

**UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS**  
**ESCUELA DE AGRONOMIA**

**EFFECTO DE LA CARGA ANIMAL SOBRE LA LIXIVIACIÓN DE  
NITRÓGENO EN UNA PRADERA PERMANENTE DE  
PRODUCCIÓN DE CARNE BOVINA EN UN SUELO TRUMAO DE  
LA X REGIÓN**

Tesis presentada como parte de los  
requisitos para optar al grado de  
Licenciado en Agronomía.

**Jeannette Mónica Jaramillo Uribe**

**Valdivia-Chile**

**2006**

**Investigación financiada a través del Proyecto FONDECYT N° 1040104.**

PROFESOR PATROCINANTE:

Dante Pinochet T.

Ing. Agr., M. Sc., Ph. D.

-----

PROFESOR COPATROCINANTE:

Francisco Salazar S.

Ing. Agr., Ph. D.

-----

PROFESOR INFORMANTE:

Marta Alfaro V.

Ing. Agr., Ph. D.

-----

## *AGRADECIMIENTOS*

*He culminado una etapa importante de mi vida y quiero dar mis más sinceros agradecimientos a quienes de algún modo hicieron posible el desarrollo de este trabajo, en especial a:*

*- Mis padres Guido y Virginia por la paciencia y apoyo incondicional que me entregaron en toda circunstancia que vivimos.*

*- A mis hermanas Marisol y Jessica, y sobrinos Tomás y Catalina por acompañarme y quererme mucho.*

*- A Claudio por estar conmigo y entregarme su apoyo y cariño en todo momento.*

*- A mis profesores patrocinante Dante Pinochet, copatrocinante Francisco Salazar e informante Marta Alfaro por sus consejos, alentarme en seguir adelante y guiar mi trabajo hasta su finalización.*

*- Al personal de INIA-Remehue por colaborarme en la realización de mi trabajo, en especial a María Elena Ojeda y Luis Ramírez por la disposición y amabilidad que siempre tuvieron.*

*- Como olvidar a mis amigos y amigas de universidad con los cuales compartí momentos muy alegres y los que recordaré siempre.*

## INDICE DE MATERIAS

<b>Capítulo</b>		<b>Página</b>
1	INTRODUCCION	1
2	REVISIÓN BIBLIOGRAFICA	3
2.1	La importancia del nitrógeno.	3
2.1.1	El ciclo del nitrógeno.	4
2.1.2	Estructura de la dinámica del nitrógeno en el suelo.	5
2.1.2.1	Entradas de nitrógeno al sistema.	6
2.1.2.1.1	Mineralización.	6
2.1.2.1.2	Nitrificación.	7
2.1.2.1.3	Fertilizantes.	7
2.1.2.1.4	Ingreso de N vía animal.	8
2.1.2.2	Pérdidas de nitrógeno del sistema.	9
2.1.2.2.1	Desnitrificación.	9
2.1.2.2.2	Volatilización de amoníaco.	10
2.1.2.2.3	Lixiviación.	10
2.1.3	Métodos para la medición de lixiviación de nitrógeno.	12
2.1.3.1	Lisímetros.	12
2.1.3.2	Análisis de aguas desde drenes en terreno.	12
2.1.3.3	Medición de la concentración de N con cápsulas cerámicas.	13
2.1.4	Impacto ambiental de la lixiviación de N.	14
2.1.5	Estudios de pérdidas de N en sistemas agrícolas.	17
2.1.5.1	Estudios nacionales relacionados a lixiviación de N.	17
2.1.5.2	Estudios internacionales relacionados a lixiviación de N.	18
2.2	Manejo de praderas.	20
2.2.1	Carga animal.	20

2.2.2	Manejo del pastoreo.	21
2.2.3	Fertilidad de praderas.	22
3	MATERIAL Y METODO	24
3.1	Ubicación del ensayo.	24
3.2	Duración del estudio.	24
3.3	Características del suelo.	24
3.4	Establecimiento del ensayo.	26
3.4.1	Tratamientos.	26
3.4.2	Pradera.	27
3.4.3	Fertilización del ensayo.	28
3.4.4	Confección e instalación de las cápsulas cerámicas.	28
3.4.5	Recolección y almacenaje de las muestras desde las cápsulas cerámicas.	30
3.5	Análisis químico de nitrógeno nítrico y amoníacal.	30
3.6	Determinación de las pérdidas de N lixiviado.	31
3.7	Diseño experimental y análisis estadístico.	32
4	PRESENTACION Y DISCUSION DE RESULTADOS	33
4.1	Análisis de la precipitación y drenaje durante el período de evaluación.	33
4.2	Evaluación de la concentración de nitrógeno en el agua lixiviada.	35
4.3.	Evaluación de las pérdidas de nitrógeno lixiviado.	40
5	CONCLUSIONES	49

<b>Capítulo</b>		<b>Página</b>
6	RESUMEN	50
	SUMMARY	51
7	BIBLIOGRAFIA	52
	ANEXOS	63

**INDICE DE CUADROS**

<b>Cuadro</b>		<b>Página</b>
1	Entradas, salidas y transformaciones del N en el sistema Suelo-Planta-Atmósfera.	5
2	Impactos perjudiciales del N en la salud y el medio ambiente.	15
3	Cargas animales utilizadas en producción de carne con el sistema de pastoreo empleado.	21
4	Análisis químicos (0-10 cm) y físico del suelo en el lugar del ensayo por potrero.	25
5	Composición botánica de la pradera, presencia de especies en % base peso seco (% bps) por tratamiento (Evaluación 28 Octubre 2004).	27
6	Dosis y fertilizantes aplicados durante el período de ensayo.	28
7	Concentración promedio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de nitrógeno nítrico ( $\text{N-NO}_3^-$ ) y amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) por tratamiento.	35
8	Cantidades lixiviadas ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) totales de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) y amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ), y porcentaje (%) respecto al total de N lixiviado por tratamiento.	40
9	Porcentaje de nitrógeno lixiviado respecto a la dosis aplicada de fertilizante en otoño por tratamiento.	42



**INDICE DE FIGURAS**

<b>Figura</b>		<b>Página</b>
1	Esquema de las parcelas con la distribución de las cápsulas cerámicas.	26
2	Esquema de instalación de una cápsula cerámica.	29
3	Precipitación (mm) y drenaje (mm) acumulados por fecha de muestreo.	33
4	Concentración de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) en la solución lixiviada y drenaje (mm) durante el período de evaluación (± e.e.).	37
5	Concentración de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) en la solución lixiviada y drenaje (mm) durante el período de evaluación (± e.e.).	39
6	Cantidad de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> lixiviado (kg ha <sup>-1</sup> ) y drenaje (mm) por fecha de muestreo (± e.e.).	44
7	Cantidad de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> lixiviado (kg ha <sup>-1</sup> ) y drenaje (mm) por fecha de muestreo (± e.e.).	47

**INDICE DE ANEXOS**

<b>Anexo</b>		<b>Página</b>
1	Registro de precipitaciones (mm) diarias durante el período de muestreo.	64
2	Registro de evaporación diaria (mm) durante el período de muestreo.	65
3	Montos de precipitación (mm) y evaporación (mm) registrados durante el año 2004 del período de estudio y el promedio de 27 años.	66
4	Cálculo del drenaje diario (mm) (precipitación menos evaporación) durante el período de muestreo.	67
5	Precipitación (mm) y drenaje (mm) acumulados por fecha de muestreo y porcentaje de agua drenada (%) en el período de evaluación.	68
6	Concentración promedio de $\text{N-NO}_3^-$ ( $\text{mg L}^{-1}$ ) por fecha de muestreo (12 Abril al 29 Septiembre 2004).	69
7	Cantidad de $\text{N-NO}_3^-$ ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) lixiviado por fecha de muestreo (12 Abril al 29 Septiembre 2004).	71
8	Concentración promedio de $\text{N-NH}_4^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ ) por fecha de muestreo (12 Abril al 29 Septiembre 2004).	73
9	Cantidad de $\text{N-NH}_4^+$ ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) lixiviado por fecha de muestreo (12 Abril al 29 Septiembre 2004).	75
10	Peso (g) y composición botánica (% bps) de especies de la pradera por tratamiento (Evaluación 28 Octubre 2004).	77

## 1 INTRODUCCION

En la última década los sistemas productivos ganaderos se han intensificado en nuestro país, principalmente en la Décima Región, incrementando el aporte de fertilizantes al suelo y de la carga animal en las praderas.

La influencia de los animales en pastoreo sobre la fertilidad del suelo, se manifiesta principalmente por: la utilización del forraje, retorno de nutrientes en orinas y fecas, y pérdidas de nutrientes del sistema, especialmente por lixiviación de nitrógeno (N), siendo este proceso uno de los más importantes por el efecto que puede provocar al medio ambiente.

Estudios realizados en Europa Occidental y Nueva Zelanda, han demostrado los efectos de sistemas ganaderos intensivos; principalmente en sistemas lecheros; donde la aplicación de fertilizantes nitrogenados y residuos orgánicos animales, son uno de los mayores contribuyentes a incrementar la concentración de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) en aguas subterráneas, debido a la lixiviación de nitrógeno (N).

En Chile la información publicada al respecto es escasa, no existiendo estudios que relacionen animales en pastoreo y pérdidas de N al medio ambiente. De ahí la importancia de conocer la época en que comienza a ser relevante la lixiviación de N debido al manejo animal introducido.

La hipótesis propuesta para este estudio es que una mayor carga animal en la pradera genera un incremento en las pérdidas de N por lixiviación.

El objetivo general fue determinar el efecto de la carga animal sobre las pérdidas de N del suelo por lixiviación en una pradera permanente bajo sistemas intensivos de producción de carne, en un suelo Trumao.

Los objetivos específicos fueron:

- Evaluar el efecto de una mayor carga animal sobre la concentración de N en el agua lixiviada y en la cantidad de N lixiviado.
- Determinar la forma de N mineral mayormente lixiviada.
- Evaluar el efecto temporal (época) producido por dos cargas animales distintas, sobre la lixiviación de N debido al reciclaje animal.

## 2 REVISION BIBLIOGRAFICA

### 2.1 La importancia del nitrógeno

Todo organismo viviente requiere N como parte de la estructura química de dos de sus constituyentes esenciales, proteínas y ácidos nucleicos. Muy pocos organismos (todos los cuales son bacterias) pueden utilizar nitrógeno gaseoso ( $N_2$ ), el cual abunda en la atmósfera. El N combinado con otros elementos es a menudo referido como N fijado; y la conversión de N gaseoso en N combinado es conocido como fijación. Los microorganismos y plantas superiores absorben N en formas fijadas, principalmente como iones amonio ( $NH_4^+$ ) o nitrato ( $NO_3^-$ ), y los animales consumen las proteínas de las plantas y otros hacia la obtención de una fuente de N para sus propias proteínas y ácidos nucleicos. La fijación de  $N_2$  desde la atmósfera es la fuente original de todo el N en el sistema Suelo-Planta-Animal (WHITEHEAD, 1995).

El N como nutriente ocupa una posición única entre el suelo y elementos derivados esenciales para el crecimiento microbial y de plantas, a causa de las grandes cantidades requeridas por la mayoría de las cosechas agrícolas y microorganismos en comparación a otros elementos. Una deficiencia de N en los tejidos de plantas se muestra por un amarillamiento en las hojas, un lento crecimiento y mal desarrollo. Un adecuado suplemento de N en el suelo promueve un rápido crecimiento de las plantas y desarrollo de un color verde oscuro en las hojas (STEVENSON y COLE, 1999).

