anwandter, V. y Demanet, R. (2007). Calidad nutritiva de las praderas. In: Manejo del pastoreo. (N, Teuber, O, Balocchi y J. Parga, eds). Proyecto FIA, Chile. pp. 51-67.

Cárcamo, A., Puentes, L. S., Godoy, R. Oyarzun, C. y Valenzuela, E. (2004). Actividad biológica del suelo en un bosque de *Nothofagus oblicua* (Mirb) Oerst., centro - sur de Chile. Revista de las Ciencias del Suelo y Nutrición Vegetal 4, 14-25.

Carrére, P. Louault, F., De Faccio arvalho, P. C., Lafarge, M. y Soussana, J. F. (2001). How does the vertical and horizontal structure of a perennial ryegrass and clover sward influence grazing? Grass and Forage Science 56, 118-130.

Castle, M. E. (1976). A simple disc instrument for estimating herbage yield. Journal of the British Grassland Society 32, 37-40.

Chakrabarti, K., Sinha, N., Chakraborty, A. y Bhattacharyya, P. (2004). Influence of soil properties on urease activity under different agro-ecosystems. Agronomy and Soil Sience 50, 477- 483.

Cheng, W., Tsuruta, H., Chen, G. y Yagi, K. (2005). $N_2O$ and NO production in various Chinese agricultural soils by nitrification. Soil Biology and Biochemistry 36, 953-963.

Chiras, D. D., Reganold, J. P. y Owen, O. S. (2002). Natural Resource conservation: Management for a sustainable future. 642 p.

CIREN (2002). Estudio Agrológico. Descripciones de suelos materiales y símbolos. IX Región. CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales). Chile. 122, 360 p.

Clegg, C. D. (2006). Impact of cattle grazing and inorganic fertilizer addiction to managed grassland on the microbial community composition of soil. Applied Soil Ecology 31, 73-82.

Curtle, S. P., Scurlock, R. V. y Davies, B. M. S. (1998). A 6-year comparison of nitrate leaching from grass/clover and N-fertilized grass pastures grazed by sheep. Journal of Agricultural Science Cambridge 131, 93-50.

Daget, P. y Poissonet, J. (1972). Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. Fourrages 49, 31-39.

Dämmgen, U. y Grunhage, L. (2002). Trace gas emissions from German agriculture as obtained from the application of simpler or default methodologies. Environmental Pollution 117, 23-34.

De Klein, C. A. M. (2001). An analysis of environmental and economic implications of nil and restricted grazing systems designed to reduce nitrate leaching from New Zealand dairy farms. II. Pasture production and cost/benefit analysis. New Zealand Journal of Agricultural Research 44, 217-235.

De Klein, C. A. M. y Ledgard, S. F. (2001). An analysis of environmental and economic implications of nil and restricted grazing systems designed to reduce nitrate leaching from New Zealand dairy farms. I. Nitrogen losses. New Zealand Journal of Agricultural Research 44, 201-215.

De Klein, C. A. M., Sherlock, R. R., Cameron, K. C. y van der Weerden, T. J. (2001). Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand - a review of current knowledge and directions for future research. The Royal Society of New Zealand. 31, 543-574.

Decau, M. L., Simon, J. C. y Jacquet, A. (2003). Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. Journal of Environmental Quality 32, 1405-1413.

Delgado, J. A. (2002). Quantifying the loss mechanisms of nitrogen. Journal of Soil and Water Conservations 57, 389-398.

Demanet, F. T., Mora, M. L., Canseco, C., y Cantero, E. (2005). Producción de *Lolium perenne*, *Festuca arundinacea*, *Dactylis glomerata* asociados a *Trifolium repens* en el secano de la IX Región. XXX Reunión Anual de la Sociedad Chilena de Producción Animal. 30, 153-154.

Demeyer, P., Hofman, G. y Van Cleemput, O. (1995). Fitting ammonia volatilization dynamics with a logistic equation. Soil Science Society of American Journal 59, 261-265.

Denmead, O. T., Chen, D., Turner, D., Li, Y. y Edis, R. (2004). Micrometereological measurements of ammonia emissions during phases of the grazing rotation of irrigated dairy pasture. Super Soil 2004. 5 - 9 December 2004. University of Sydney, Australia. CDROM. pp. 1-8. Availabilty in: www.regional.org.au/au/asssi/. Visited on December of 2007

Deenen, P. J. A. G. y Middelkoop, N. (1992). Effects of cattle dung and orine on nitrogen uptake and yield of perennial ryegrass. Netherlands Journal of Agricultural Science 40, 469-482.

Di, H., Cameron, K. C., Moore, S. y Smith, N. (1998). Nitrate leaching and pasture yields following the aplication of dairy shed effluent or ammonium fertilizer under spray or flood irrigation: results of a lysimeter study. Use and Management 14, 209-214.

Di, H. J. y Cameron, K. C. (2000). Calculating nitrogen leaching losses and critical nitrogen application rates in dairy pasture systems using a semi-empirical model. New Zealand Journal of Agricultural Research 43, 139-147.

Di, H. J. y Cameron, K. C. (2004). Treating grazed pasture soil with a nitrification inhibitor, eco-n$^{TM}$, to decrease nitrate leaching in a deep sandy soil under spray irrigation - a lysimeter study. New Zealand Journal of Agricultural Research 47, 351-361.

Di, H. J., Cameron, K. C. y Silva, R. G. (2002). A lisimeter study of the fate of $^{15}$N-labelled nitrogen in cow urine with or without farm dairy effluent in a grazed dairy pasture soil under flood irrigation. New Zealand Journal of Agricultural Research 45, 235-244.

Di Marco, C., Anderson, M., Milford, C., Skiba, U., Sutton, M.A. y Weston, K. (2004). A comparation of nitrous oxide and ammonia fluxes from managed grassland. In: Controling nitrogen flows and losses. (D. J., Hatch, D. R. C., Chadwick, S. C.Jarvis, J. A. Roker, eds). IGER, U. K. pp. 309-310.

Dick, R. P., Ramussen, P. E. y Kerle, E. A. (1988). Influence of long-term residue management on soil enzyme activities in relation to soil chemical properties of a wheat-fallow system. Biology and Fertility of Soils 6, 159-164.

Doorn, M. R. J., Natschke, A. F., Thorneloe, S. A. y Southerland, J. (2002). Development of an emission factor for ammonia emissions from US swine farms based on field tests and application of a mass balance method. Atmospheric Environment 36, 5619-5625.

DS 46. (2002). Norma de Emisión de Residuos Liquidos a Aguas Subteraneas. República de Chile, Ministerio General de la República. Chile, 14 p.

DS 90. (2000). Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Resíduos Líquidos a águas Marinas y Continentales Superficiales. República de Chile, Ministerio General de la República. Chile, 49 p.

Dueri, S., Calanca, P. L. y Fuhrer, J. (2007). Climate change affects farm nitrogen loss - A Suiss case study with a dynamic farm model. Agricultural Systems 93, 191-214.

EC (1980). Directive relating to the quality of water intended for human consumption. EC (European Community), Official Journal of the European Community. L229, 80/778/EEC.Department of the Environment Circular 20/82. [available in , HMSO, 1982], London.

Eckard, R. J., Chen, D., White, R. E. y Chapman, D. F. (2003). Gaseous nitrogen loss from temperate perennial grass and clover dairy pastures in south-eastern Australia. Australian Journal of Agricultural Research 54, 561-570.

Ekelund, F., Ronn, R. y Christensen, S. (2001). Distribution with depth protozoa, bacteria and fungi in soil profiles from three Danish forest sites. Soil Biology and Biochemistry 33, 475-481.

Fan, M. X. y Mackenzie, A. F. (1993). Urea and phosphate interactions in fertilizer microsites: Ammonia volatilization and pH changes. Soil Science Society of America Journal 57, 839-845.

Fenn, L. B. y Miyamoto, S. (1979). Ammonia losses and associated reaction of urea in calcareous soils. Soil Science Society of American Journal 45, 527-540.

FIA (2003). Bovinos de carne y de leche: Resultados y experiencias del Programa de Giras Tecnológicas y Consultores Calificados 1996-2003. FIA (Fundación para la Innovación Agraria), Gobierno de Chile. Chile. 224 p.

Fierer, N., Schimel, J. P. y Holden, P. A. (2003). Variations in microbial community composition through two soil depht profiles. Soil Biology and Biochemistry 35, 167-176.

Follett, R. F. (1995). Fate and transport of nutrients: Nitrogen. USDA, Agricultural Research Service Soil-Plant-Nutrient Research Unit Fort Collins, Colorado Working 7, 1-28.

Fox, R. H., Piekielek, W. P. y Macneal, K. E. (1996). Estimating ammonia volatilization losses from urea fertilizers using a simplified Micrometeorological Sampler. Soil Science Society of American Journal 60, 596-601.

Francis, G. S., Trimmer, L. A., Tregurtha, C. S., Williams, P. H. y Butler, R. C. (2003). Winter nitrate leaching losses from three land uses in the Pukekohe area of New Zealand. New Zealand Journal of Agricultural Research 46, 215-224.

Fulkerson, W. J. y Snack. (1994). Leaf number as a criteria for determining defoliation time for Lolium perenne: Effect of water soluble carbohydrates and senecence. Grass and Forage Science 49, 373-377.

Galloway, J. N., Schlesingr, W. H., Levy I, H., Michaels, A. y Schnoor, J. L. (1995). Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response. Global Biogeochemical Cycles 9, 235-252.

Galloway, J. N., Bekunda, M., Cai, Z., Erisman, J. W., Freney, J., Howarth, R. W., Martinelli, L. A., Scholes, M. C. y Seitzinger, S. P. (2004). A preliminary assessment of changes in the global nitrogen cycle as a result of anthropogenic Influences. Third International Nitrogen Conference October 12-16, 2004 Nanjing, China. International Nitrogen Initiative Steering Committee, 35 p.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, M. C., Ciardi, C. y Ceccanti, B. (1992). Biochemical characterization of biological activity in very young mine soils. Biology and Fertility of soils 13, 25-30.

Glass, A. D. M. (2003). Nitrogen use efficiency of crop plants: Physiologycal constraints upon nitrogen absorption. Taylor and Francis Inc. Plants Sciences 25, 453-470.

Glass, C. y Silverstein. J. 1999. Denitrification of high-nitrate, high-salinity Wastewater. Water Research 33, 223-229.

Glass, A. D. M., Hunt, E. Y., Kronzucker, T., Okamoto, H. J., Rawat, M., Silim, S., Schjoerring, S., Siddiqi, J. K., Vidmar, M. Y., Wang, J. J. y Zhou, D. (1999). Inorganic nitrogen absorption by plants roots: Physiology and molecular biology. Plant Nutricion-Molecular Biology and Genetics. (G., Gissel-Nielsen and A., Jersen, eds), Kluwer Acad. Pub. Dordrecht, pp. 1-13.

Godoy, R., Oyarzún, C. y Gerding V. (2001). Precipitatation chemistry in deciduous and evergreen Nothofagus forests of southern Chile under a low-deposition climate. Basic and Applied Ecology 2, 65-72.

Godoy, R., Paulino, L., Oyarzún, C. y Boeckx, P. (2003). Atmospheric N deposition in central and southern Chile. An overview. Gayana Botany 60, 47-53.

Goering, H. y Van Soest, P. (1972). Forage fiber analysis. ARS-USD. Agricultural Handbook N° 379 Washington D.C., United States. 40 p.

González, M. S., Novoa, S. A. R. y Blaser, G. C. (1995). Preliminary inventory of greenhouse gases in Chile: Agriculture, land-use change and forestry. Revista de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Central de Venezuela 10, 130-147.

Goss, M. J., Howse, K. R., Christian, D. G., Catt, J. A. y Pepper, T. J. (1998). Nitrate leaching: Modifying the loss from mineralized organic matter. European Journal of Soil Science 49, 649-659.

Grant, W. D. y Long, P. E. (1989). Microbiología ambiental. 1ra/Ed. Acribia, S. A., Zaragoza, España.

Hamilton, E. W. y Frank, D. A. (2001). Can plants stimulate soil microbes and their own nutrient suply? Evidence from a grazing tolerant grass. Ecology 82, 2397-2402.

Hawkins, J. y D. Scholefield. (2000). Leaching of dissolved organic N from grass-white clover pasture in SW England. p. 378-380. In Søegaard, K., C. Ohlsson, J. Shested, N.J. Hutchings and T. Kristensen, T. (eds.). Grassland farming, balancing environmental and economic demands. Proc. 18th General Meeting of the European Grassland Federation (EGF), Aalborg, Denmark. 22-25 May. EGF, Aalborg, Denmark.

Hay, M. y Kicklighter, C. (2001). Grazing, effects of. In: Encyclopedia of Biodiversity (Academy Press) 3, 265-276.

Haynes, R. J. (2000). Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. Soil Biology and Biochemistry 32, 211-219.

Haynes, R. J. y Williams, P. H. (1992). Changes in soil solution composition and pH in urine-affected areas of pasture. Journal of Soil Science 43, 323-334.

Haynes, R. J. y Williams, P. H. (1993). Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. Advances in Agronomy 49, 119-199.

Heathwaite, A. L., Burt, T. P. y Trudgill, S. T. (1993). Overview- the nitrate issue. In: Burt, T. P., Heathwaite, A. L. and Trudgill, S. T. (eds), Nitrate: Processes, patterns and management. Jonn Wiley and Sons, England. Pp. 3-21.

Herrmann, A., Kelm, M., Kornher, A. y Taube, F. (2005). Performance of grassland under different cutting regimes as affected by sward composition, nitrogen input, soil conditions and weather - a simulation study. European Journal Agronomy 22, 141-158.

Hiriart, M. (1994). Manual de métodos analíticos em nutrición animal. INIA Carillanca. Temuco - Chile. 31 p.

Hoekstra, N. J., Bosker, T. y Lantinga, E. A. (2002). Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). Agriculture Ecosystems and Environment 93, 189-196.

Hoekstra, N. J., Schulte, R. P. O., Struik, P. C. y Lantinga, E. A. (2007). Pathways to improving the N efficiency of grazing bovines. European Journal of Agronomy 26, 363-374.

Hofman, G. y Cleemput, O. V. (2004). Soil and plant nitrogen. International Fertilizer Industry Association. pp. 1-48. IFA Graphics: Hélène Ginet, IFA. Printed in France Layout: Claudine Aholou - Pütz. 48., Paris.

Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton, J. G. A., y Cairns, J. J. (1994). Handbook of ecotoxicology, 455 p.

Holmes, W. (1989). Grass: Its production and utilization. Second edition, Hurley. The British Grassland Society. 306 p.

Holmes, C. W. y Wilson, G. F. (1989). Producción de leche en praderas. Editorial Acribia, S. A., Zaragoza, España. 446 p.

Holland, E. A., Dentener, F. J., Braswell, B. H. y Sulzman, J. M. (1999). Contemporary and pre industrial global reactive nitrogen budgets. Biogeochemistry 46, 7-43.

Holland, E. A. y Weitz, A. M. (2004). Nitrogen cycle, biological. In: Encyclopedia of Physical Science and Tecnology. pp. 441-448.

Houlbrooke, D. J., Horne, D. J., Hedley, M. J. y Hanly, J. A. (2004). A review of literature on the land treatment of farm-dairy effluent in New Zealand and its impact on water quality. New Zealand Journal of Agricultural Research 47, 499-511.

Hubbard, R. K., Newton, G. L. y Hill, G. M. (2004). Water quality and the grazing animal. Journal Animal Science 82, E255-E263.

Huijsmans, J. F. M., Hol, J. M. G. y Vermeulen, G. D. (2003). Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. Atmospheric Environment 37, 3669-3680.

Hutchings, N., Sommer, S. G. y Jarvis, S. C. (1996). A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. Atmospheric Environment 30, 589-599.

Hyde, B. P., Carton, O. T., O'Toole, P. y Misselbrook, T. H. (2003). A new inventory of ammonia emissions from Irish agriculture. Atmospheric Environment 37, 55-62.

Hwa Han, K., Choi, J. Hyun-Han, G., In Yun, S., Yoo, S. y Myong Ro, H. (2004). Urea-nitrogen transformation and compost-nitrogen mineralization in three different soils as affect by the interation between both nitrogen inputs. Biology Fertility Soils 39, 193-199.

INE (1997). Resultados preliminares VI Censo Agropecuario. INE - Instituto Nacional de Estadísticas de Chile, impresos Universitarios SA, Santiago, Chile.

INE (2007). Informe estadísticas agropecuarias para el periodo 2001-2006 y primer semestre 2007. Accessed in december 2007. Available from: <http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/estadisticas_agropecuarias/pdf/pecuarioprimer semestre2007_2.pdf>.

IPCC (1997). Revised 1996. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC). Module 4. Agriculture. Available in: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm. Visite on December of 2007.

Iyyemperuma, K., Israel, D. W. y Shi, W. (2007). Soil microbial biomass, activity and potential nitrogen mineralization in a pasture: Impact of stock camping activity. Soil Biology and Biochemistry 39, 149-157.

Jarvis, S. C. (1993). Nitrogen cycling and losses from dairy farms. Soil Use and Management 9, 99-105.

Jarvis, S. C. (1997). Emission processes and their interactions in grassland soils. In: Gaseous nitrogen emissions from grasslands (S. C. Jarvis, B. F. Pain, eds), CAB International, UK, pp. 1-17.

Jarvis, S. C. (2002). Environmental impacts of cattle housing and grazing. p. 10-23. In Kaske, M. H. Scholz and M. Holtershinken (eds). Recent developments and perspectives in bovine medicine. Keynotes lectures of the 22nd world Buiatrics Cong (WBC), Hannover, Germany. 18-23. august, WBC, Hannover, germany.

Jarvis, S. C. y Barraclough, D. (1991). Variation in mineral nitrogen under grassland swards. Plant and soil 138, 177-188.

Jarvis, S. C., Barraclough, D., Williams, J. y Rook, A. J. (1991). Patterns of denitrification loss from grazed grassland: Effects of N fertilizer inputs at different sites. Plant and Soil 131, 77-88.

Jarvis, S. C., Scholefield, D. y Pain, B. (1995). Nitrogen cycling in grazing systems. In: Nitrogen fertilization in the environment. (P. E Bacon, ed), Marcel Dekker, New York, pp. 381-419.

Jarvis, S. C. y Ledgard, S. (2002). Ammonia emissions from intensive dairying: A comparison of contrasting systems in the United Kingdom and New Zealand. Agriculture Ecosystems and Environment 92, 83-92.

Jarvis, N. J., Villholth, K. G. y Ulen, B. (1999). Modelling particle mobilization and leaching in macroporous soil. European Journal of Soil Science 50, 621-632.

Jarvis, S. C. (2007). Optimising nitrogen managements in livestock systems in Western Europe. In: Pinoche, T.D. (Ed.), Nutrición y Alimentación de Bovinos. Efecto de la Intensificación de Sistemas Ganaderos Pastoriles. Aspectos Técnicos, Ambientales y Sanitarios. SOCHIPA, Chile, Serie Simposio y Compendio 12-13, 19-37.

Joergensen, R. (1995). The use of the ninhydrin nitrogen reaction for estimating microbial biomass. In: Methods in applied soil microbiology and biochemistry. (K. Alef, P. Nannipieri, eds.), 391 p., Academic Press, Londres, Inglaterra.

Joergensen, R., y Brookes, P. (1990). Ninhydrin-reactive measurements of microbial biomass in 0.5 M $K_2SO_4$ soil extracts. Soil Biology and Biochemistry 22, 1023-1027.

Jones, D. (1998). Organics acids in the rhizosphere a critical review. Plant and Soil 205, 25-44.

Jones, P. J. y Burt, T. P. (1991). Water quality trenes in the Windrush catchment: Nitrogen speciation and sediment interations. IAHS publications 203, 349-57.

Kear, M. J. y Watkinson, J. H. (2003). Soil extractable organic sulfur and sulfate increases under dairy cow feces and urine patches: The consequences for soil testing. Communications in Soil Science and Plant Analysis 34, 189-199.

Khalil, M. I., Boeckx, P., Rosenani, A. B. y Van Cleemput, O. (2001). Nitrogen transformation and emission of greenhouse gases from three acid soils of humid tropic amended with N sources and moisture regime. II. Nitrous oxide and methane fluxes. Communications in Soil Science and Plant. Analysis 32, 2909-2924.

Kissel, D. E., Cabrera, M. L., Vaio, N., Craig, J. R., Rema, J. A. y Morris, L. A. (2004). Rainfall timing and ammonia loss from urea in a loblolly pine plantation. Soil Science Society of American Journal 68, 1744-1750.