Las transformaciones del N que envuelven la atmósfera, el suelo y organismos vivientes son a menudo referidos al ciclo del N. Este elemento presenta un amplio rango de transformaciones, lo cual hace que el ciclo del N sea relativamente complejo (WHITEHEAD, 1995).

**2.1.1 El ciclo del nitrógeno.** El ciclo del nitrógeno en el suelo es una parte integral del ciclo global del nitrógeno. La última fuente de N del suelo es la atmósfera, donde esta molécula ( $N_2$ ) estable, se encuentra predominantemente como gas (79,1% de volumen) (STEVENSON y COLE, 1999).

En adición a la fertilización inorgánica nitrogenada, N orgánico de abonos animales y otros residuos de productos y desde la fijación de  $N_2$  por leguminosas, pueden suplir las necesidades de N para una óptima producción. Para entender el comportamiento del N en el suelo, es esencial conocerlo, para maximizar la producción y probablemente reducir en un espacio de tiempo los impactos de la fertilización nitrogenada y pastoreo animal al medio ambiente (HAVLIN *et al.*, 1999).

Mucha de las importantes transformaciones de N representan entradas y salidas desde el suelo. Estas entradas de N ocurren a través de la aplicación de fertilizantes y residuos, depositación de excretas de animales en pastoreo y de la fijación de  $N_2$  por microorganismos. Las salidas de N del suelo ocurren a través de la remoción de productos de cosechas y ganado, lixiviación, volatilización de amoníaco y desnitrificación (WHITEHEAD, 1995).

En el Cuadro 1 se presentan las entradas y salidas del ciclo del N en el sistema Suelo-Planta-Atmósfera; que incluye transformaciones de N de formas inorgánicas y orgánicas.

**CUADRO 1. Entradas, salidas y transformaciones del N en el sistema Suelo-Planta-Atmósfera.**

<b>Entradas N</b>	<b>Salidas N</b>	<b>N cíclico</b>
Fijación:	Desnitrificación	Inmovilización
- Biológica	Volatilización	Mineralización
- Industrial	Lixiviación	Nitrificación
- Eléctrica	Fijación de amonio	
- Combustión	Absorción por las plantas	
Reciclaje animal		
Residuos de cosechas		
Fertilizantes		

FUENTE : HAVLIN *et al.* (1999)

Excepto para la fijación industrial y combustión, todas estas transformaciones ocurren naturalmente; sin embargo, el ser humano influye mucho en los procesos del N a través de las actividades de manejo del suelo y cosechas (HAVLIN *et al.*, 1999).

Esto se puede observar además en los manejos de producción en sistemas ganaderos, que están siendo uno de los mayores contribuyentes de entradas y salidas de N en las praderas, debido al ingreso de residuos y fertilizantes nitrogenados. Esto, unido a una ineficiente utilización de la ingesta de N por los rumiantes, y los retornos a la pradera, pueden resultar en una acumulación de N móvil con potencial de pérdidas por lixiviación, volatilización de amoníaco y desnitrificación (JARVIS, 1994).

**2.1.2 Estructura de la dinámica del nitrógeno en el suelo.** De acuerdo a RODRÍGUEZ (1993), el sistema del nitrógeno en el suelo está formado de los siguientes componentes:

- Pool de N orgánico lábil
  - Pool de N orgánico estabilizado
  - Pool de N inorgánico
  - Pool húmico o pasivo de N orgánico (nitrógeno orgánico del suelo).
- } N activo del suelo

Los tres primeros componentes conforman el nitrógeno activo del suelo. El pool pasivo es un material muy complejo, difícilmente atacado por la biomasa del suelo. Este pool está en equilibrio con el pool de N estabilizado en un proceso lento de humificación, y tiene una insignificante contribución al ciclo anual del N (RODRÍGUEZ, 1993).

Las entradas al sistema que dan origen a estos componentes, son los residuos orgánicos de los cultivos o de la vegetación natural transformados por la biomasa de los microorganismos del suelo. Los flujos de entradas de nitrógeno desde los sistemas de producción intensivo animal son también un considerable aporte en el sistema (RODRÍGUEZ, 1993; JARVIS, 1994).

**2.1.2.1 Entradas de nitrógeno al sistema.** A continuación se señalan las principales entradas de N en los sistemas los cuales contribuyen al ciclo anual del N.

**2.1.2.1.1 Mineralización.** El suelo de las praderas es un gran reservorio de N, este se encuentra mayoritariamente en forma orgánica, siendo esta fracción siempre más grande que la fracción mineral (JARVIS *et al.*, 1996).

El nitrógeno del suelo puede ser clasificado en diferentes categorías físicas y químicas, formadas por materiales que pueden haber sido recientemente agregados o reincorporados (estiércol, residuos vegetales, etc.), o los que pueden estar presentes desde hace miles de años con una tasa variable de degradación. La proporción relativa de estos materiales es el reflejo de manejos anteriores, de condiciones del suelo y ambientales (JARVIS, 1998).



A través del proceso realizado por microorganismos heterotróficos, conocido como mineralización, la materia orgánica del suelo es transformada, liberando  $\text{NH}_4^+$  y luego  $\text{NO}_3^-$  a la solución del suelo. El N inorgánico liberado en esta vía, está disponible para el subsiguiente reciclaje y utilización por las plantas o microorganismos, o ser perdido del sistema (JARVIS *et al.*, 1996).

Las tasas de mineralización varían significativamente con las fluctuaciones estacionales de temperatura de los suelos, al igual que con el contenido de humedad, por lo que prácticas de manejo como el drenaje y la fertilización nitrogenada, tienen efectos positivos en las tasas de mineralización (HATCH *et al.*, 1991; GILL *et al.*, 1995).

**2.1.2.1.2 Nitrificación.** Corresponde a la oxidación de compuestos nitrogenados reducidos, primariamente amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), por la acción de dos grupos de bacterias autotróficas (Nitrosomonas y Nitrobacter), con la formación de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (JARVIS *et al.*, 1996).

La fuente de  $\text{NH}_4^+$  pueden ser la mineralización de N orgánico o fertilizantes nitrogenados que contienen la forma amoniacal. Los tipos de reacciones asociados con la nitrificación en la mayoría de los suelos bien drenados son  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$ . Como resultado,  $\text{NO}_2^-$  (nitrito) generalmente no se acumula en los suelos, lo cual es favorable, ya que es tóxico para las raíces de las plantas. Ambas reacciones requieren oxígeno molecular ( $\text{O}_2$ ); así, la nitrificación ocurre en condiciones aeróbicas en el suelo. El incremento de la acidez de los suelos con la nitrificación es un proceso natural, aunque la acidificación es acelerada con la continua aplicación de  $\text{NH}_4^+$ , como en la forma de fertilizantes (HAVLIN *et al.*, 1999).

**2.1.2.1.3 Fertilizantes.** Además del N orgánico en los residuos de cosecha, el retorno de abonos animales como nutrientes al suelo; el N inorgánico aportado por la fertilización nitrogenada constituye otra entrada de N a los sistemas agropecuarios (RODRÍGUEZ, 1993, CHADWICK y PAIN, 1999).

A menudo el uso de fertilizantes representan un medio de entrada para los predios agrícolas comerciales, pero las pérdidas de N hacia el medio ambiente pueden ser considerables (JARVIS, 1994).

Los productos fertilizantes nitrogenados son altamente solubles en agua y de gran eficiencia de utilización; son comúnmente producidos a partir del nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ) que es fijado como amoníaco, mediante la utilización de una fuente de hidrógeno, generalmente procedente de derivados del petróleo. También existen fertilizantes nitrogenados naturales que provienen de yacimientos de nitrato de sodio y/o potasio en el norte del país (PINILLA y SANHUEZA, 2000).

La época u oportunidad de aplicación de la dosis de N tiene por objetivo obtener una máxima eficiencia de la fertilización nitrogenada. Una forma de aumentar la eficiencia de la fertilización nitrogenada es parcializar la dosis de N para evitar el riesgo de lixiviación, especialmente en período de invierno (RODRÍGUEZ *et al.*, 2001).

**2.1.2.1.4 Ingreso de N vía animal.** El N a través del ingreso de abonos animales, representa una vía de reciclaje del N en el sistema Suelo-Planta-Animal. Los suelos pueden contener N orgánico como urea, el cual es constituyente de la orina de animales en pastoreo y a menudo adicionado al suelo como fertilizante. La descomposición de urea hacia la producción de amoníaco ( $NH_3$ ; y  $CO_2$ ) es catalizada por la enzima ureasa, la cual se encuentra prácticamente en todos los suelos (STEVENSON y COLE, 1999).

El retorno del N en excretas es un componente extremadamente importante en el ciclo del N en praderas, teniendo un mayor impacto sobre las pérdidas y en última instancia del N aplicado. Este retorno es el resultado de una ineficiente utilización del N en la dieta, y éste varía con las entradas de N (JARVIS, 1994).

Los residuos animales contienen una apreciable cantidad de nutrientes, particularmente N, P y K, aunque la composición de los efluentes varía con la

fuelle, tratamiento y fabricación. La aplicación de residuos a los suelos promueve el crecimiento de los cultivos y con eso reduce la necesidad de uso y costos de fertilizantes químicos (CAMERON *et al.*, 1995).

La aplicación de residuos son basados en proveer suficiente N para permitir los requerimientos de la pradera, aunque evitando la lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  hacia las aguas subterráneas (WANG *et al.*, 2004).

**2.1.2.2 Pérdidas de nitrógeno del sistema.** Las mayores pérdidas de N desde el suelo que se producen en sistemas ganaderos se señalan a continuación.

**2.1.2.2.1 Desnitrificación.** Los  $\text{NO}_3^-$  acumulados en el pool de N inorgánico están expuestos al proceso de desnitrificación, por parte de la biomasa del suelo bajo condiciones anaeróbicas; lo que ocurre mayormente en suelos mal drenados. Un grupo de microorganismos en condiciones anaeróbicas obtiene el oxígeno de la reducción de los  $\text{NO}_3^-$  (RODRÍGUEZ, 1993; JARVIS, 1998).

En este proceso, el  $\text{NO}_3^-$  actúa como donante de electrones a los organismos nitrificantes y es transformado a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), en primera instancia y luego secuencialmente a óxido nítrico ( $\text{N}_2\text{O}$ ) y nitrógeno gaseoso ( $\text{N}_2$ ), los que son emitidos a la atmósfera (STEVENSON y COLE, 1999).

La magnitud y proporción de la desnitrificación es fuertemente influenciada por el suelo y factores medioambientales. Entre los factores más importantes que afectan la desnitrificación y liberación de  $\text{N}_2\text{O}$ , esta la cantidad y naturaleza de la materia orgánica presente, aireación, temperatura, pH, capacidad de retención de humedad del suelo, prácticas de irrigación, dosis de fertilización, prácticas de cultivo, tipo de suelo, vegetación, nivel y forma del N inorgánico ( $\text{NO}_3^-$  versus  $\text{NH}_4^+$ ) (HAVLIN *et al.*, 1999).

**2.1.2.2.2 Volatilización de amoníaco.** Este proceso ocurre cuando existen condiciones ambientales apropiadas y hay un exceso de  $\text{NH}_4^+$  en la solución del suelo. Sin embargo comparado con la volatilización de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) desde fertilizantes nitrogenados, el  $\text{NH}_3$  perdido desde el N mineralizado proveniente del N orgánico, es relativamente pequeño (HAVLIN *et al.*, 1999).