Kohn, R. A., Dou, Z., Ferguson, J. D. y Boston, R. C. (1997). A sensitivity analysis of nitrogen losses from dairy farms. Journal of Environmental Management 50, 417-428.

Koops, J. G., van Beusichem, M. L. y Oenema, O. (1997). Nitrous oxide production, its source and distribution in urine patches on grassland on peat soil. Plant and Soil 191, 57-65.

Korte, C. J. (1986). Tillering in "Grasslands Nui" perennial ryegrass swards. 2. Seasonal pattern of tillering and age of flowering tillers with two mowing frequencies. New Zealand Journal of Agricultural Research 29, 629-638.

Korte, C. J., Chu, A. C. P. y Field, T. R. O. (1987). Pasture production. In: Feeding livestock on pasture. (A. M., Nicol, ed), New Zealand Society of Animal production: Hamilton, NZ, 17 p.

Krupa, S. (2003a). Atmosphere y agriculture in the new millennium. Environmental Pollution 126, 293-300.

Krupa, S. V. (2003b). Effects of atmospheric ammonia ($NH_3$) on terrestrial vegetation: A review. Environmental Pollution 124, 179-221.

Krupa, S., Ahmad, K. J., Tripathi, R. D. y Kulshreshtha, K. (2003). Second International Conference on Plants and Environmental Pollution (ICPEP-2), preface. Environmental Pollution 126, 285-285.

Krupa, S. V. y Moncrief, J. F. (2002). An integrative analysis of the role of atmospheric deposition and land management practices on nitrogen in the US agricultural sector. Environmental Pollution 118, 273-283.

Kumar, V. y Wagenet, R. J. (1984). Urease activity and kinetics of urea transformations in soils. Soil Science 137, 263-269.

Lambert, K. F. y Drisscoll, C. (2003). Nitrogen pollution: From the sources to the sea. Hanover, NH: Hubbord Book Research Fundation, 4. Environment Health Perspect. 2004. National Institute of environmental Health Sciences.

Lampe, C., Taube, F., Wachendorf, M., Sattelmacher, B. y Dittert, K. (2004). Fluxes of $N_2O$ from permanent grassland with different levels of nitrogen supply. In: Controling nitrogen flows and losses. (D. J., Hatch, D. R. C., Chadwick, S. C. Jarvis, J. A. Roker, eds), IGER, U.K. pp. 336-337.

Lantinga, E. A., Keuning, J. A., Groenwold, J. y Deenen, P. J. A. G. (1987). Distribution of excreted nitrogen by grazing cattle and its effects on sward quality, herbage production and

utilization. In: Animal manure on grassland and fodder crops: Fertilizer or waste. (H. G. Van der Meer, R. J. Unwin, T. A. van Dijk, G. C. Ennik, eds.), pp. 103-117. Martinus Nijhoff, Dordrecht.

Laws, J. A., Pain, B. F., Jarvis, S. C. y Scholefield, D. (2000). Comparison of grassland management systems for beef cattle using self-contained farmlets: Effects of contrasting nitrogen inputs and management strategies on nitrogen budgets, and herbage and animal production. Agriculture, Ecosystems and Environment 80, 243-254.

Leach, K. A., Goulding, K. W. T., Hatch, D. J., Conway, J. S. y Allingham, K. D. (2004). Nitrogen balances over seven years on a misex farm in the cotswords. In: Controlling nitrogen flows and losses. (D. J., Hatch, D. R. Chadwick, S. C., Jarvis, J. A. Roker, eds), Institute of Grassland and Environmental Research, UK. pp.39-46.

Ledgard, S. (2001). Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. Plant and Soil 228, 43-59.

Ledgard, S. F., Crush, J. R. y Penno, J. W (1998). Environmental impacts of different nitrogen inputs on dairy farms and implications for the resource management act of New Zealand. Environmental Pollution 102, 515-519.

Ledgard, S. F., Penno, J. W. y Sprosen, M. S. (1999). Nitrogen inputs and losses from clover/grass pastures grazed by dairy cows, as affected by nitrogen fertilizer application. Journal of Agricultural Science 132, 215-225.

Ledgard, S. F., Sprosen, M. S., Penno, J. W. y Rajendram, G. S. (2001). Nitrogen fixation by white clover in pastures grazed by dairy cows temporal variation and effects of nitrogen fertilization. Plant and Soil 229, 177-187.

Leyval, C. y Berthelin, J. (1993). Rhizodeposition and net release of soluble organic compounds by pine and beech seedlings inoculate with rhizobacteria and ectomycorrhizal fungi. Biology and Fertility of Soil 15, 259-267.

López, E. R. S. (2006). Evaluación del efecto de molibdeno sobre algunos parámetros bioquímicos del suelo y la planta en Andisoles del sur de Chile. Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. 131 p.

López, I. F. y Valentine, I. (2003). Rol de la diversidad pratense y de los grupos funcionales de especies sobre la condición de la pradera y su estabilidad. Agro sur 31, 60-76.

Lovell, R. D. y Jarvis, S. C. (1996). Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. Soil Biology and Biochemistry 28, 291-299.

Lunnan, T. y Nesheim, L. (2002). Response to different nitrogen application patterns on grassland in a two-cut system. Taylor and Francis. Acta Agricultura Escandinavica section b, Soil and Plant Science 52, 1-7.

MA. (2000). Una política de Estado para la agricultura Chilena período 2000-2010. MA (Ministerio de Agricultura). Gobierno de Chile. 140 p.
Disponible en http://www.minagri.gob.cl/politica/politic2000-2010.pdf. Visitado en diciembre del 2007.

Madigan, M. T., Martinko, J. M. y Parker, J. (1999). Brock biología de los microorganismos. Pearson Educación, Madrid. 1064 p.

Madigan, M. T., Martinko, J. M. y Parker, J. (2004). Brock biología de los microorganismos. Décima edición. Pearson Educación, Madrid. 1096 p.

Mahata, M. K. y Antil, R. S. (2004). Effect of organic matter and level of organic carbon on urease activity of selected surface soil contaminated with lead. Environment and Ecology 22, 314-314.

Marschner, H. (2003). Mineral nutrition of higher plants. Second edition/Ed. Elsevier Science Ltd. Great Britain, 889 p.

Martha, G. B., Corsi, M., Trivelin, P. C. O. y Alves, M. C. (2004). Nitrogen recovery and loss in a fertilized elephant grass pasture. Grass and Forage Science 59, 80-90.

Mattos Jr., D., Alva, A. K., Paramasivam, S. y Graetz, D. A. (2003). Nitrogen volatilization and mineralization in a sandy Entisol of Florida under citrus. Communication Soil Science Plant analysis 34, 1803-1824.

Matus, F., Rodríguez, J. y Pinochet, D. (2005a). Soil Fertility; A rational method of interpretation. In: 9th International Symposium of soil and plant analysis, Enero 30 a Febrero 4, 2005, Cancún, México. Soil and Plant Analysis Council, Inc. Workshop, pp. 1-89.

Matus, F., Mellado, J. P. y Rodrigo, C. S. (2005b). Nitrogen fertilizer recomendations: Comparison between nitrogen balance of French and Stanford method on a barley crop under zero tillage in Chilean volcanic soils. X Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo.

16-18 de noviembre 2005. (Casanova, M. P., Ed), Chile. Sociedad Chilena de las Ciencias del Suelo, Universidad de Chile. Boletin 21, 137 p..

McInnes, K. J., Ferguson, R. B., Kissel, D. E. y Kanemasu, E. T. (1986a). Field measurements of ammonia loss from surface application of urea solution to bare soil. Agronomy Journal 78, 192-196.

McInnes, K. J., Ferguson, R. B., Kissel, D. E. y Kanemasu, E. T. (1986b). Ammonia loss from surface application of urea-ammonium nitrate solution to straw residue. Soil Science Society of American Journal 50, 969-974.

McGechan, M. B. y Topp, C. F. E. (2004). Modelling environmental impacts of deposition of excreted nitrogen by grazing dairy cows. Agriculture Ecosystems and Environment 103, 149-164.

Mckenzie, F. R. (1997). Infuence of grazing frequency and intensity on tiller appearance and death rates of *Lolium perenne* L. under subtropical conditions. Australian Journal of Agricultural Research 48, 337-342.

Mckenzie, F. R., Jacobs, J. L. y Kearney, G. (2006a). Effects of spring grazing on dryland perennial ryegrass/white clover dairy pastures. 1. Pasture accumulation rates, dry matter consumed yield, and nutritive characteristics. Australian Journal of Agricultural Research 57, 543-554.

Mckenzie, F. R., Jacobs, J. L. y Kearney, G. (2006b). Effects of spring grazing on dryland perennial ryegrass/white clover dairy pastures. 2. Botanical composition, tiller, and plant densities. Australian Journal of Agricultural Research 57, 555-563.

McLaren, R. G. y Cameron, K. C. (1996). Soil Science: Sustainable production and Environmental protection. New Edition / Ed. Oxford University. Melbourne Oxford, New York. 304 p.

Milchunas, D. G. y Lauenroth, W. K. (1993). A quantitative assessment of the effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecological Monographs 63, 327-366.

Misselbrook, T. H., Pain, B. F., Chadwick, D. R. y Headon, D. M. (1998a). Gaseous emissions from dairy cattle collecting yards. In: Proceedings of the 8$^{th}$ international Conference on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (Formerly Animal Waste Management). 26-29 May 1998, pp. 257-

267. European System of Cooperative Research Networks in Agriculture (ESCORENA), Rennes, France.

Misselbrook, T. H., Pain, B. F. y Headon, D. M. (1998b). Estimates of ammonia emission from dairy cow collecting yards. Journal of Agricultural Engineering Research 71, 127-135.

Misselbrook, T. H., Smith, K. A., Johnson, R. A. y Pain, B. F. (2002). Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: Results of some UK field-scale experiments. Biosystems Engineering 81, 313-321.

Misselbrook, T. H., Sutton, M. A. y Scholefield, D. (2004). A simple process-based model for estimating ammonia emissions from agricultural land after fertilizer applications. Soil Use and Management 20, 365-372.

Misselbrook, T. H., Nicholson, F. A. y Chambers, B. J. (2005). Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. Bioresource Technology 96, 159-168.

Monaghan, R. M., Paton, R. J. y Drewry, J. J. (2002). Nitrogen and phosphorus losses in mole and tile drainage from a cattle-grazed pasture in eastern Southland. New Zealand Journal of Agricultural Research 45, 197-205.

Moore, J. L., Howden, S. M., McKcon, G. M., Carter, J. O. y Scanlan, J. C. (2001). The dynamies of grazed woodlands in southwest Queensland, Australia and their effect on greenhouse gas emissions. Environment International 27, 147-153.

Mora, M. L. (2000). Métodos de análisis foliar. Universidad de La Frontera, Instituto de Agroindustria, Laboratorio de Análisis de Suelos y Plantas. Temuco, Chile, 15 p.

Mora, M. L., Ordoñez, C., Cartes, P., Vistoso, E., Pino, J., Jara, A. y Demanet, R. (2004a). Reciclaje de nitrógeno proveniente de purines en una pastura de *Lolium perenne* L. Simposio: Residuos orgánicos y su uso en sistemas agroforestales. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Temuco, Chile. Universidad de La Frontera 20, 243-256.

Mora, M. L., Alfaro, M., Willian, P., Stehr, W. y Demanet, R. (2004b). Effect of fertiliser input on soil acidification in relation to growth and chemical composition of a pasture, and animal production. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 4, 29-40.

Mora, M. L., Alfaro, M., Jarvis, S. C., Demanet, R. y Cartes, P. (2006). Soil aluminium availability in Andisol of southern Chile and its effect on forage production and animal metabolism. Soil Use and Management 22, 95-101.

Mora, M. L., Cartes, P., Núñez, P., Salazar, M. y Demanet, R. (2007). Movement of $NO_3^-$-N and $NH_4^+$-N in an Andisol and its influence on ryegrass production in a short term study. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 7, 46-63.

Morse, D. (1996). Impact of environmental regulations on cattle production. Journal of Animal Science 74, 3103-3111.

Mosier, A. y Galloway, J. N. (2005). Setting the scene the international nitrogen initiative. IFA International Workshop on Enhanced - Efficiency Fertilizers Frankfurt, Germany, 28-30 June 2005, pp.1-10.

Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S. y van Cleemput, O. (1998). Closing the global $N_2O$ budget: Nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. Nutrient Cycling in Agroecosystems 52, 225-248.

Mount, G. H., Rumburg, B., Havig, J., Lamb, B., Westberg, H., Yonge, D., Johnson, K. y Kincaid, R. (2002). Measurement of atmospheric ammonia at a dairy using differential optical absorption spectroscopy in the mid-ultraviolet. Atmospheric Environment 36, 1799-1810.

Muñoz, V. M. C. (2006). Dinámica del carbono orgánico del suelo en ecosistemas de la zona Mediterránea de Chile. Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. 123 p.

Murphy, W. E. (1986). Nutrient cycling under grazing. In: Grazing. (J. Frame, ed). Ocasional Symposium BGS 19, 15-17.

Murphy, D.V., Macdonald, A. J., Stockdale, E. A., Gouldin K. W. T., Fortune, S., Gaunt, J. L., Poulton, R., Wakefield, J., Webster, C. P. y Wilmer, W. (2000). Soluble organic nitrogen on agricultural soils. Biol. Fertil. Soils 30:374-387.

Nannipieri, P., Pechozzini, F., Arcada, P. G. y Pionarelli, C. (1979). Changes in amino acids, enzyme activities and biomass during soil microbial growth. Soil Science 127, 26-34.

NGGIC. (2005). Australian methodology for estimation of greenhouse gas emissions and sinks 2005: Agriculture. National Greenhouse Gas Inventory Commitee (NGGIC). Australian Greenhouse Office, Departament of Environment and Heritage, Camberra, Australia.

Nishiyama, M., Sumikawa, Y.,Guan, G. y Maremoto, T. (2001). Relationship between microbial biomass and extractable organic carbon content in volcanic and non-volcanic ash soil. Applied Soil Ecology 17, 183-187.

Nissen, J. y Santelices, S. R. (2000). Effecto del riego y la fertilización en una pradera naturalizada de Magallanes. Agro sur 28, 15-24.

Nissen, M. J., Daroch, P. R., Ramírez, V. E. y Pinochet, T. D. (1991). Efecto del riego sobre la lixiviación de nitrógeno en una pradera de rotación corta para la zona agro climática de Valdivia. Agro sur 19, 124-129.

Nommik, H. (1973). The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. Plant and Soil 39, 309-318.

Novoa, R. S. A., Sergio, G. M., Novoa, R. J. y Rojas, R. (2000). Inventory of greenhouse gas emissions by Chile agriculture. Agricultura Técnica 60, 154-165.

Núñez, R. P., Demanet, R., Jara, A. y Mora, M.L. (2007a). Emisión de amoniaco y óxido nitroso en sistemas de pastoreo en el Sur de Chile. In: XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. León Guanajuato, 17-21 septiembre 2007. Documento extenso. Mesa de trabajo 7. pp. 845-848.

Núñez, R. P., Demanet, R. y Mora, M.L. (2007b). Pérdidas de nitrógeno por lixiviación y emisiones de gases en sistemas de pastoreo en el sur de Chile. 2$^{do}$ Simposio Internacional Suelo, Ecología y Medio Ambiente. Universidad de La Frontera, Temuco, Chile, 8-9 nov 2007. Boletín 23, pp 329-334.

ODEPA, Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. (1997). Censo Nacional Agropecuario 1996-1997. Ministerio de Agricultura, Chile.

ODEPA, Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. (2000a). Boletín de la leche, 1999. ODEPA, Ministerio de Agricultura (Chile). 51 p.

ODEPA, Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. (2000b). Boletín Pecuario, Junio 2000. ODEPA, Ministerio de Agricultura (Chile). 113 p..

ODEPA, Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. (2002). Chilean agriculture overview. ODEPA (Ministerio de Agricultura. Director y Representante Legal. Carlos Furche Guajardo. Chile, 92 p..

ODEPA, Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. (2004). Base de datos Sector Agropecuario Chile. (ODEPA) Oficina de Estudios y Políticas Agrarias Chile. Disponible en: http://www.odepa.gob.c. Visitado en diciembre 2007.

ODEPA, Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. (2007). Leche: Producción, recepción, precios y comercio exterior. Mayo 2007. ODEPA, Ministerio de Agricultura (Chile). 30 p.

Oenema, O. y Sapek, A. (2000). Controling nitrogen oxide emissions from grassland farming systems; the COGANOG project. In: Effects of liming and nitrogen fertilizer application on soil acidity and gaseous nitrogen oxide emissions in grassland systems. (O, Oenema, A., Sapek, eds), Poland, Falenty, IMUZ publisher. pp. 7-13.

Oenema, O. (2006). Nitrogen budgets and losses in livestok systems. International Congress Series 1293, 262-271.

Ordóñez, G. C. I. (2003). Lixiviación de nitrógeno proveniente de purines en una pastura de *Lolium perenne* de la IX región y su relación con las curvas de producción, estudio en lisímetros. Tesis de grado Ingeniero Agrónomo, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. 54 p.

Owens, L. B., Van Keuren, R. W. y Edwards, W. M. (2003). Non-nitrogen nutrients inputs and outputs for fertilized pastures in silt loam soils in four small Ohio watersheds. Agriculture, Ecosystems and Environment 97, 117-130.

Oyarzún, C. E., Godoy, R. y Sepulveda, A. (1998). Water and nutrient fluxes in a cool temperate rainforest at the Cordillera de la Costa in Southern Chile. Hidrological Processes 12, 1067-1077.

Oyarzún, C. E. y Huber, A. (2003). Nitrogen export from forested and agricultural watersheds of southern Chile. Gayana Botany 60, 63-68.

Oyarzún, C. E., Godoy, R. y Leiva, S. (2002). Atmospheric deposition of nitrogen in a transect from the central valley to Cordillera de Los Andes, south-central Chile. Revista Chilena de Historia Natural 75, 233-243.

Pain, B. F. (1998). Gaseous pollutants from organic waste use in agriculture. In: Proceedings of the 8$^{th}$ international Conference on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (Formerly Animal Waste Management). 26-29 May 1998, pp. 233-246. European System of Cooperative Research Networks in Agriculture (ESCORENA). Rennes, France.

Paolini, J. E. (2000). Las enzimas del suelo y su aplicación en la caracterización bioquímica de sitios. In: Seminario Internacional. Retos y Posibilidades de Cooperación Científica a Nivel Regional y Supra Regional para su Desarrollo. IVIC, Centro de Ecología. Venezuela, San José Costa Rica. pp. 1-11.

Paramasivam, S. y Alva, A. K. (1997). Nitrogen recovery from controlled release fertilizers under intermittent leaching and dry cycles. Soil Science American of Society Journal 162, 447-453.

Pardo, E. M. y García, C. R. (1991). Praderas y forrajes: Producción y aprovechamiento. 2/Ed. Ed. Mundi- Prensa. Madrid, España. 674 p.

Paul, E. A. y Clark, F. E. (1996). Soil microbiological and biochemistry. Second/Ed., San Diego, California. 340 p.

Pearson, J. y Stewart, G. R. (1993). The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. New Phytologist 125, 283-305.

Pedraza, G. C. (1996). Fertilización. Uso del estiércol. Tierra Adentro 9, 24-28.

Pereira, F. E. y Alves, A. A. (2004). Amônia ($NH_3$) atmosférica: Fontes, transformação, sorvedouros e métodos de análise. Química Nova 27, 123-130.

Peyraud, J. L. y Astigarraga, L. (1998). Review of the effect of nitrogen fertilization on the chemical composition, intake, digestion and nutritive value of fresh herbage: Consequences on animal nutrition and N balance. Animal Feed Science and Technology 72, 235-259.

Personeni, E. y Loiseau, P. (2004). Species strategy and N-fluxes in grassland soil: A question of root litter quality or rhizosphere activity? European Journal Agronomy 22, 217-229.

Pervanchon, F., Bockstaller, C., Amiaud, B., Peigné, J., Bernard, P., Vertes, F., Fiorelli, J. L. y Plantureux, S. (2005). A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grassland. Agriculture Ecosystems and Environment 105, 1-16.

Phillips, V. R., Bishop, S. J., Price, J. S. y You, S. (1998). Summer emissions of ammonia from a slurry-based, UK, dairy cow house. Bioresource Technology 65, 213-219.

Phillips, S. B., Arya, S. P. y Aneja, V. P. (2004). Ammonia flux and dry deposition velocity from near-surface concentration gradient measurements over surface in North Carolina. Atmospheric Environment 38, 3469-3480.