Este proceso es mayor en suelos de pH alcalino, especialmente suelos calcáreos y en donde se han aplicado fertilizantes amoniacales en cobertera; una baja capacidad de intercambio catiónico también acentúa el proceso, como es el caso de suelos arenosos (arcillas y humus adsorben el  $\text{NH}_4^+$ , previniendo su volatilización) (STEVENSON y COLE, 1999).

**2.1.2.2.3 Lixiviación.** Es el proceso mediante el cual las formas nitrogenadas orgánicas e inorgánicas aplicadas artificialmente o preexistentes 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, y el cual sería el responsable en gran medida de las pérdidas de N (SILVA *et al.*, 1987; RODRÍGUEZ, 1993).

El N es lixiviado principalmente como nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Este es muy soluble en agua y es cargado negativamente por lo cual no es adsorbido por las arcillas y coloides orgánicos, los cuales son también cargados negativamente. En contraste, el ion  $\text{NH}_4^+$  es cargado positivamente y tiende a ser adsorbido en el suelo. Consecuentemente, el  $\text{NO}_3^-$  es altamente móvil y sujeto a pérdidas por lixiviación cuando ambos, contenido de  $\text{NO}_3^-$  y de agua del suelo, son altos. La lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  es generalmente uno de las mayores mecanismos de pérdidas de N de los suelos en climas húmedos y bajo sistemas de riego en cultivos (HAVLIN *et al.*, 1999; WHITEHEAD, 1995).

El  $\text{NO}_3^-$  lixiviado en los suelos puede ser derivado desde la directa aplicación como fertilizante o de la nitrificación del amonio; y el amonio puede provenir de la aplicación de fertilizante, de la hidrólisis de la urea, o de la mineralización de N orgánico a inorgánico de la materia orgánica del suelo (WHITEHEAD, 1995).

La lixiviación puede determinar diferencias importantes en la eficiencia de la fertilización nitrogenada de los cultivos, en los distintos agroecosistemas. De este modo, la lixiviación en el país es mayor en los cultivos de invierno; aumenta de norte a sur y es de mayor riesgo en suelos arenosos y delgados. La estrategia para evitar la pérdida por lixiviación del N del fertilizante debe centrarse en el manejo adecuado de la parcialización de la dosis de fertilización (RODRÍGUEZ *et al.*, 2001).

El grado de lixiviación es determinado por el balance de entradas dentro del pool de N móvil mineral en el suelo, desde fertilizantes, mineralización y otros procesos. La mineralización y los procesos de remoción son fuertemente influenciados por la temperatura y humedad. La lixiviación, por lo tanto, tiende a ser en gran cantidad bajo condiciones aeróbicas (mucho mineralización, menos desnitrificación) (HASSINK *et al.*, 1990).

A menudo, una gran parte del fertilizante nitrogenado que es aplicado al suelo es aprovechado al ser interceptado por las raíces del cultivo, pero existe la posibilidad de que el fertilizante desaparezca de la zona radical antes de que pueda ser absorbido. La lixiviación sería responsable de gran parte de esas pérdidas de N, pero ciertamente no explican su totalidad. Hay otros factores que contribuyen a la pérdida del N del suelo (GUARDA, 1985).

Algunos de los factores que influyen en la magnitud de las pérdidas por lixiviación son: cantidad, tipo, tiempo, fuente y método de fertilización nitrogenada usada; uso de inhibidores de la nitrificación; la intensidad y captación de cosecha de N; tipo de suelo presente, contenido de materia orgánica, volumen anual de agua drenada, cantidad de  $\text{NO}_3^-$  presente, y cantidad, modelo, y tiempo de precipitaciones y/o riego suplementario (HAVLIN *et al.*, 1999; BERGSTROM y JOHANSSON, 1991; SILVA *et al.*, 1987).

**2.1.3 Métodos para la medición de lixiviación de nitrógeno.** Los métodos utilizados para la medición de las cantidades de N lixiviado del suelo son principalmente tres: a) uso de lisímetros, b) análisis de aguas desde drenes en terreno y c) medición de la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  con cápsulas cerámicas (ADDISCOTT *et al.*, 1991; GOULDING y WEBSTER, 1992).

**2.1.3.1 Lisímetros.** Corresponden a columnas de suelo, generalmente puestas en contenedores cilíndricos de 1 m o más de profundidad. En la base se coloca un sistema sellado de tubos para coleccionar la solución que percola a través de la columna de suelo. Tienen la ventaja de que el volumen de suelo es fácilmente definido y que las entradas y salidas de agua y N (no gaseoso) pueden ser medidas con certeza (GOULDING y WEBSTER, 1992).

Existen dos tipos principales de lisímetros; los monolitos (o de suelo no disturbado) y los re-empacados (suelo disturbado), en los cuales se excava el perfil del suelo y es redistribuido por estratas en un contenedor, el que puede variar ampliamente de tamaño, tanto en diámetro, como en profundidad (PAKROU y DILLON, 2000).

**2.1.3.2 Análisis de aguas desde drenes en terreno.** Son utilizados bajo ciertas circunstancias. Tienen mayor efectividad en suelos arcillosos bien estructurados, para los cuales otros métodos son menos convenientes. La ventaja que tienen es para ser usados en praderas bajo pastoreo, debido a la heterogeneidad causada por el ganado. La cantidad de N lixiviado es estimado por la combinación de datos de la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  y las mediciones de agua que fluyen a través de los drenes. Sin embargo, es difícil que toda el agua que percola por los drenes sea interceptada y, por lo tanto que sea medida. Otro de los problemas con este método es la necesidad de relacionar la frecuencia de muestreo para  $\text{N-NO}_3^-$  con la proporción del flujo de agua drenada (CAMERON y SCOTTER, 1998).

**2.1.3.3 Medición de la concentración de N con cápsulas cerámicas.** El uso de cápsulas cerámicas es un método muy usado en Europa por ser un sistema relativamente barato y fácil de operar, principalmente para las mediciones de la concentración de nutrientes en la solución de suelo (HATCH *et al.*, 1997).

La aplicabilidad de este método es en suelos poco estructurados y con drenaje libre, lo cual ha sido probado en suelos arables para estimar la lixiviación de  $\text{N-NO}_3^-$ , y se ha encontrado que tienen un buen ajuste, al compararlas con mediciones de lisímetros de monolito, y supera las estimaciones basadas sobre la extracción con muestras de suelo (WEBSTER *et al.*, 1993).

Las cápsulas de cerámica, sin embargo, han sido criticadas porque pueden modificar el equilibrio químico de la solución de suelo, por lo que se requiere de especial cuidado para no tener problemas operacionales, y así evitar errores de muestreo (LORD y SHEPHERD, 1993).

Se puede realizar a varias profundidades en el suelo, en intervalos de tiempo durante el invierno, junto con el cálculo de la cantidad de agua drenada en el suelo a través de un balance hídrico y en las cuales la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  son medidas de las muestras de la solución de suelo (ADDISCOTT *et al.*, 1991).

Las cápsulas cerámicas son fijadas a tubos plásticos o de metal, y enterradas a una o varias profundidades en el suelo, y las muestras de solución de suelo son obtenidas aplicando succión a los tubos. Es importante instalar la cápsula de cerámica con un ángulo de inclinación, ya que si es instalada en posición vertical ocurre un flujo preferencial de agua hacia la cápsula, por lo que puede afectar las concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  que no son medidas (LORD y SHEPHERD, 1993).

**2.1.4 Impacto ambiental de la lixiviación de N.** El movimiento de nutrientes dispersos en el agua fuera del terreno ocurre a través del escurrimiento y fluído hacia las corrientes y ríos, y lixiviados hacia las profundidades. Los nutrientes que son más solubles y móviles en el suelo presentan un mayor desplazamiento hacia la superficie y profundidades de aguas (HAVLIN *et al.*, 1999).

Los nutrientes o elementos se encuentran en distintos niveles de concentración en el agua. Por ejemplo, niveles de concentración de  $\text{NO}_3^-$  pueden estar en un rango de 1 a 10 ppm. Las normas de calidad de agua potable o bebida han sido establecidas para todos los elementos que producen efectos perjudiciales a la salud, cuando se encuentran en altas concentraciones (HAVLIN *et al.*, 1999).

En el Cuadro 2 se muestran varios efectos perjudiciales a la salud y medio ambiente cuando se tiene acceso a agua potable o de bebida con altos niveles de concentración de N.



**CUADRO 2. Impactos perjudiciales del N en la salud y el medio ambiente.**

<b>Impacto</b>	<b>Agente causal</b>
<b>Salud humana:</b>	
Metahemoglobinemia en niños.	Exceso de $\text{NO}_3^-$ y $\text{NO}_2^-$ en agua y alimentos.
Cáncer.	Nitrosaminas de $\text{NO}_2^-$ , aminas secundarias.
Enfermedades respiratorias.	Peroxyacil de nitratos, aerosoles con $\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$ , vapor de $\text{HNO}_3$ en atmósfera urbana.
<b>Salud animal:</b>	
	Exceso de $\text{NO}_3^-$ en alimentos y agua.
<b>Medio ambiente:</b>	
Eutroficación.	N inorgánico y orgánico en aguas superficiales.
Materiales y ecosistema dañado.	Aerosoles de $\text{HNO}_3$ en lluvias.
Toxicidad de plantas.	Altos niveles de $\text{NO}_2^-$ en los suelos.
Crecimiento excesivo de plantas.	Exceso de N disponible.
Disminución del ozono.	Oxido nitroso de nitrificación, desnitrificación y emisiones abundantes.

FUENTE: HAVLIN *et al.* (1999).

La concentración máxima aceptable de  $\text{NO}_3^-$  en las aguas ha sido establecida por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Unión Europea (UE) siendo de  $50 \text{ mg L}^{-1}$ ; equivalentes a  $11,3 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrógeno nítrico ( $\text{N-NO}_3^-$ ). En el Reino Unido y otros países es probable que excedan este nivel, por lo que la legislación tiene un control sobre las prácticas agrícolas, para reducir la cantidad de  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviado hacia los abastecimientos de aguas, y así asegurar que los límites acordados no sean excedidos (STOPES, 1995).

En Chile de acuerdo a la Norma Chilena Oficial de Calidad de Agua Potable o de Bebida (NCh 409/1. Of 84), estipulada por el Instituto Nacional de Normalización (INN, 1984), establece que los límites máximos permitidos para

$\text{N-NO}_3^-$  es de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , lo cual indica que el agua potable o de bebida no debe contener este elemento en concentraciones totales mayores que la señalada.

La concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  puede encontrarse en cantidades considerables en aguas subterráneas, lo que puede contribuir a la eutroficación de cursos de agua, ríos y lagos y fomentar el crecimiento excesivo de algas (WHITEHEAD, 1995).

Lugares donde se desarrollan sistemas intensivos de producción animal, como lecherías, donde se aplican cantidades importantes de fertilizantes nitrogenados y residuos de efluentes, son considerados uno de los mayores contribuyentes a incrementar la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  en aguas subterráneas (DI y CAMERON, 2000).

Desde un punto de vista medio ambiental, se reconoce al pastoreo como una actividad contaminante, debido a la cantidad de nutrientes transferidos al medio ambiente, tanto aire como agua. Varios estudios han demostrado que las pérdidas de N por lixiviación son mayores en pastoreo que en praderas utilizadas bajo corte, debido al efecto de las manchas de orina y fecas, y la destrucción de la pradera (RYDEN *et al.*, 1984).

En Europa se ha demostrado que entre un 37% a 82% del N que llega a las aguas proviene de actividades agropecuarias, principalmente, debido al mal manejo de purines en predios ganaderos (ISERMANN, 1990). Al respecto, un estudio realizado en Nueva Zelanda utilizando tres niveles de fertilización (0, 200 y  $400 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), demostró que al aumentar la cantidad de fertilizantes nitrogenados, se incrementaron las pérdidas de N al ambiente (LEDGARD *et al.*, 1997).