Phillips, F. A., Leuning, R., Baigenta, R., Kelly, K. B. y Denmead, O. T. (2007). Nitrous oxide flux measurements from an intensively managed irrigated pasture using micrometeorological techniques. Agricultural and Forest Meteorology 143, 92-105.

Pinder, R. W., Pekney, N. J., Davidson, C. I. y Adams, P. J. (2004). A process-based model of ammonia emissions from dairy cows: Improved temporal and spatial resolution. Atmospheric Environment 38, 1357-1365.

Porta, J., M. López Y C. Roquero. (2003). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi Prensa. Madrid, España. 959 p.

Potter, C. S. (1999). Terrestrial biomass and the effects of deforestation on the global carbon cycle. Bio Sciences 49, 769-778.

Powlson, D. S. (1993). Understanding the soil nitrogen cycle. Soil Use and Management 9, 86-94.

Power, J. F. y J. W. Doran. (1988). Role of crop residue management in nitrogen cycling and use. p. 101-113. In: Croping strategies for efficient use of water and nitrogen. (W. L., Hargrove, ed). ASA Special publication N| 51. American Society of Agronomy, Inc.; Crop Science Society of America, Inc.; Soil Cience Society of America, Inc.; Madison, Wisconsin, E.E.U.U.

Prado, R. (2005). Ponencia razas para los diferentes mercados de exportación. Seminario Exportación de Carne Bovina, realizado en Temuco el 13 de junio del 2005. Revista del Campo. El Mercurio, P. Universidad Católica. Disponible en: http://arte.mercurio.cl/seminario/. Visitado en diciembre 2007.

Prasad, R. (1998). Fertilizer urea, food security, health and the environment. Current Science 75, 677-683.

Prudant, T. (1995). Uso de purines en los sistemas lecheros perspectiva económica. Frontera Agrícola 3, 42-46.

Rachhpal-Signh. y Nye, P. H. (1984a). Diffusion of urea, amonium and soil alkalinity from surface applied urea. Journal of Soil Science 35, 529-538.

Rachhpal-Signh. y Nye, P. H. (1984b). The effect of soil pH and high urea concentration on urease activity in soil. Journal of Soil Science 35, 519-527.

Reddy, D. D. y Sharma, K. L. (2000). Effect of amending urea fertilizer with chemical additives on ammonia volatilization loss and nitrogen use efficiency. Biology and Fertility of Soils 32, 24-27.

Redel, D. Y., Rubio, R., Rouanet, J. L. y Borie, F. (2007). Phosphorus bioavailability affected by tillage and crop rotation on a Chilean volcanic derived Ultisol. Geoderma 139, 388-396.

Reyes, J., Vidal, I., Gónzales, M. y Fonte, D. (2000). Three grazing intensities on nitrogen soil recycling. Cuban Journal of Agricultural Science 34, 201-206.

Reyes, J., Vidal, I., Gónzales, M. R., Gónzales, R. M. y Fonte, D. (2003). Effect of two different grazing intensities on the rotational methods with dairy cattle. Nutrients recycling in the soil from the dairy cattle dung. Cuban Journal of Agricultural Science 37, 161-166.

Reyes, A., Demanet, R. y Canseco, R. (2005). XXX Reunión Anual de la Sociedad Chilena de Producción Animal 30, 125-126.

Reynolds, C. M. y Wold, D. C. (1987). Influenced of urease activity and soil properties on ammonia volatilization from urea. Soil Science 143, 418-425.

Richars, I. R. y Wolton, K. M. (1976). The spatial distribution of excreta under intensive cattle grazing. Journal of the British Grassland Society 31, 89-92.

Ridley, A. M., White, R. E., Helyar, K. R., Morrison, G. R., Heng, L. K. y Fisher, R. (2001). Nitrate leaching loss under annual and perennial pastures with and without lime on a duplex (texture contrast) soil in humid southeaster Australia. European Journal of Soil Science 52, 237-252.

Rodhe, L., Rydberg, T. y Gebresenbet, G. (2004). The influence of shallow injector design on ammonia emissions and draught requirement under different soil conditions. Biosystems Engineering 89, 237-251.

Rojas, L. G. (2005). Los Mercados de EEUU; Centroamérica; México y Asia para la Carne Bovina . Seminario Exportación de Carne Bovina, realizado en Temuco el 13 de junio del 2005. Revista del Campo - El Mercurio, P. Universidad Católica. Disponible en: http://arte.mercurio.cl/seminario/. Visitado en diciembre 2007.

Rojas, H. (2007). Chile podría aumentar 3 veces su producción de carne bovina. Ministerio de Agricultura. Disponible en: http://www.minagri.gob.cl/noticias/detallenoticia.php?noticia=2746. Visitado en diciembre 2007.

Romero, Y. O. (1996). La pradera en el llano central de la IX Región. In: Praderas para Chile. (I. N, Ruiz, ed). 2da Ed. Santiago, Chile. pp. 520-533.

Roscoe, R., Vasconcellos, C. A., Furtini Neto, A. E., Guedes, G. A. A. y Fernández, L. A. (2000). Urease activity and its relation to soil organic matter, microbial biomass nitrogen and urea-nitrogen assimilation by maize in a Brazilian Oxisol under no-tillage and tillage systems. Biology and Fertility of Soils 32, 52-59.

Rotz, C. A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. American Society Animal Science 82, E119-E137.

Rouanet, J. (1983). Clasificación agróclimatica Novena Región, Macroárea II. Segunda aproximación. Investigación y Progreso Agropecuario. INIA Carillanca, Chile 2, 23-26.

Ru, Y. J. y Fortune, J. A. (1996). Hard grazing during spring growth improve nutritive value of subterranean clover. Proceedings of Australian Society of Animal Production 21, 423.

Ru, Y. J. y Fortune, J. A. (1999). Effect of grazing intensity and cultivar on morphology, phenology, and nutritive value of subterranean clover. 1. Morphology and phenology of subterranean clover during the growing season. Australian. Journal Agricultural Research 50, 1191-1201.

Ru, Y. J. y Fortune, J. A. (2000). Effect of grazing intensity and cultivar on morphology, phenology, and nutritive value of subterranean clover II. Nutritive value during the growing season. Australian Journal of Agricultural Research 51, 1047-1055.

Ruess, R. W. y McNaughton, S. J. (1988). Ammonia volatilization and the effects of large grazing mammals on nutrient loss from East African grassland. Oecología 77, 382-386.

Rufino, M. C., Rowe, E. C., Delve, R. J. y Giller, K. E. (2006). Review: Nitrogen cycling efficiencies through resource-poor African crop-livestock systems. Agriculture Ecosystems and Environment 112, 261-282.

Ruiz, N. I. (1988a). Frecuencia de utilización. In: Praderas para Chile. (N. Ruiz, ed), pp 161-170. Chile: INIA, Ministerio de Agricultura.

Ruiz, N. I. (1988b). Carga animal (capacidad talajera) y presión de pastoreo. In: Praderas para Chile. (N. Ruiz, ed), pp 311-329. Chile: INIA, Ministerio de Agricultura.

Russelle, M. (1996). Pasture nitrogen flow: Nitrogen flow in intensively grazed pasture systems. In: Informational Conference with dairy and Forage Industries. US Dairy Forage Research Center, USA.pp. 73-79.

Sadzawka, A., Grez, Z. R., Mora, M. L., Saavedra, R. N. y Carrasco, C. A. (2001). Métodos de análisis de tejidos vegetales. Comisión de normalización y acreditación (CNA), Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo: 35 p.

Sadzawka, A., Grez, Z. R., Mora, M. L., Saavedra, R. N., Carrasco, C. A. y Rojas, W. C. (2000). Métodos de análisis recomendados para los suelos chilenos. Comisión de normalización y acreditación (CNA), Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo, 63 p.

Disponible en: http://alerce.inia.cl/docs/presentaciones/Doc002ASR.pdf. Visitado en diciembre 2007.

Saggar, S., Mackay, A. D., Hedley, M. J., Lambert, M. G. y Clark, D. A. (1988). The development of a nutrient transfer model to explain the fate of P and S in a grazed hill contry pasture. Fertilizer and lime research Centre, Massey university, Ocasional Rept. N° 2. Parmerston North, New Zealand. 262-278.

Saggar, S., Bolan, N. S., Bhandral, R., Hedley, C. B. y Luo, J. (2004a). A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. New Zealand Journal of Agricultural Research 47, 513-544.

Saggar, S., Andrew, R. M., Tate, K. R., Hedley, C. B., Rodda, N. J. y Townsend, J. A. (2004b). Modelling nitrous oxide emissions from dairy grazed pastures. Nutrient Cycling in Agroecosystems 68, 243-255.

Saggar, S., Giltrap, D. L., Li, C y Tate, K. R. (2007). Modelling nitrous oxide emission from grazed grassland in New Zealand. Agriculture, Ecosystems and Environment 119, 205-216.

Sakaran, M. y Augustine, D. J. (2004). Large herbivores supress decomposer abundance in a semiarid grazing ecosystem. Ecology 85, 1052-1061.

Sakurai, T., Fujita, S., Hayami, H. y Furuhashi, N. (2003). A case study of high ammonia concentration in the nighttime by means of modeling analysis in the Kanto region of Japan. Atmospheric Environment 37, 4461-4465.

Salazar, F. (2001). Lixiviación de nitrógeno proveniente de urea, en el período de mayor crecimiento de una pradera de Lolium multiflorum CV. TAMA. Estudio de lisímetros. Tesis de grado Ingeniero Agrónomo, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile., 84 p.

Salazar, F. J., Dumont, J. C., Santana, M. A., Pain, B. F., Chadwick, D. y Owen, E. (2003). Prospección del manejo y utilización de efluentes de lecherías en el sur de Chile. Archivos de medicina veterinaria 35 (2), 215-235.

Salazar, F., Alfaro, M., Lagos, J., Williams, J., Ramírez, L. y Valencia, E. (2007). Volatilización de amoniaco por la aplicación de urea en una pradera permanente de Osorno. In: González, H., Iraira, H.S. (Eds.), XXXII Congreso Anual de la Sociedad Chilena de Producción Animal. 14, 15 y 16 de Noviembre 2007. INIA-SOCHIPA, Frutillar, Chile, pp. 53-54.

Schellberg, J., Lellmann, A. y Kühbauch, W. (2006). Nutrient flows in suckler farm systems under two levels of intensity. Nutrient Cicling in Agroecosystems 74, 41-57.