En Chile estudios realizados en microcuencas del Lago Rupanco ( $X^a$  Región), muestran una mayor pérdida de N desde microcuencas destinadas a la ganadería en comparación con praderas donde predomina una agricultura limitada y praderas con matorrales o bosque nativo, respectivamente (OYARZÚN *et al.*, 1997).

**2.1.5 Estudios de pérdidas de N en sistemas agrícolas.** Numerosos son los estudios que se han realizado referentes a pérdidas de N lixiviado. En Chile existen estudios principalmente relacionados a sistemas de cultivo y praderas de corte utilizando lisímetros, pero no se encuentran registros de estudios bajo pastoreo con animales de sistemas de producción de carne y leche; siendo el presente estudio el primer trabajo que relaciona pérdidas de N por lixiviación con pastoreo. A nivel mundial ocurre una situación similar, donde varios de los estudios son referentes a praderas de corte con altas aplicaciones de fertilizantes y residuos animales, encontrándose pocas evaluaciones de lixiviación de N bajo condiciones de pastoreo animal.

**2.1.5.1 Estudios nacionales relacionados a lixiviación de N.** Algunos estudios, tales como, el realizado por NISSEN *et al.* (1991) en una pradera de rotación corta bajo riego, en la zona de Valdivia entre el período de Octubre y Junio, se determinó las pérdidas por lixiviación de  $\text{N-NO}_3^-$  utilizando lisímetros, obteniéndose valores entre los 0,9 y 3,4 kg N  $\text{ha}^{-1}$  lixiviado, valores bajos comparados en un estudio hecho por LUSCHINGER (1988) en el mismo período, pero bajo cultivo de remolacha azucarera, en el cual los montos de  $\text{N-NO}_3^-$  lixiviados fueron entre 15,8 y 16,0 kg N  $\text{ha}^{-1}$ , utilizando los mismos lisímetros. Esto se debió particularmente porque en sistemas de cultivo queda el suelo más descubierto que en una pradera, por lo que se producen mayores pérdidas, esto va también ligado con los montos de dosis de fertilizantes aplicados y la época del año en que se produzcan las pérdidas.

Otro estudio también realizado con lisímetros usando hidrogeles por NISSEN y GARCÍA (1997) en cultivo de trigo en el período de Mayo y Enero reportó valores entre 61,0 a 84,4 kg N  $\text{ha}^{-1}$  con la cual las mayores pérdidas coincidieron con la época invernal, cuando se producen las mayores precipitaciones y montos de agua drenada, estos valores son superiores a los señalados por USLAR (1992) en condiciones similares con lisímetros, entre los meses de Junio y Febrero, con cultivo de trigo de invierno, pero con montos de

precipitaciones más bajos, con valores entre 2,9 y 73,2 kg N ha<sup>-1</sup> lixiviado. Por lo cual se puede decir que la cantidad de lluvias es un factor determinante en los montos de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviados.

Un trabajo realizado por ZAGAL *et al.* (2003) utilizando un modelo de simulación (SUNDIAL), en una rotación de cultivos en dos localidades: Mulchén y El Carmen, donde se evaluaron las pérdidas de N ocurridas por lixiviación en cada ciclo de cultivo y en cada rotación. Se estimó que la lixiviación promedio en la localidad de Mulchén fue de 36,6 kg N ha<sup>-1</sup> en todo el período de rotación de cultivos y de 43,6 kg N ha<sup>-1</sup> para la localidad de El Carmen respectivamente. Esto representó el 33,8 y 32,1% de lixiviación del N fertilizante en las localidades respectivas, considerando una profundidad de enraizamiento de 100 cm.

SALAZAR (2002) en su estudio realizado en una pradera de *Lolium multiflorum* cv. Tama en la época de mayor crecimiento (primavera-verano) con lisímetros, reportó valores entre 0,0 a 2,8 kg N ha<sup>-1</sup> lixiviado, comparados con los obtenidos por GUARDA (1985) con lisímetros en una pastura de *Lolium perenne* pero durante la época invernal, donde obtuvo valores entre 16,8 a 76,4 kg N ha<sup>-1</sup> lixiviado.

**2.1.5.2 Estudios internacionales relacionados a lixiviación de N.** Un estudio realizado en Nueva Zelanda por CAMERON *et al.* (2002) con lisímetros, donde comparó praderas bajo sistema de corte y pastoreo animal, en la pradera de corte la cantidad de N lixiviado fue menor a 25 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, con concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el agua de drenaje bajo los 10 mg L<sup>-1</sup>. Cuando la pradera fue sometida a pastoreo animal, con el aporte del reciclaje animal, las pérdidas por lixiviación se incrementaron significativamente entre los 40 a 120 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

FRANCIS *et al.* (2003), estimaron las pérdidas por lixiviación de N en tres sistemas con diferente uso (pastoreo con sistema de lechería, cultivo de papas y producción de hortalizas: espinacas, coliflor y repollo de invierno) usando

cápsulas cerámicas y distintas dosis de fertilización en forma de urea, las mayores pérdidas se produjeron con los cultivos, principalmente porque en estos se aplicaron las mayores dosis de fertilizantes y el suelo estaba más descubierto. Bajo pastoreo con una carga animal de 2,5 vacas  $\text{ha}^{-1}$  se presentaron pérdidas de 15,3  $\text{kg N ha}^{-1}$  lo que fue bajo comparado con otros estudios; el cultivo de papas presentó los mayores valores de 115  $\text{kg N ha}^{-1}$ . Otro estudio realizado por SMITH y MONAGHAN (2003) donde estimaron las pérdidas de N en praderas bajo pastoreo con dos niveles de fertilización de 0 y 400  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  aplicado como urea, con carga animal de 2,0 y 3,1 vacas  $\text{ha}^{-1}$  respectivamente, las pérdidas fluctuaron entre los 23 a 480  $\text{kg N ha}^{-1}$  con la carga y fertilización más alta.

En un estudio con lisímetros realizado por CAMERON y DI (2004), determinaron la lixiviación de N, observándose que con el ingreso de fecas y manchas de orina de los animales, las pérdidas de N fueron entre los 77  $\text{kg N ha}^{-1}$  y 90  $\text{kg N ha}^{-1}$  producto del reciclaje animal y residuos de lechería. Otro estudio realizado por de KLEIN y LEDGARD (2001), donde compararon tres sistemas de manejo de pastoreo: continuo (pastoreo todo el año), estabulado y restrictivo (mezcla de los dos anteriores con pastoreo en primavera y comienzos de otoño, y estabulado en otoño-invierno), con distinta carga animal de 2,5 y 3,3 vacas  $\text{ha}^{-1}$ , con aplicación de fertilizantes entre 50 y 200  $\text{kg N ha}^{-1}$ , obtuvieron pérdidas entre los 30 a 65  $\text{kg N ha}^{-1}$  con el primer sistema y entre 18 a 32  $\text{kg N ha}^{-1}$  para los otros dos sistemas. Las mayores pérdidas de N lixiviado se debieron, principalmente al alto aporte con la fertilización nitrogenada y al ingreso de N depositado desde las manchas de orina por los animales durante el pastoreo, además por el mayor tiempo de permanencia en la pradera en el período de invierno más susceptible de pérdidas por lixiviación.

## 2.2 Manejo de praderas

**2.2.1 Carga animal.** Corresponde al número de animales (de un tipo dado) por unidad de tierra y por un tiempo definido. Muchas veces el término es impreciso, ya que no especifica la unidad de tiempo ni el tipo de animal, especialmente el peso (RUIZ, 1988).

Al utilizar una carga animal determinada, esta debe estar de acuerdo con la productividad de la pradera. Además constituye uno de los factores más importantes en la explotación a causa de su influencia sobre la producción de materia seca y ganancia de peso del ganado (GOIC y TEUBER, 1987).

La carga animal afecta simultáneamente la producción individual del animal (carne, leche, lana) y la producción por hectárea. En ningún caso ambas variables pueden ser máximas simultáneamente. También se aprecia que se afecta la tasa de crecimiento de la pradera, selectividad y consumo del follaje, composición botánica y pérdida de población de la pradera, hábito de crecimiento de las plantas, cantidad de manchones no consumidos (bostas y orinas producen manchones en ciertos tipos de praderas, lo que significa una mala utilización de una parte de la pradera), disponibilidad de nutrientes en el suelo y efecto en las características físicas del suelo (RUIZ, 1988).

En el Cuadro 3 se presentan algunos ejemplos de cargas animales utilizadas en sistemas de producción de carne en Chile, con el sistema de pastoreo empleado, para comparar con las usadas en este estudio.

**CUADRO 3. Cargas animales utilizadas en producción de carne con el sistema de pastoreo empleado.**

<b>Carga animal</b>	<b>Sistema de pastoreo</b>	<b>Fuente</b>
4,0 terneros ha <sup>-1</sup>	Rotativo	Iraira (1996)
3,0 y 3,6 terneros ha <sup>-1</sup>	Rotativo y continuo	Coquelet y Goic (1996)
3,2 terneros ha <sup>-1</sup>	Franjas	Ferrando (2003)
3,5 terneros ha <sup>-1</sup>	Franjas	Iraira <i>et al.</i> (2005)
6,0 terneros ha <sup>-1</sup>	Rotativo	Goic <i>et al.</i> (1989)

La elección de la carga animal a utilizar en un sistema estará directamente relacionada al tamaño, edad del animal y la productividad de la pradera; todo esto unido a aumentar la producción por hectárea; por lo cual se puede considerar que una carga animal de 3,5 terneros ha<sup>-1</sup> es de uso usual en sistemas de producción y que un incremento a 5,0 terneros ha<sup>-1</sup> puede ser ampliamente posible, teniendo en cuenta el manejo a emplear, sistema de pastoreo y superficie a utilizar, entre otros, lo cual también es afirmado por RUIZ (1988).

**2.2.2 Manejo del pastoreo.** De acuerdo a CUEVAS (1980), señala que el control del pastoreo consiste en el manejo de los animales en un conjunto de pasturas, con la finalidad de cubrir los requerimientos de los animales para cumplir los siguientes objetivos:

- Incrementar al máximo la utilidad económica.
- Mantener un sistema productivo estable.
- Reducir al mínimo los momentos de “stress” del animal.

Cuando se habla de métodos o sistemas de pastoreo se hace referencia a dos aspectos: el grado de apotramiento (o subdivisión de una superficie

dada), y el uso de diferentes especies de animales que pastorean juntos o en secuencia. Al hablar de apotreramiento, se hace referencia al número de sectores en que se divide una superficie dada que se pastorea con un lote de ganado. El mayor o menor número de divisiones en que pastorea un lote de ganado da origen a los métodos de pastoreo: continuo, alternado, rotativo y en franja de cambio diaria (ración diaria o varias veces en el día); este es un pastoreo rotativo llevado a un mayor grado de intensificación (RUIZ, 1988).

**2.2.3 Fertilidad en praderas.** La fertilidad del suelo en praderas permanentes es un tópico de gran complejidad debido a la gran interrelación entre sus diversos componentes, por lo cual mientras más intensivo es el manejo en las praderas, mayores son los requerimientos de fertilizante (SIERRA, 1992).

En este sistema, la fertilización de praderas es, tal vez, una de las herramientas agronómicas más utilizadas cuando se desea mejorar la explotación ganadera. Para determinar cual es el nivel de fertilización adecuado, se debe tener en consideración el marco sistémico del problema y plantearse un objetivo agronómico que sea posible alcanzar, de acuerdo a la capacidad económica de cada agricultor (PINOCHET, 1990).

Según BERNIER (1988), la fertilización de praderas constituye una problemática compleja que involucra aspectos del suelo, del clima, del cultivo y del manejo y/o utilización que el agricultor realiza en ellas. Los aspectos de la relación entre el cultivo y el suelo, pueden ser visualizadas a través del suministro de nutrientes que la pradera puede recuperar sin fertilización; la relación entre el cultivo y el clima determina la demanda nutricional, a través de los efectos del clima sobre la tasa de crecimiento de los cultivos.

La necesidad de establecer una fertilización nitrogenada de los suelos, debe estar orientada a mantener el equilibrio en los sistemas ganaderos entre los ingresos y las pérdidas de N, provocadas por la extracción en producto cosechado de este sistema y la ineficiencia en el reciclaje animal (PINOCHET, 1990).



De este modo, en el ciclo de nutrientes en praderas bajo pastoreo, los animales cumplen un rol determinante en la fertilidad de los suelos y productividad de las praderas lo que se manifiesta en la utilización del forraje y al retorno de nutrientes en orinas y fecas, y pérdidas de nutrientes del sistema, al contrario ocurre con praderas bajo corte, en que la extracción de nutrientes es mayor, ya que todos los nutrientes contenidos en la fracción cosechada se retiran del potrero (RUZ Y CAMPILLO, 1988).

El ganado de carne en pastoreo extrae menos nitrógeno que las vacas lecheras, debido a que el ganado de carne logra un alto reciclaje de nutrientes en los potreros mientras que el ganado lechero genera pérdidas importantes en la sala de ordeña, en callejones y en la leche que produce (SIERRA, 1992).

### **3 MATERIAL Y METODO**

#### **3.1 Ubicación del ensayo**

El ensayo se estableció en la unidad de bovinos de carne del Centro Regional de Investigación Remehue, dependiente del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), ubicado a 8 km al norte de la ciudad de Osorno, X Región ( $40^{\circ} 35' S$ ,  $73^{\circ} 08' O$ ; 73 msnm).

#### **3.2 Duración del estudio**

El estudio se realizó entre el período de Marzo a Diciembre del 2004, correspondiendo a la primera temporada de evaluación, de un proyecto planificado a tres años.

#### **3.3 Características del suelo**

El suelo donde se desarrolló el ensayo corresponde a un suelo Trumao de la Serie Osorno (medial mesic, Typic Hapludand) (USDA, 2003).

La fisiografía del lugar corresponde a Depresión intermedia con planos fluvio-glaciales, a una altura entre los 90-150 msnm. Su topografía es ondulada con pendientes complejas de 2 a 5% y presenta buen drenaje. Su pluviometría anual es 1200–1500 mm, su régimen de humedad es údico y de temperatura es mésico, en que la temperatura media anual del suelo varía entre  $10-11^{\circ}C$ . Su textura es franco limoso a franco arcillo-limoso y la profundidad del suelo varía entre los 60 y 120 cm (TOSSO, 1985).

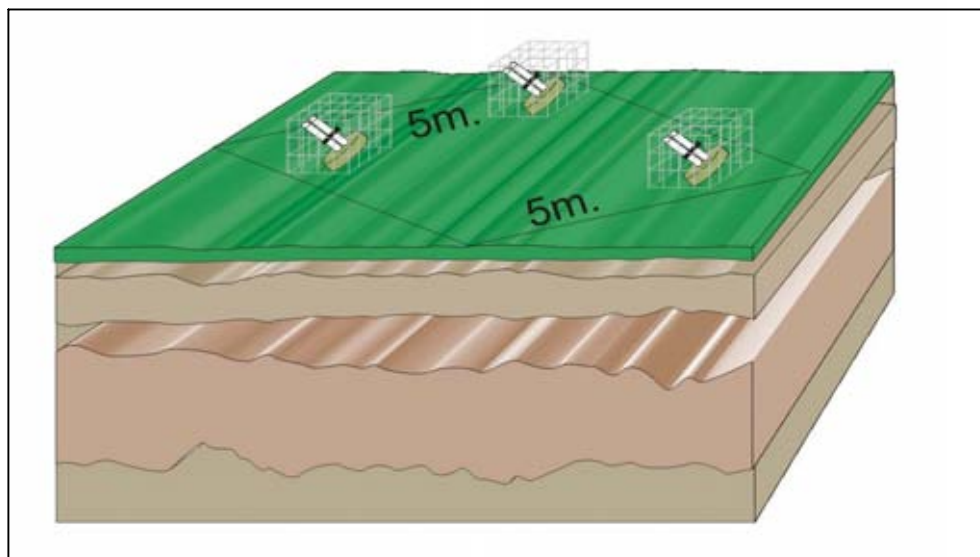
En el Cuadro 4 se muestra los análisis químicos (0-10 cm) y físico del suelo realizados del lugar del ensayo para cada potrero durante el período de estudio.

**CUADRO 4. Análisis químicos (0-10 cm) y físico del suelo en el lugar del ensayo por potrero.**

Parámetro	Potreros			
	1 (3,5 terneros ha <sup>-1</sup> )		2 (5,0 terneros ha <sup>-1</sup> )	
	25 Marzo	17 Agosto	25 Marzo	17 Agosto
P (mg kg <sup>-1</sup> )	28,20	39,60	27,00	33,30
N (mg kg <sup>-1</sup> )	8,87	39,00	18,76	21,40
pH H <sub>2</sub> O	5,76	5,81	5,64	5,77
pH CaCl <sub>2</sub>	5,01	5,09	4,92	5,00
M.O. (%)	17,76	17,34	14,86	16,92
Ca (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	7,64	7,54	7,45	7,49
Mg (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	1,69	1,70	1,71	1,78
K (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0,77	0,89	0,94	0,67
Na (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0,28	0,22	0,22	0,20
Al int. (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0,16	0,13	0,22	0,16
S (mg kg <sup>-1</sup> )	1,90	3,11	2,04	3,31
S. bases (cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	10,37	10,36	10,32	10,13
Sat. Al (%)	1,47	1,19	2,09	1,57
Al extractable (mg kg <sup>-1</sup> )	967	876	823	760
	<b>30 Julio</b>		<b>30 Julio</b>	
Densidad aparente (g cm <sup>-3</sup> )	0,49		0,49	

### 3.4 Establecimiento del ensayo

Para realizar las mediciones de  $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$  del agua lixiviada, se establecieron en el mes de Marzo tres parcelas por tratamiento cada una con una superficie de  $25 \text{ m}^2$  ( $5\text{m}\times 5\text{m}$ ), aisladas hidrológicamente y con tres cápsulas cerámicas distribuidas por cada parcela, como se muestra en la Figura 1.



**FIGURA 1. Esquema de las parcelas con la distribución de las cápsulas cerámicas.**

Las cápsulas fueron protegidas de los animales en pastoreo con jaulas metálicas de exclusión de  $30\text{cm}\times 30\text{cm}$  ( $0,09 \text{ m}^2$ ), dentro de ellas se realizaron cortes de pradera en forma periódica, revisión de los tapones de las cápsulas para que estuvieran en buen estado y eliminación de restos de tierra a su alrededor.

#### 3.4.1 Tratamientos

Los tratamientos con distinta carga animal evaluados durante el período de estudio fueron:  $3,5$  terneros  $\text{ha}^{-1}$  y  $5,0$  terneros  $\text{ha}^{-1}$ . En el mes de Abril ingresaron los animales a los potreros utilizando una superficie de  $2,8$  y  $3,4$  ha,

con 10 y 18 terneros raza Frisón negro de 220 kg de peso vivo inicial promedio de propiedad de INIA-Remehue, provenientes de la lechería.

Se utilizó un sistema de pastoreo rotativo en franjas de cambio diario, delimitados con cerco eléctrico. Cada potrero se dividió en 45 franjas, dejando con 44 días de rezago la pradera y pastoreando los animales una franja diaria en invierno, y en primavera este período de rezago se acortó a la mitad dejando dos franjas por día de pastoreo.

### 3.4.2 Pradera

Corresponde a una pradera permanente polifítica, en un suelo de buena fertilidad, con ballica inglesa (*Lolium perenne* L.) como especie predominante, trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y pasto dulce (*Holcus lanatus* L.). En el Cuadro 5 se indica la composición botánica (% base peso seco) para cada potrero por tratamiento. En el Anexo 10 se indican los pesos (g) de las especies, que se determinaron de corte de la pradera de tres jaulas de exclusión al azar por tratamiento y secadas en horno a 60°C por 48h.

**CUADRO 5. Composición botánica de la pradera, presencia de especies en porcentaje base peso seco (% bps) por tratamiento (Evaluación 28 Octubre 2004).**

Especie (% bps)	Tratamientos	
	3,5 terneros ha <sup>-1</sup>	5,0 terneros ha <sup>-1</sup>
Ballica inglesa	65,5	51,2
Trébol blanco	3,4	7,9
Otras gramíneas*	25,6	27,5
Malezas de hoja ancha <sup>+</sup>	5,5	13,3

\*Corresponden a pasto miel, pasto oloroso, pasto ovilla, chépica, bromo.

+Corresponde a diente de león.

En el mes de Julio se realizó control de cuncunilla negra (*Dalaca pallens* B.) en la pradera con el producto comercial “Karate Zeon”, utilizando una dosis de  $150 \text{ cm}^3 \text{ ha}^{-1}$  (i.a. : Lambdacihalotrina).

### 3.4.3 Fertilización del ensayo

En el Cuadro 6 se muestran las cantidades de fertilizantes aplicados durante el ensayo en dos parcialidades en otoño y primavera, correspondiendo a una fertilización de mantención.

**CUADRO 6. Dosis y fertilizantes aplicados durante el período de ensayo.**

Fertilizante	Nutriente	Dosis ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	Fecha de aplicación
-Urea $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ (46% de N)	N	46	27 Abril 2004
-Salitre sódico (16% de N y 27% de Na)	N	24	09 Septiembre 2004
-Superfosfato triple (46% de $\text{P}_2\text{O}_5$ y 20% de CaO)	$\text{P}_2\text{O}_5$	69	09 Septiembre 2004

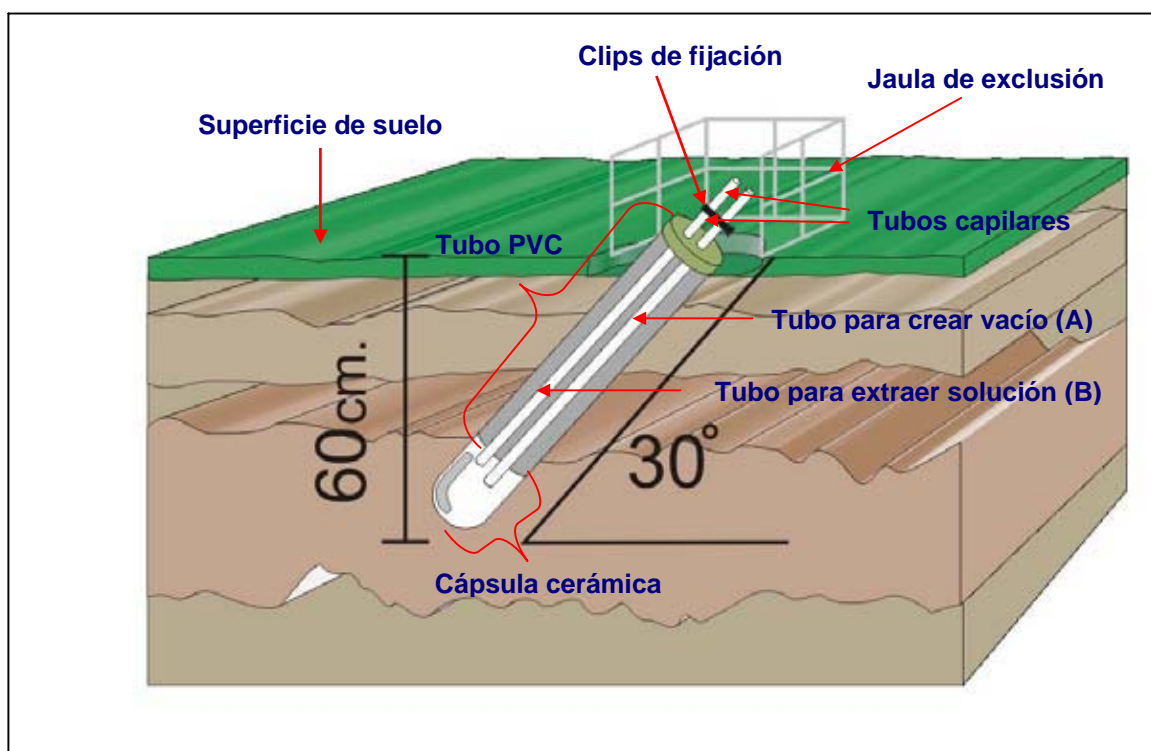
### 3.4.4 Confección e instalación de las cápsulas cerámicas

Se confeccionaron e instalaron un total de 18 cápsulas cerámicas en el sitio del ensayo, de acuerdo al método descrito por LORD y SHEPHERD (1993).