Schils, R. L. M., Verhagen, A., Aarts, H. F. M. y Sebek, L. B. J. (2005). A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. Nutrient Cycling in Agroecosystems 71, 163-175.

Scholefield, D., Tyson, K. C., Garwood, E. A., Armostrong, A. C., Hawkins, J. y Stone, A. C. 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: Effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. European Journal of Soil Science 44, 601-614.

Searle, P. L. (1984). The Berthelot or indophenol reaction and its use in the analytical chemistry of nitrogen. A review. The Analyst 109, 549-568.

Sherlock, R. R. y Goh, K. M. (1984). Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. 1. Field experiments. Fertilizer Research 5, 181-195.

Silva, B., Mac Donald, R. y Nissen, H. J. (1987). Lixiviación del nitrógeno proveniente de fertilizantes. Estudio de lisimétros. Boletín Técnico Nº 1. SOQUIMICH- UACH, 21 p.

Silva, R. G., Cameron, K. C., Di, H. J. y Jorgensen, E. E. (2005). A lysimeter study to investigate the effect of dairy effluent and urea on cattle urine N losses, plant uptake and soil retention. Water Air Soil Pollution 164, 57-78.

Simmelsgaard, S. E. (1998). The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. Soil Use and Management 14, 30-36.

Smith, L. C. y Monaghan, R. M. (2003). Nitrogen and phosphorus losses in overland flow from a cattle grazed pasture in Southland. New Zealand Journal of Agricultural Research 46, 225-237.

Smits, M. C. J., Monteny, G. J. y van Duinkerken, G. (2003). Effect of nutrition and management factors on ammonia emission from dairy cow herds: Models and field observations. Livestock Production Science 84, 113-123.

Sommer, S. G., y Olesen, J. E. (1991). Effects of dry-matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. Journal of Environmental Quality 20, 679-683.

Sommer, S. G. y Jensen, C. (1994). Ammonia volatilization from urea and ammoniacal fertilizers surface-applied to winter-wheat and grassland. Fertilizer Research 37, 85-92.

Sommer, S. G. y Olesen, J. E. (2000). Modelling ammonia volatilization from animal slurry applied with trail hoses to cereals. Atmospheric Environment 34, 2361-2372.

Sommer, S. G., Sogaard, H. T., Moller, H. B. y Morsing, S. (2001). Ammonia volatilization from sows on grassland. Atmospheric Environment 35, 2023-2032.

Sommer, S. G., Genermont, S., Cellier, P., Hutchings, N. J., Olesen, J. E. y Morvan, T. (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. European Journal of Agronomy 19, 465-486.

Sommer, S. G., McGinn, S. M. y Flesch, T. K. (2004). Simple use of the backwards Lagrangian stochastic dispersion tecnique for measuring ammonia emission from small field- plots. European Journal Agronomy 23, 1-7.

Soren, O. P., Sommer, S. G., Aaes, O. y Soegaard, K. (1998). Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: Effect of N intake. Atmospheric Environment 32, 295-300.

Sparling, G. P. (1985). The soil biomass. In: Soil organic matter and biological activity (D., Vaughan, R. E., Malcolm, eds), Martinus Nijhoff/Dr. W. Jumk, Dondrecht, pp. 223-262.

Steinshamn, H., Höglind, M., Garmo, T.H., Thuen, E. y Brenøe, U.T. (2006). Feed nitrogen conversion in lactating dairy cows on pasture as affected by concentrate supplementation. Animal Feed Science Technology 131, 25-41.

Steubing, L., Godoy, R. y Alberdi, M. (2002). Métodos de Ecología Vegetal. Universidad Austral de Chile. Primera impresión/Ed. GTZ/CONAF, 345 p.

Stevenson, F. J. (1982). Nitrogen-organic forms. In: Methods of soil analysis Part 2. Chemical and microbiological properties. (R. H. Miller, D. R. Keeney, eds.), Vol. 9, pp. 625-641. American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin USA.

Stevenson, F. J. y Cole, M. A. (1999). Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphurus, sulfur, micronutrients. John Wiley and Sons, Inc., USA, 427 p.

Stumpe, J. M., Vlek, P. L. G. y Lindsay, W. L. (1984). Ammonia volatilization from urea and urea phosphates in calcareous soils. Soil Science Society of America Journal 61, 1466-1472.

Sutton, M. A., Pitcairn, C. E. R. y Fowler, D. (1993). The exchangue of ammonia between the atmosphere and plant communities. Advances in Ecological Research 24, 301-393.

Sutton, M., Lee, D. S., Dollard, G. y Foeler, D. (1998). Atmospheric ammonia: Emission, deposition and environmental impacts. Atmospheric Environment 32, 269-271.

Strebel, O., Duynisveld, W. H. M. y Bottcher, J. (1989). Nitrate pollution of ground water in western Europe. Agriculture, Ecosystems and Environment 26, 189-214.

Taiz, L. y Zeiger, E. (1998). Plant physiology. Second edition. Sinauer Associates, Inc., publishers, Sunderland, Massachusetts, 792 p.

Tallowin, J. R. B., Rook, A. J. y Rutter, S. M. (2005). Impact of grazing management on biodiversity of grasslands. Animal Science 81, 193-198.

Tamminga, S. (1996). A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. Journal of Animal Science 74, 3112-3124.

Tang, Mingjuan., Lü, S., Jing, Y., Zhou, X., Sun, J. y Shen, S. (2005). Isolation and identification of a cold-inducible gene encoding a putative DRE-binding transcription factor from *Festuca Arundinacea*. Plant Physiology and Biochemistry 43, 233-239.

Ten Berge, H. F. M., van der Meer, H. G., Carlier, L., Hofman, T. B. y Neeteson, J. J. (2002). Limits to nitrogen use on grassland. Environmental Pollution 118, 225-238.

Thomas, H. (1980). Terminology and definitions in studies of grassland plants. Grass and Forage Science 35, 12-23.

Thompson, R. B., Ryden, J. C. y Lockyer, D. R. (1987). Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. Journal of Soil Science 38, 689-700.

Thompson, R. B. y Meisinger, J. J. (2002). Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the Mid-Atlantic USA. Journal of Environmental Quality 31, 1329-38.

Tisdale, S. L., Nelson, W. L., Beaton, J. D., y Havlin, J. L. (1993). Soil fertility and fertilizers. $5^{th}$/Ed. $5^{th}$ edition. Macmillan Publishing Company. New York.

Unkovich, M., Sanford, P., Pate, J. y Hyder, M. (1998). Effects of grazing on plant and soil nitrogen relations of pasture-crop rotations. Australian Journal of Agricultural Research 49, 475-485.

Urzúa, H., Barrales, L., Faiguenbaum, H., Galvez, M., Ormazabal, R. y Pizarro, R. (2003). Fertilizacion nitrogenada de porotos verdes para uso agroindustrial en la zona central de chile: indicaciones preliminares. Ciencia e Investigacion Agraria 30, 57-60.

Urzúa, H. (2005). Beneficios de la fijación simbiótica de nitrógeno en Chile. Ciencia e Investigación Agrícola 32, 133-150.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1986). Maximum contaminant levels (subpart B of part 141, National primary drinking water regulations), Washington, D. C.US Code of Federal Regulations, Rep. No. Title 40, parts 100-149.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). (1989). Federal Register: Washinton, D.C. 22. 54 FR 22062.

Valdés, M. A. (2003). Modelo de simulación de la dinámica de la materia orgánica y de los macronutrientes en el suelo, frente a diferentes estrategias de rotación de cultivos. Tesis para optar al grado de Magister en Producción Animal. Pontificia Universidad Católica de Chile, Chile. 63 p.

Vallentine, J. F. (2001). Grazing management. Second edition. New York. United Stated of America. 659 pp.

Vallis, I., Harper, L. A., Catchpoole, V. R. y Weier, K. L. (1982). Volatilization of ammonia from urine patches in a subtropical pasture. Australian Journal of Agricultural Research 33, 97-107.

Van Beeck C.L., Brouwer L. y Oenema O. (2003). The use of farm gate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. Nutrient Cycling Agroecosystems 67, 233-244.

Van der Eerden, L. J. M. (1982). Toxicity of ammonia to plants. Agriculture and Environmental 7, 223-235.

Van der Hoek K.W. (1998). Nitrogen efficiency in global animal production. Environment Pollution 102, 127-132.

Vander Weerden, T. J. y Jarvis, S. C. (1997). Ammonia emission factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils. Environmental Pollution 95, 205-211.

Van Es, H. M., Delgado, J. A. (2004). Nitrate Leaching Index. In: Encyclopedia of Soil Science. (M. Dekker, ed), New York, pp. 1-3.

Van Groenigen, J. W., Kuikman, P. J., de Groot, W. J. M. y Velthof, G. L. (2005). Nitrous oxide emission from urine treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. Soil Biology and Biochemistry 37, 463-473.

Van Kempen, T. A. T. G. (2001). Dietary adipic acid reduces ammonia emission from swine excreta. Journal of Animal Science 79, 2412-2417.

Van Vuuren, A. M. y Meijs, J. A. C. (1987). Effects of herbage composition and suplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows. In: Animal manure on grassland and fodder crops. (H. G. van der Meer, R. J. Unwin, T. A. Van dijk and G. C. Enmik, eds.), pp. 17-25. Martinus Nijhoff, Dordrecht.

Vance, F., Brookes, P. y Jerkinson, D. (1987). Microbial biomass measurements in forest soils: The use of the cloroformo fumigation-incubation method in strongly acid soils. Soil Biology and Biochemistry 19, 697-702.

Vidal, I. y Chamorro, S. (2005). Pérdida de nitrógeno por volatilizacion a partir de la aplicación superficial de urea. In: X Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Santiago, 16-18 de noviembre. Boletín 21, 138-138.

Wachendorf, C. Taube, F. y Wachendorf, M. (2005). Nitrogen leaching from $^{15}N$ labeled cow urine and dung applied to grassland on a sandy soil. Nutrient Cycling in Agroecosystems 73, 89-100.

Wang, Y., Xue, M., Zheng, X., Ji, B., Du, R. y Wang, Y. (2005). Effects of environmental factors on $N_2O$ emission from and $CH_4$ uptake by the typical grasslands in the Inner Mongolia. Chemosphere 58, 205-215.