Todas las cápsulas son de un mismo diseño, tienen un tamaño máximo de poro de  $1 \mu\text{m}$ ; 6,0 cm de largo total; 2,2 cm de diámetro externo y 1,3 cm de diámetro interno. La cápsula esta unida a dos tubos capilares flexibles de nylon; que están dentro de un tubo de PVC sellado a la cápsula; de largo suficiente para sobresalir a la superficie del suelo. Los tubos capilares se mantienen sellados con un clip de fijación. Se usaron además tapones para cerrar el tubo

de PVC que contiene a los tubos. En su conjunto el tubo de PVC más la cápsula de cerámica miden aproximadamente 95 cm.

La instalación en terreno definitivo de las cápsulas se realizó con un barreno de 2 pulgadas, con el cual se procedió a ubicar las cápsulas en un ángulo de inclinación de 30°; en sentido de la pendiente topográfica y a 60 cm de profundidad, como se muestra en la Figura 2.



**FIGURA 2. Esquema de instalación de una cápsula cerámica.**

FUENTE: Adaptado de LORD y SHEPHERD (1993).

### **3.4.5 Recolección y almacenaje de las muestras desde las cápsulas cerámicas**

La recolección de las muestras se realizó entre el 12 de Abril al 28 de Octubre del 2004, con una frecuencia de muestreo de 15 días. Con una bomba manual se aplicó un vacío o presión negativa de 70 kPa en el tubo capilar (A) (Figura 2); esto permite que la solución de agua lixiviada entre a la cápsula cerámica y después de un intervalo de tiempo de 24 h se recolecta la muestra. La solución se recolectó por succión con una jeringa manual, que fue conectada al tubo donde se aplicó presión, y por el otro tubo (B) (Figura 2) se extrae la muestra que es recolectada en frascos plásticos. El volumen de muestra que se recolectó varió entre 10-20 cm<sup>3</sup>. Las muestras recolectadas fueron almacenadas y refrigeradas a 4°C para su conservación y posterior análisis en laboratorio.

### **3.5 Análisis químico de nitrógeno nítrico y amoniacal**

El análisis de las concentraciones (mg L<sup>-1</sup>) de nitrógeno nítrico (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y nitrógeno amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) fue realizado con un auto analizador automático Skalar SA1050, en el laboratorio de suelos de INIA-Quilamapu en la ciudad de Chillán (VIII Región). La concentración de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se determinó por reducción hacia nitrito con hidracina, disociación con sulfanilamida y la unión con N-1-naftiletilenadiamida dihidroclorido hasta formar un tñido (KAMPHAKE *et al.*, 1967). El pirofosfato de sodio fue incluido para prevenir la interferencia de Mg y Ca en los extractos de suelo (ANANTH y MORAGHAN, 1987). La concentración de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en los extractos filtrados fue determinado a través de la reacción con sodio dicloro isocianurato, salicilato de sodio y nitroprusido hasta formar un tñido de indofenol (SEARLE, 1984).



### 3.6 Determinación de las pérdidas de N lixiviado

Las cantidades ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) de  $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$  que fueron lixiviadas durante el período de estudio, se estimaron en base del producto del volumen de drenaje (mm) acumulado y medido en el período de evaluación, por la concentración de N promedio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtenidas de las cápsulas cerámicas de las distintas fechas de muestreo; de acuerdo a lo propuesto por LORD y SHEPHERD (1993) y WEBSTER *et al.* (1993).

En donde:

$$\text{N lixiviado } (\text{kg ha}^{-1}) = \frac{0,5(C_1 + C_2)\text{mgL}^{-1} \times D(\text{mm})}{100}$$

$C_1$  = Concentración de N ( $\text{NO}_3^-$  ó  $\text{NH}_4^+$ ) fecha 1 ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

$C_2$  = Concentración de N ( $\text{NO}_3^-$  ó  $\text{NH}_4^+$ ) fecha 2 ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

D = Drenaje acumulado (mm) entre fecha de muestreo.

El período de drenaje fue entre el 12 de Abril al 29 de Septiembre del 2004, después de esa fecha no hubieron montos de agua drenada, y se estimó a partir de las observaciones meteorológicas de precipitaciones y evaporación que fueron registradas diariamente y proporcionados por la estación agrometeorológica INIA-Remehue durante el período de estudio (Anexos 1 y 2). En el Anexo 3 se entregan datos de precipitación y evaporación de los últimos 27 años para compararlos con los datos del período de estudio.

El drenaje se cálculo en base del balance hídrico, que equivale a las precipitaciones menos la evapotranspiración (Anexo 4). Los valores negativos indican que la evapotranspiración fue superior a las precipitaciones, por lo que no hubo montos de agua drenada esos días.

### **3.7 Diseño experimental y análisis estadístico**

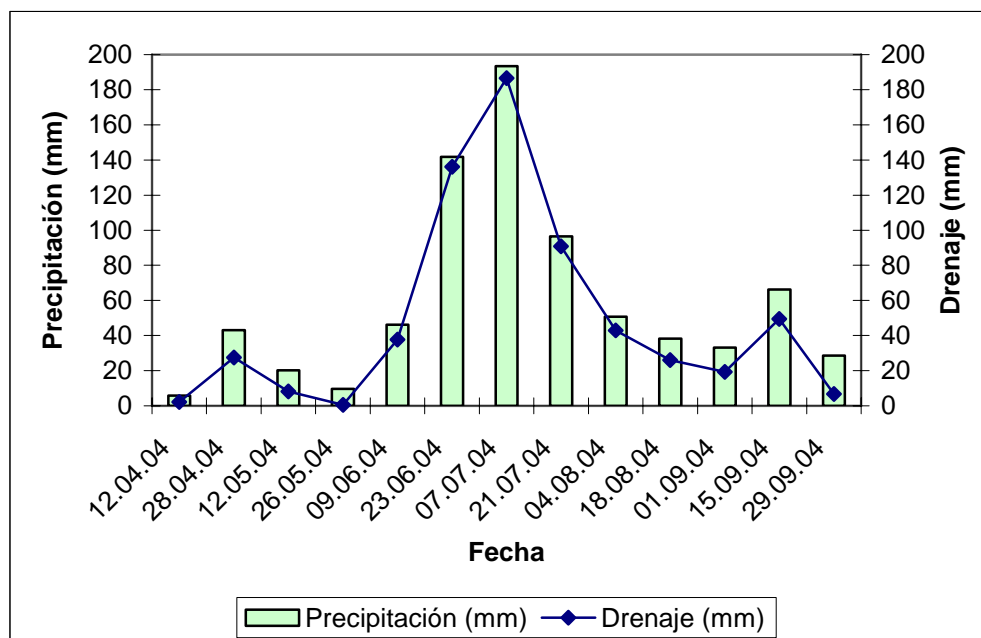
El ensayo fue diseñado en bloques completos al azar con dos tratamientos y tres repeticiones. Los resultados obtenidos del estudio fueron analizados por medio de un análisis de varianza (ANDEVA). En los casos que existió diferencias significativas entre los promedios de los tratamientos se procedió a analizarlos a través de la prueba de diferencias de medias de Tukey (con un 95% de nivel de confianza). Los grupos de datos que no cumplieron con los supuestos exigidos por el análisis de varianza de homogeneidad de varianzas y prueba de normalidad fueron transformados logarítmicamente.

Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa computacional estadístico Statgraphics Plus versión 2.0.

## 4 PRESENTACION Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

### 4.1 Análisis de la precipitación y drenaje durante el período de evaluación

En la Figura 3 se muestra el desplazamiento de la precipitación junto con el drenaje acumulado del período evaluado. En el Anexo 5 se presentan los datos para cada parámetro de precipitación y drenaje medido, y el porcentaje de agua drenada por fecha de muestreo para el período de estudio.



**FIGURA 3. Precipitación (mm) y drenaje (mm) acumulados por fecha de muestreo.**

De acuerdo a la Figura 3 se puede decir que el total de precipitaciones acumuladas para el período evaluado fue de 773,6 mm y de drenaje de 633,8 mm, valores más bajos que el comparado con NISSEN y GARCIA (1997), dado por las distintas condiciones climáticas del área de estudio, y con un período

más extenso de medición (Mayo a Enero) con 2.013,0 mm de precipitaciones y 1638,5 mm de agua drenada.

Se puede observar de la Figura 3 que los mayores montos de precipitación ocurren en el período invernal junto con el drenaje, por lo cual los montos de agua drenada en el suelo van a depender de las cantidades de precipitaciones que se presenten en un período; esto ocurre entre el 09 de Junio y 04 de Agosto, llegando al máximo el día 07 de Julio con un 96,4% de agua drenada, con lo cual el suelo se encontraba saturado produciendo una alta tasa de drenaje, después de esas fechas los montos de precipitación y drenaje disminuyen siendo similares; el día 15 de Septiembre vuelven a aumentar los montos de precipitación y drenaje llegando al 74,8% de agua drenada debido a las altas precipitaciones que ocurrieron los primeros días del mes, después comienzan a descender como también el drenaje se hace de valor cero, debido a las altas tasas de evapotranspiración y disminución de la precipitación. Para el día 26 de Mayo debido a las escasas precipitaciones, se produce una mayor evapotranspiración con lo cual el porcentaje de agua de drenaje disminuye fuertemente llegando solo al 5,2% de agua drenada.

GUARDA (1985) y LUSCHINGER (1988), afirman en sus estudios que existe una clara tendencia de que, al aumentar la cantidad de precipitaciones y montos de agua drenada, serían factores determinantes que influyen sobre el aumento de la concentración y N lixiviado; lo que será analizado a continuación.

#### 4.2 Evaluación de la concentración de nitrógeno en el agua lixiviada

En el Cuadro 7 se presentan las cantidades de concentración promedio para nitrógeno nítrico ( $\text{N-NO}_3^-$ ) y amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) por tratamiento de carga animal utilizado, obtenidos del período de estudio.

**CUADRO 7. Concentración promedio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de nitrógeno nítrico ( $\text{N-NO}_3^-$ ) y amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) por tratamiento.**

Tratamientos	Concentración ( $\text{mg L}^{-1}$ )	
	$\text{N-NO}_3^-$	$\text{N-NH}_4^+$
3,5 terneros $\text{ha}^{-1}$	1,71 a*	0,02 a
5,0 terneros $\text{ha}^{-1}$	4,69 b	0,03 a

\*Letras distintas en columnas denotan diferencias significativas ( $P \leq 0,05$ ), prueba de Tukey (5%).

Del Cuadro 7 se puede observar que existieron diferencias significativas ( $P \leq 0,05$ ) entre tratamientos en la concentración de N del agua lixiviada al aumentar la carga animal de 3,5 a 5,0 terneros  $\text{ha}^{-1}$ , estas diferencias se presentaron principalmente para la forma nítrica; en cuanto a amonio no se presentaron diferencias significativas ( $P \geq 0,05$ ) entre tratamientos de carga animal. Las diferencias entre tratamientos que se presentaron para nitrato pueden deberse probablemente por el mayor aporte de nutrientes depositados sobre la pradera con las manchas de orina y fecas de los animales producto del reciclaje animal, ya que para el caso de sistemas de producción intensivos solo una proporción muy baja de nutrientes, consumidos por el animal en forraje los retiene y el resto se exportan al potrero.

Según HAYNES y WILLIAMS (1993), la cantidad de N retornado a la pradera dependería no solo de la cantidad y formas de nutrientes en las fecas y orina, sino también del número de excreciones por día, tamaño y superficie cubierta por las excretas.

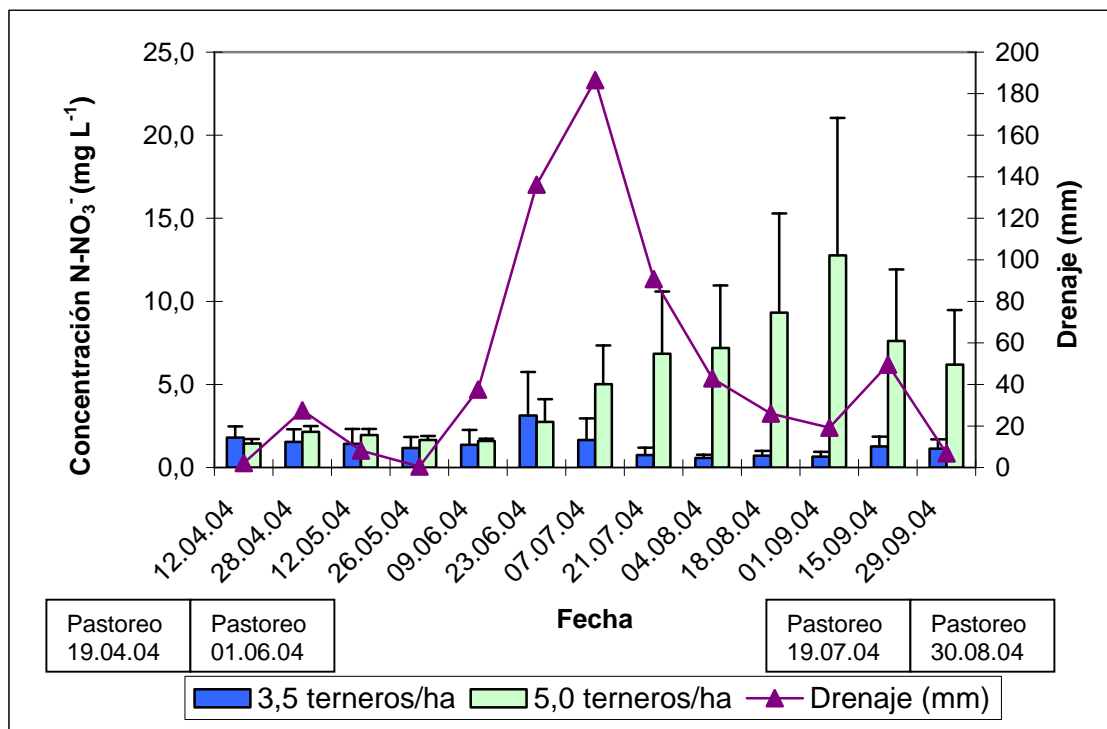
RUZ y CAMPILLO (1988) afirman que para el caso del N, la mayor proporción (90% en sistemas de carne, 72% en sistemas lecheros) de este nutriente contenido en el forraje, se devuelve en orina y fecas que se depositan en altas concentraciones en pequeñas áreas en pastoreo de la pradera.

Se observa además del Cuadro 7 que los valores medios de concentración fueron menores a  $4,7 \text{ mg L}^{-1}$ , lo que estaría por debajo del límite máximo estipulado por la norma de agua de bebida para  $\text{N-NO}_3^-$ , en Chile de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  y  $11,3 \text{ mg L}^{-1}$  establecido por la Comunidad Económica Europea.

SALAZAR *et al.* (2005) obtuvieron valores similares de concentración promedio a los del presente estudio, para  $\text{N-NO}_3^-$  de  $1,1 \text{ mg L}^{-1}$  y  $\text{N-NH}_4^+$  de  $0,03 \text{ mg L}^{-1}$  con una carga animal constante de  $3,5 \text{ terneros ha}^{-1}$ , durante el mismo período de evaluación y bajo las mismas condiciones, usando cápsulas cerámicas y bajo distintas presiones de pastoreo.

HATCH *et al.* (1997) en los resultados de concentración promedio en la solución de suelo en una pradera de alfalfa bajo pastoreo usando cápsulas cerámicas y a una misma profundidad de muestreo (60 cm), obtuvieron valores para  $\text{N-NH}_4^+$  de  $0,16$  a  $0,19 \text{ mg L}^{-1}$  y en el caso de  $\text{N-NO}_3^-$  son más bajos siendo de  $0,07$  a  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ , esto puede haber diferido debido a la variabilidad espacial de los suelos en general y el alto grado de heterogeneidad asociado a los manejos de pastoreo.

En la Figura 4 se presenta la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  por cada fecha de muestreo del período. Los valores graficados representan el promedio de tres repeticiones, con el error estándar de cada promedio (Anexo 6).



**FIGURA 4. Concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en la solución lixiviada y drenaje (mm) durante el período de evaluación ( $\pm$  e.e.).**

De la Figura 4 se observa la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) durante el período de estudio por fecha de muestreo, incluyendo las fechas de pastoreo cuando los animales pasaron por la franja de muestreo. Se observa que al principio del período las concentraciones son muy similares e independientes de la carga. Después en el tratamiento donde se usó la mayor carga animal se comenzaron a presentar las mayores concentraciones, esto se observaría a partir Julio hasta Septiembre, llegando a alcanzar valores máximos de  $12,76 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$ , esto fue el día 01 de Septiembre; valor que superaría al establecido por la Norma Chilena y la Comunidad Económica Europea, lo que probablemente podría representar un riesgo para la contaminación de cursos de

agua que pudieran ser utilizados como por ejemplo para fuente de agua de bebida para animales y/o humanos.

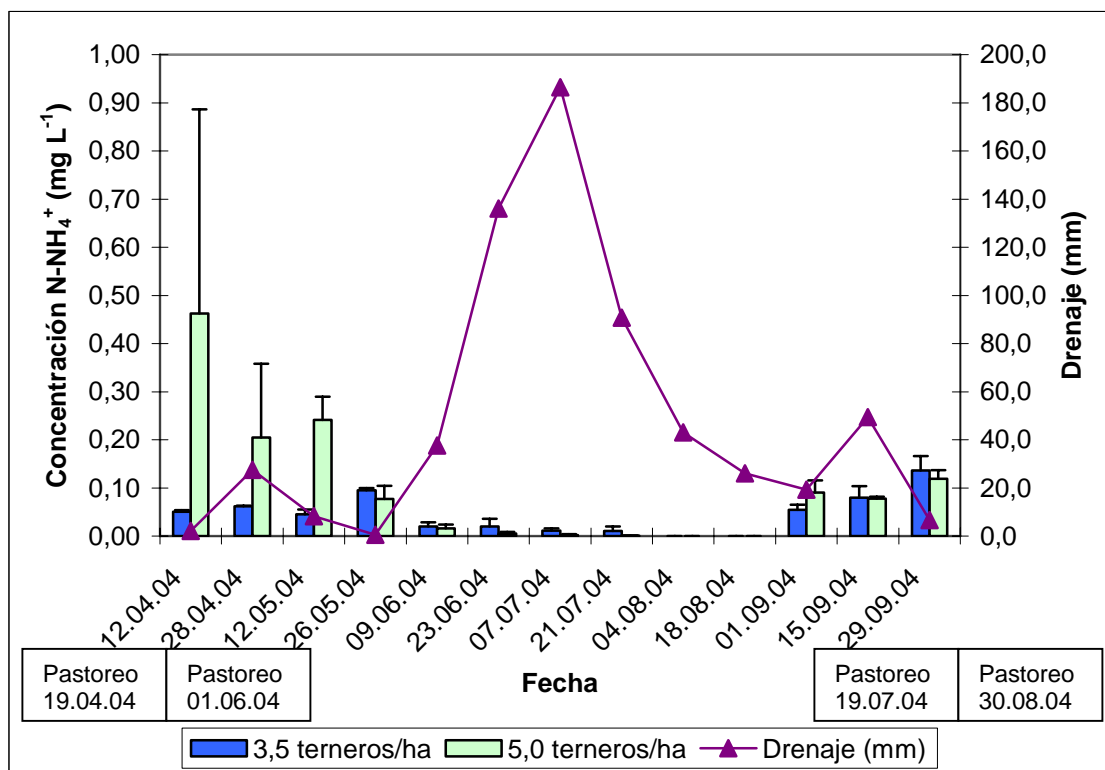
Al realizar el análisis de varianza por fecha de muestreo se observó que a partir del 07 de Julio las diferencias comenzaron a ser evidentes, pero las diferencias estadísticamente significativas ( $P \leq 0,05$ ) ocurren a partir del 04 de Agosto entre tratamientos, esto estaría determinando una mayor concentración de N en el agua lixiviada con el tratamiento de 5,0 terneros  $\text{ha}^{-1}$ , con lo cual el  $\text{N-NO}_3^-$  se desplazó entre los meses de fines de Julio e inicio de primavera, después que ha drenado la mayor cantidad de agua en el suelo, lo cual corresponde a 400 mm de drenaje acumulado. Coincide además que en ese período hay dos fechas de pastoreo; esto estaría indicando que ya en ese período al desplazarse la mayor cantidad de agua a los 60 cm de profundidad y con el aporte del reciclaje de la carga animal mayor, probablemente de áreas más afectadas con manchas de orina, se produjo un exceso de concentración de N en la forma  $\text{N-NO}_3^-$  en el agua lixiviada.

RYDEN *et al.* (1984) compararon las diferencias de concentración promedio de  $\text{N-NO}_3^-$  a 30 cm de profundidad desde praderas de corte y bajo pastoreo, siendo de 2,5  $\text{mg L}^{-1}$  para pradera de corte y 7,5  $\text{mg L}^{-1}$  con pastoreo animal, sin embargo, en áreas afectadas con manchas de orina la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  promedio fue de 53  $\text{mg L}^{-1}$ .

HAYNES y WILLIAMS (1993), aseguran que la actividad de los animales en pastoreo tiene un alto impacto sobre la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  y las pérdidas de N por lixiviación, y que la fuente primaria de  $\text{N-NO}_3^-$  en las aguas de drenaje, desde praderas bajo pastoreo es la orina animal, lo que atribuyen que la proporción de N retornado en las manchas de orina es de alrededor de 1000  $\text{kg N ha}^{-1}$ .