Wang, K. H., McSorley, R., Bohlen, P. y Gathumbi, S. M. (2006). Cattle grazing increases microbial biomass and alters soil nematode communities in subtropical pastures. Soil Biology and Biochemistry 38, 1956-1965.

Watson, C. J. y Poland, P. (1999). Changue in the balance of ammonium-N and nitrate-N content in soil under grazed grass swards over 7 years. Grass and Forage Science 54, 248-254.

Webb, J., Anthony, S. G., Brown, L., Lyons-Visser, H. Ross, C., Cottrill, B., Johnson, P., y Scholefield, D. (2005a). The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. Agriculture Ecosystems and Environment 105, 307-321.

Webb, J., Menzi, H., Pain, B. F., Misselbrook, T. H., Dammgen, U. y Hendricks, H. (2005b). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. Environmental Pollution 135, 399-406.

Whitehead, D. C. (1995). Grassland nitrogen. 1/Ed. Cab International. AMA Graphics Ltd, Preston, Tucson, UK. 397 p.

Whitehead, D. C. (2000). Nutrient elements in grassland: Soil-plant-animal relationschips. 1/Ed. Cab International publishing. AMA Graphics Ltd, Preston, Tucson, UK. 368 p.

Willian, P. H. y Haynes, R. J. (1990). Influence of improved pastures and grazing animals on nutrient cycling within New Zealand soils. New Zealand Journal of Ecology 14, 1-9.

Wolt, J. D. (1994). Soil solution. Chemistry: Applications to environmental sience and agriculture. Wiley and Sons, Inc. New York. 345 p.

Yadav, D. S., Kumar, V., Singh, M. y Relan, P. S. (1987). Effect of temperature and moisture on kinetics of urea hydrolysis and nitrification. Australian Journal Soil Research 25, 185-191.

Yang, Z., Niimi, H., Kanda, K. y Suga, Y. (2003). Measurement of ammonia volatilization from a field, in upland Japan, spread with cattle slurry. Environmental Pollution 121, 463-467.

Zagal, E. y Córdova, C. (2005). Indicadores de calidad de la materia orgánica del suelo en un Andisol cultivado. Agricultura Técnica 65, 186-197.

**ANEXOS**

**Anexo 1:** a) Fotografías de la pradera y manejo de pastoreo.

**Foto 1.** Vista panóramica de bovinos en pastoreo.

**Foto 2.** Intensidad de pastoreo (intenso y suave).

**Foto 3.** Utilización de cerco eléctrico en el manejo de pastoreo.

**Foto 4.** Recuperación de la pradera en sistemas de pastoreos.

**Foto 5.** Efecto del pisoteo animal en la pradera.

**Anexo 1: b)** Muestreo de amoniaco en campo.

**Foto 6.** Establecimiento de cámaras de PVC y muestreo de gases.

**Foto 7.** Cámara de PVC abierta para iniciar el proceso de muestreo de gases.

**Foto 8.** Cerrado de cámara para el muestreo.

**Foto 9.** Obtención de muestras de gases.

**Foto 10.** Agitación y traslado de muestras de gases.

**Anexo 1: c)** Establecimiento de lisímetros en campo.

**Foto 11.** Componentes del lisímetro.

**Foto 12.** Establecimiento de lisímetros.

**Foto 13.** Lisímetro instalado.

**Foto 14.** Finalización instalación del lisímetro.

**Foto 15.** Fijación de mangueras en el suelo para evitar daños por pisoteo.

**Anexo 2.** Número de macollos por especies, estaciones y tratamientos (Tablas 41, 42, 43 y 44).

**Tabla 41.** Número de macollos por especies en los diferentes tratamientos al inicio y final de la estación de primavera 2005. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| | **Número de macollos / especies/ temporada** | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Tratamiento** | ***Lolium perenne*** | | ***Festuca arundinacea*** | | ***Dactylis glomerata*** | | **Muertos** | | **Total macollos/m$^2$** | | **N° estolones *Trifolium repens*/m$^2$** | |
| | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final |
| | 645 | 951 | 46 | 74 | 1037 | 1997 | 34 | 110 | 1728 | 3022 | 60 | 110 |
| C | (87,4) | (128,9) | (7,6) | (12,2) | (119,8) | (230,7) | (5,1) | (16,6) | (7,7) | (13,5) | (12,5) | (22,9) |
| | 1053 | 1481 | 172 | 181 | 733 | 2115 | 34 | 144 | 1958 | 3777 | 108 | 144 |
| FI | (125,8) | (176,9) | (3,1) | (3,3) | (129,9) | (374,8) | (5,0) | (32,5) | (4,9) | (9,4) | (8,9) | (11,9) |
| | 937 | 991 | 208 | 153 | 1009 | 1372 | 94 | 132 | 2154 | 2516 | 130 | 132 |
| FS | (18,5) | (19,8) | (21,5) | (16,4) | (56,1) | (76,3) | (5,1) | (8,1) | (3,1) | (3,6) | (0,7) | (0,7) |
| | 811 | 1455 | 167 | 208 | 879 | 1622 | 25 | 137 | 1857 | 3285 | 105 | 137 |
| PFI | (115,4) | (206,8) | (12,9) | (16,1) | (95,3) | (175,9) | (2,6) | (14,3) | (4,7) | (8,3) | (9,8) | (12,8) |
| | 906 | 1112 | 117 | 165 | 965 | 1514 | 67 | 130 | 1988 | 2791 | 54 | 130 |
| PFS | (46,2) | (56,8) | (14,1) | (19,9) | (78,0) | (122,4) | (7,8) | (15,1) | (1,9) | (2,6) | (8,2) | (19,6) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

**Tabla 42.** Número de macollos por especies en los diferentes tratamientos al inicio y final de la estación de verano 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| | Número de macollos / especies/ temporada | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ***Lolium*** | | ***Festuca*** | | ***Dactylis*** | | | | | | **N° estolones** | |
| **Tratamiento** | ***perenne*** | | ***arundinacea*** | | ***glomerata*** | | **Muertos** | | **Total macollos/m$^2$** | | ***Trifolium repens*/m$^2$** | |
| | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final |
| | 893 | 1000 | 22 | 34 | 469 | 596 | 456 | 464 | 1384 | 1630 | 24 | 23 |
| C | (35,7) | (39,9) | (3,3) | (3,3) | (20,4) | (25,9) | (1,5) | (1,5) | (24,0) | (28,3) | (0,11) | (0,11) |
| | 481 | 938 | 110 | 84 | 779 | 689 | 476 | 533 | 1370 | 1711 | 52 | 25 |
| FI | (56,5) | (110,2) | (10,4) | (7,9) | (17,4) | (15,4) | (9,8) | (12,1) | (5,65) | (7,1) | (3,8) | (1,8) |
| | 246 | 769 | 47 | 44 | 1000 | 759 | 491 | 436 | 1293 | 1572 | 32 | 30 |
| FS | (40,1) | (125,2) | (1,1) | (1,2) | (50,0) | (37,9) | (10,6) | (9,4) | (21,1) | (25,6) | (0,2) | (0,2) |
| | 374 | 936 | 41 | 42 | 791 | 667 | 416 | 414 | 1206 | 1645 | 24 | 23 |
| PFI | (50,7) | (126,9) | (0,3) | (0,4) | (24,6) | (20,7) | (0,4) | (0,4) | (8,4) | (11,4) | (0,1) | (0,1) |
| | 293 | 566 | 80 | 30 | 750 | 846 | 509 | 469 | 1123 | 1442 | 71 | 16 |
| PFS | (33,9) | (65,6) | (16,1) | (9,6) | (16,5) | (18,6) | (7,6) | (7,0) | (4,3) | (5,6) | (9,5) | (2,1) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

**Tabla 43.** Número de macollos por especies en los diferentes tratamientos al inicio de la estación de otoño 2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| Tratamiento | *Lolium perenne* | *Festuca arundinacea* | *Dactylis glomerata* | Muertos | Total macollos/m$^2$ |
|---|---|---|---|---|---|
| C | 980 (23,2) | 40 (6,1) | 655 (28,5) | 228 (0,7) | 1675 (29,1) |
| FI | 1100 (70,1) | 120 (5,4) | 757 (16,9) | 220 (84,6) | 1977 (26,4) |
| FS | 650 (35,2) | 60 (1,4) | 800 (40,0) | 200 (84,3) | 1510 (20,2) |
| PFI | 900 (24,1) | 50 (0,5) | 680 (21,1) | 205 (0,2) | 1630 (25,2) |
| PFS | 600 (34,5) | 50 (0,5) | 860 (18,9) | 234 (3,5) | 1510 (20,2) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

**Tabla 44.** Número de macollos por especies en los diferentes tratamientos al inicio y final de la estación de invierno 2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| | Número de macollos / especies/ temporada | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Tratamiento** | ***Lolium perenne*** | | ***Festuca arundinacea*** | | ***Dactylis glomerata*** | | **Muertos** | | **Total macollos/m$^2$** | | **N° estolones *Trifolium repens*/m$^2$** | |
| | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final | Inicio | Final |
| | 404 | 497 | 13 | 136 | 1047 | 1846 | 43 | 53 | 1464 | 2479 | 9 | 77 |
| C | (29,5) | (36,2) | (0,6) | (6,3) | (105,5) | (186,1) | (1,6) | (2,09 | (1,04) | (1,8) | (0,47) | (4,1) |
| | 506 | 345 | 8 | 239 | 1303 | 1574 | 49 | 65 | 1817 | 2158 | 13 | 69 |
| FI | (67,6) | (46,1) | (0,3) | (8,7) | (54,9) | (66,3) | (4,0) | (5,3) | (5,2) | (6,4) | (0,94) | (5,0) |
| | 497 | 462 | 20 | 132 | 1176 | 1552 | 47 | 48 | 1693 | 2146 | 1 | 89 |
| FS | (12,8) | (11,9) | (0,8) | (5,6) | (59,2) | (78,1) | (0,5) | (0,5) | (5,8) | (7,3) | (0,1) | (4,7) |
| | 286 | 652 | 9 | 226 | 1422 | 1389 | 37 | 74 | 1717 | 2267 | 19 | 63 |
| PFI | (20,4) | (46,4) | (0,5) | (11,5) | (9,6) | (9,4) | (4,5) | (8,9) | (1,2) | (1,6) | (1,2) | (4,3) |
| | 505 | 466 | 13 | 255 | 1501 | 1465 | 55 | 39 | 2019 | 2186 | 9 | 49 |
| PFS | (14,3) | (13,2) | (0,5) | (9,6) | (10,5) | (10,3) | (3,4) | (2,4) | (1,9) | (2,1) | (0,7) | (3,8) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave.

**Anexo 3.** Eficiencia de recuperación (ER) y eficiencia de uso agronómico (EUA) de N en la pradera (Tablas 45, 46, 47 y 48).

**Tabla 45.** Eficiencia de recuperación (ER) de N a partir del fertilizante aplicado en la pradera durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| | % ER N fertilizante /tratamiento | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Estación** | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Primavera | 76,4c (10,04) | 144,0a (9,32) | 104,6b (7,23) | 144,2a (9,01) | 107,7b (10,01) |
| Verano | NAF | NAF | NAF | NAF | NAF |
| Otoño | 41,7b (5,78) | 58,2a (3,77) | 40,2b (2,78) | 52,9a (0,69) | 40,1b (5,37) |
| Invierno | 62,2b (6,17) | 79,1a (5,11) | 54,5b (3,77) | 56,9b (0,74) | 75,9a (6,37) |
| Anual | 76,5b (10,06) | 132,0a (8,54) | 84,4b (5,84) | 123,4a (1,62) | 96,7b (12,97) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. NAF= No aplicación de fertilizante. Diferentes letras entre una misma fila indican diferencias significativas P≤0,05.

**Tabla 46.** Eficiencia de recuperación (ER) de N a partir de las entradas totales en la pradera durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| | % ER entradas totales de N /tratamiento | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Estación** | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Primavera | 58,6ab (5,25) | 65,1a (4,88) | 53,2b (4,02) | 61,7a (2,03) | 60,6a (3,35) |
| Verano | 187,2a (5,01) | 112,0b (4,01) | 74,9c (3,67) | 168,7a (3,01) | 111,0b (4,37) |
| Otoño | 41,7b (3,73) | 58,2a (4,36) | 40,2b (3,41) | 52,9a (1,74) | 40,1b (3,50) |
| Invierno | 62,2b (5,51) | 79,1a (5,01) | 54,5b (3,90) | 56,9b (1,87) | 75,9a (8,01) |
| Anual | 61,0b (5,46) | 71,1a (5,33) | 52,3c (3,96) | 66,3b (2,18) | 62,0b (7,35) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre una misma fila indican diferencias significativas P≤0,05.

**Tabla 47.** Eficiencia de uso agronómico (EUA) de N a partir del fertilizante aplicado en la pradera durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| Estación | EUA de N fertilizante / tratamiento (kg MS/kg N aplicado) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Primavera | 33,2c (4,45) | 49,3a (5,98) | 39,5b (6,91) | 51,3a (8,52) | 41,3b (7,45) |
| Verano | NAF | NAF | NAF | NAF | NAF |
| Otoño | 16,9b (2,26) | 27,5a (3,34) | 18,2b (3,19) | 25,9a (4,30) | 17,6b (3,18) |
| Invierno | 27,5 b (3,68) | 37,1 a (4,50) | 23,7 b (4,15) | 27,3 b (4,53) | 38,0 a (4,52) |
| Anual | 30,9 b (4,14) | 45,1 a (5,47) | 31,6 b (5,53) | 43,0 a (7,14) | 35,5 b (6,41) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. NAF= No aplicación de fertilizante. Diferentes letras entre una misma fila indican diferencias significativas P≤0,05.

**Tabla 48.** Eficiencia de uso agronómico (EUA) de N a partir de las entradas totales en la pradera durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| Estación | EUA entradas totales de N /tratamiento (kg MS/ kg entradas N al sistema) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **C** | **FI** | **FS** | **PFI** | **PFS** |
| Primavera | 25,4a (3,44) | 22,3a (1,77) | 20,1b (1,97) | 21,9b (1,28) | 23,3a (3,69) |
| Verano | 102,5a (3,40) | 47,6c (3,78) | 44,0c (3,31) | 63,5b (3,71) | 48,8c (3,01) |
| Otoño | 14,0b (1,90) | 18,5a (1,47) | 13,5b (1,32) | 17,3a (1,01) | 13,5b (2,14) |
| Invierno | 21,4b (2,90) | 25,1a (1,99) | 17,8b (1,74) | 18,9b (1,11) | 25,3a (2,01) |
| Anual | 24,7 a (3,35) | 24,3 a (1,93) | 19,6 b (1,92) | 23,1 ab (1,35) | 22,8 ab (3,62) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. Diferentes letras entre una misma fila indican diferencias significativas P≤0,05.

**Anexo 4.** Contenido de materia seca (MS) de la pradera durante la temporada 2005-2006 (Tabla 49).

**Tabla 49.** Contenido de MS en las distintas estaciones del año en una pradera permanente durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| **Tratamiento/estación** | **Porcentaje MS (%)** | |
|---|---|---|
| | **Prepastoreo** | **Postpastoreo** |
| Primavera | | |
| C | 26,2a (1,38) | 34,4a (3,30) |
| FI | 21,4b (0,94) | 30,7b (3,07) |
| FS | 23,0a (1,49) | 30,0b (1,65) |
| PFI | 24,4a (2,04) | 34,7a (2,89) |
| PFS | 24,4a (2,09) | 34,0a (3,89) |
| Verano | | |
| C | 36,2b (1,68) | 41,4b (1,83) |
| FI | 34,6b (2,06) | 41,8b (2,19) |
| FS | 39,4a (1,52) | 44,0a (1,47) |
| PFI | 33,3b (2,41) | 39,9b (2,07) |
| PFS | 38,6a (1,68) | 42,9 ab (1,58) |
| Otoño | | |
| C | 22,0a (1,60) | 22,5b (1,42) |
| FI | 19,3b (0,75) | 23,4b (1,39) |
| FS | 20,4ab (1,20) | 22,8b (1,14) |
| PFI | 15,3c (0,59) | 17,1c (0,87) |
| PFS | 15,2c (0,54) | 31,7a (0,69) |
| Invierno | | |
| C | 20,7b (1,15) | 21,5b (3,17) |
| FI | 23,6a (3,34) | 25,2a (3,12) |
| FS | 21,4ab (1,18) | 25,3a (3,36) |
| PFI | 22,4a (3,61) | 25,0a (3,13) |
| PFS | 22,4a (3,54) | 26,1a (3,46) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. *Tamaño de muestra (n) = 18 por corte y pastoreo. Letras diferentes entre las columnas por estación y tratamiento indican diferencias significativas P≤0,05. Prueba de Tukey.

**Anexo 5.** Contenido de N foliar (%) en el forraje durante la temporada 2005-2006 (Tabla 50).

**Tabla 50.** Contenido de N foliar (%) en el forraje durante la temporada 2005-2006. Valores de error estándar (entre paréntesis).

| Tratamiento/estación | N foliar (%) BMS* |
|---|---|
| Primavera | |
| C | 2,30b (0,23) |
| FI | 2,92a (0,30) |
| FS | 2,65ab (0,10) |
| PFI | 2,81a (0,36) |
| PFS | 2,61ab (0,06) |
| Verano | |
| C | 1,83a (0,04) |
| FI | 2,35b (0,14) |
| FS | 1,70c (0,07) |
| PFI | 2,66a (0,10) |
| PFS | 2,27b (0,23) |
| Otoño | |
| C | 2,91a (0,001) |
| FI | 3,15a (0,07) |
| FS | 3,06a (0,32) |
| PFI | 3,01a (0,20) |
| PFS | 3,00a (0,12) |
| Invierno | |
| C | 2,84b (0,16) |
| FI | 3,20a (0,20) |
| FS | 2,88b (0,15) |
| PFI | 2,70c (0,001) |
| PFS | 3,13a (0,07) |

C = Control sin pastoreo; FI = frecuente intenso; FS = frecuente suave; PFI = poco frecuente intenso; PFS = poco frecuente suave. BM S* = en base a materia seca. Diferentes letras entre filas de una misma columna y estación indican diferencias significativas $P \leq 0,05$.

**Anexo 6.** Comparación de correlaciones (r de Pearson) parámetros biológicos del suelo (Tabla 51).

**Tabla 51.** Comparación de correlaciones (r de Pearson) sobre los parámetros biológicos del suelo.

| | MO | $C_{org}$ | CBpre | CBpos | NT | NDpre | NDpos | ENS | NBpre | NBpos | AUpre | AUpos |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **MO** | 1 | 0,93** | -0,21 | -0,62* | 0,09 | -0,75** | -0,78** | -0,61* | -0,58* | -0,69** | 0,01 | -0,29 |
| **$C_{org}$** | | 1 | -0,42 | -0,69** | 0,14 | -0,84** | -0,85** | -0,69** | -0,62* | -0,69** | 0,23 | -0,10 |
| **CBpre** | | | 1 | 0,67** | -0,23 | 0,16 | 0,15 | 0,03 | -0,22 | 0,09 | -0,34 | -0,19 |
| **CBpos** | | | | 1 | -0,14 | 0,35 | 0,41 | 0,47 | 0,37 | 0,57* | -0,15 | -0,02 |
| **NT** | | | | | 1 | -0,09 | -0,08 | -0,08 | -0,07 | -0,42 | 0,04 | 0,04 |
| **NDpre** | | | | | | 1 | 0,99** | 0,72** | 0,46 | 0,53* | -0,24 | 0,23 |
| **NDpos** | | | | | | | 1 | 0,82** | 0,54* | 0,59* | -0,18 | 0,25 |
| **ENS** | | | | | | | | 1 | 0,69** | 0,63* | -0,03 | 0,22 |
| **NBpre** | | | | | | | | | 1 | 0,72** | -0,06 | 0,07 |
| **NBpos** | | | | | | | | | | 1 | 0,14 | 0,29 |
| **AUpre** | | | | | | | | | | | 1 | 0,59* |
| **AUpos** | | | | | | | | | | | | 1 |

MO = materia orgánica; $C_{org}$ = carbono orgánico; CBpre = carbono biomásico prepastoreo; CBpos = carbono biomásico postpastoreo; NT = N total; NDpre = N disponible prepastoreo; NDpos = N disponible postpastoreo; ENS = entradas N al sistema; NBpre = N biomásico prepastoreo; NBpos = N biomásico postpastoreo; AUpre = actividad ureasa prepastoreo; AUpos = actividad ureasa postpastoreo.

* Indica un nivel de significancia al 0,05; ** Indica un nivel de significancia al 0,01.