En la Figura 5 se muestra la concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  por cada fecha de muestreo. Los valores graficados representan el promedio de tres repeticiones, con el error estándar de cada promedio (Anexo 8).





**FIGURA 5. Concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en la solución lixiviada y drenaje (mm) durante el período de evaluación ( $\pm$  e.e.).**

De la Figura 5 se puede observar el desplazamiento del amonio por fecha de muestreo. Al realizar el análisis de varianza por fecha de muestreo no demostró diferencias significativas entre tratamientos ( $P \geq 0,05$ ). Al inicio del período entre los meses de Abril a principios de Mayo en el tratamiento con la carga de 5,0 terneros  $\text{ha}^{-1}$ , se presenta un leve incremento de la concentración de amonio presente en el agua lixiviada, esto podría deberse a que coincide con dos fechas de pastoreo de los animales a la franja de muestreo, lo que nos estaría indicando que por influencia de la carga animal, que el N depositado a través de la orina y fecas fue rápidamente solubilizado quedando como amonio en el agua lixiviada.

Se observa que después del 26 de Mayo se obtienen valores insignificantes de concentración llegando a cero, por lo que en este período

prácticamente todo el amonio presente en el suelo e ingresado con la fertilización y aporte animal fue transformado totalmente a nitrato, disminuyendo su cantidad presente en el suelo susceptible a ser lixiviada, como se demuestra a través del período de estudio y comparando con la Figura 4. Esto podría deberse a que en el suelo existen, además condiciones muy favorables que estimulan la actividad de microorganismos del suelo transformando el amonio en nitrato, lo cual es afirmado por SILVA (1985).

#### 4.3 Evaluación de las pérdidas de nitrógeno lixiviado

Los resultados de N lixiviado ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) para  $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$  se indican el Cuadro 8. Los valores señalados corresponden a las cantidades totales lixiviadas por tratamiento del período de evaluación.

**CUADRO 8. Cantidades lixiviadas ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) totales de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) y amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ), y porcentaje (%) respecto al total de N lixiviado por tratamiento.**

Parámetro	Tratamientos	
	3,5 terneros $\text{ha}^{-1}$	5,0 terneros $\text{ha}^{-1}$
N lixiviado ( $\text{kg ha}^{-1}$ )		
$\text{N-NO}_3^-$	10,87 a*	29,69 b
$\text{N-NH}_4^+$	0,16 a	0,22 a
N Total lixiviado ( $\text{kg N ha}^{-1}$ )	11,03 a*	29,91 b
% Respecto del total lixiviado		
$\text{N-NO}_3^-$	98,5	99,3
$\text{N-NH}_4^+$	1,5	0,7

\*Letras distintas en filas denotan diferencias significativas ( $P \leq 0,05$ ), prueba de Tukey (5%).

Los resultados obtenidos muestran en el Cuadro 8 que al aumentar la carga animal de 3,5 a 5,0 terneros  $\text{ha}^{-1}$  se produjo un incremento significativo ( $P \leq 0,05$ ) en la cantidad de N lixiviado ( $\text{kg ha}^{-1}$ ). Se puede observar que la mayor cantidad de N lixiviado fue de la forma nítrica ( $\text{N-NO}_3^-$ ) para ambos tratamientos, representando sobre el 98% de las pérdidas totales de N estimadas para el período de estudio. Para la forma amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) no se observaron diferencias significativas ( $P \geq 0,05$ ) entre tratamientos de carga animal, representando menos del 2% de las pérdidas de N totales estimadas.

JARVIS (2000) afirma que las mayores pérdidas de N por lixiviación se producen en praderas con sistemas ganaderos bajo pastoreo al incrementar el tamaño de la carga animal, debido al mayor aporte de áreas con fecas y manchas de orina, las cuales tienen altas concentraciones de N.

RYDEN *et al.* (1984) en su estudio estimaron que las pérdidas anuales de  $\text{N-NO}_3^-$  en praderas con pastoreo animal son 5,6 veces más altas que en praderas de corte, esto es atribuible principalmente al retorno del N en orina y fecas.

CAMERON *et al.* (2002) demostraron que cuando las praderas están bajo sistemas de pastoreo, las pérdidas por lixiviación se incrementaron significativamente y oscilaron entre los 40 y 120  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  debido al reciclaje animal; al contrario en sistemas bajo corte, el N lixiviado fue menor a los 25  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , con concentraciones de N en el agua de drenaje bajo los 10  $\text{mg L}^{-1}$ .

En un estudio realizado por LEDGARD *et al.* (1999) en una pradera de ballica perenne y trébol blanco donde se utilizaron dos cargas animales distintas (3,3 y 4,4 vacas  $\text{ha}^{-1}$ ) y distinta fertilización nitrogenada (de 0 a 400  $\text{kg N ha}^{-1}$ ) se observó que al tercer año de estudio aumentó significativamente la lixiviación de N en el tratamiento de mayor carga animal y al aumentar la cantidad fertilizada, alcanzando valores entre los 59 y 116  $\text{kg N ha}^{-1}$ .

Esto estaría explicando que cuanto más aportes de N haya en el suelo tanto en cantidad de fertilizantes y reciclaje animal, más N va a ser susceptible de ser lixiviado, todo esto ligado al aumento de la carga animal.

Al considerar la cantidad de fertilizantes aplicados, en el caso de este estudio, se aplicaron cantidades acordes, para un sistema de producción de carne. En el Cuadro 9 se presentan los porcentajes de nitrógeno lixiviado en relación a la cantidad de nitrógeno aplicado solo en otoño, utilizando solo está cantidad, ya que de acuerdo a las concentraciones obtenidas, las mayores pérdidas de N se produjeron antes de la segunda parcialización de fertilizante nitrogenado que fue aplicado en primavera.

**CUADRO 9. Porcentaje de nitrógeno lixiviado respecto a la dosis aplicada de fertilizante en otoño por tratamiento.**

<b>Tratamientos</b>	<b>kg N ha<sup>-1</sup> aplicado</b>	<b>kg N ha<sup>-1</sup> lixiviado</b>	<b>% respecto del total</b>
3,5 terneros ha <sup>-1</sup>	46	11,03	23,9
5,0 terneros ha <sup>-1</sup>	46	29,91	65,0

En el Cuadro 9 asumiendo que todas las pérdidas se produjeron desde el nitrógeno aplicado como fertilizante, se desprende que para cada tratamiento el porcentaje de N lixiviado en función de la dosis de fertilizante fue relativamente alto, siendo mayor con la carga de 5,0 terneros ha<sup>-1</sup>. En esta dosis se lixivió el 65% del fertilizante aplicado en otoño, mostrando con esto una baja eficiencia del fertilizante nitrogenado aplicado en la pradera y una mayor parte de él perdido por lixiviación. Esto implicaría que es un sistema que presentaría pérdidas relativamente altas de N lixiviado, lo cual nos estaría indicando la manera de manejar la época de aplicación estratégica de N, junto con el manejo del pastoreo y de la carga animal al intensificar un sistema de producción.

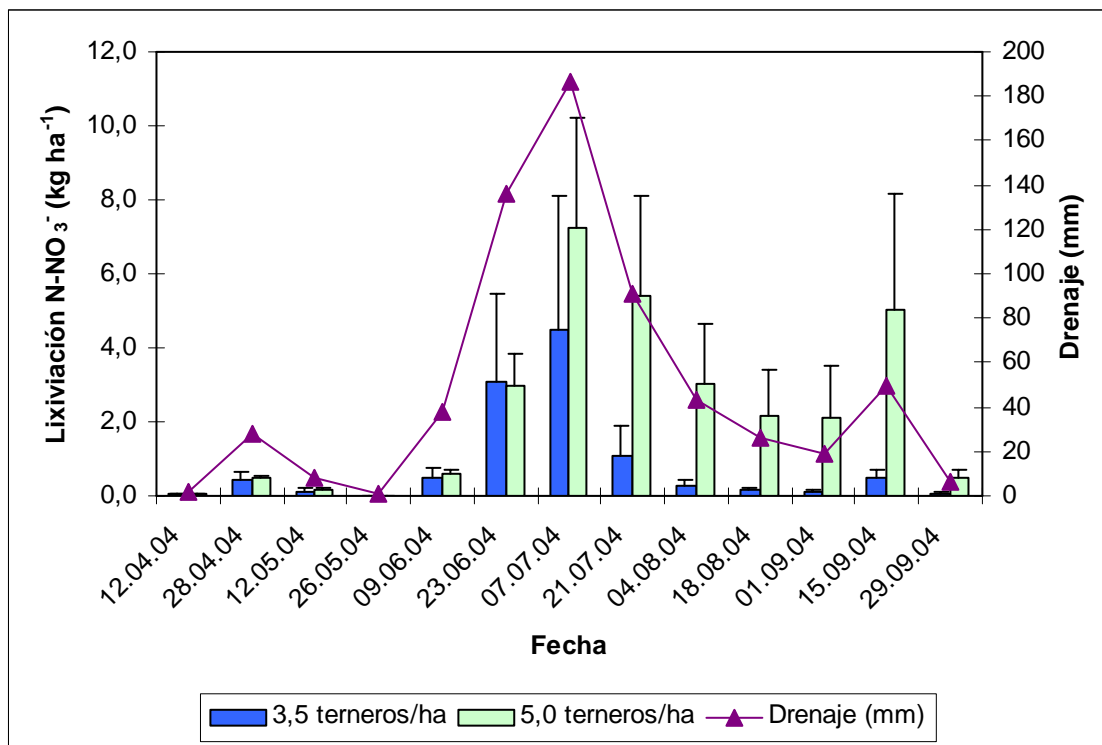
Al comparar con un sistema de producción de leche donde las entradas de N son altas y la pradera es usada para corte; CORNFORTH Y SINCLAIR (1984) estimaron que las pérdidas de N lixiviado asociadas al animal en pastoreo en un sistema de producción de leche oscilaron entre los 40 a 50 kg ha<sup>-1</sup>.

HAYNES y WILLIAMS (1993) obtuvieron pérdidas por lixiviación, también bajo un sistema de producción de lechero con manejo intensivo, de 57 kg ha<sup>-1</sup> de nitrógeno lixiviado y en uno altamente productivo con manejo intensivo se obtuvo pérdidas de 66 kg ha<sup>-1</sup> de nitrógeno lixiviado.

Esto nos demostraría la diferencias que existen entre un sistema productivo de carne y lechero, en el cual en este último al haber más ingresos de nitrógeno, se generarían más pérdidas por lixiviación, esto también es afirmado por LEDGARD *et al.* (1999).

Además se puede agregar que las mayores pérdidas de N lixiviado podrían deberse a que el N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> aparecido en el agua lixiviada, además de provenir del reciclaje animal y fertilización, posiblemente una parte de esa cantidad haya provenido de las reservas de N orgánico del suelo, que también puede ser perdido por lixiviación, después que se ha mineralizado, lo cual es afirmado por HAWKINS y SCHOLEFIELD (2000) y MURPHY *et al.* (2000).

En la Figura 6 se observan los montos de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviados por fecha de muestreo para cada tratamiento. Los valores graficados representan el promedio de tres repeticiones, con el error estándar de cada promedio (Anexo 7).



**FIGURA 6. Cantidad de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviado (kg ha<sup>-1</sup>) y drenaje (mm) por fecha de muestreo (± e.e.).**

En la Figura 6 se observa que las mayores pérdidas por lixiviación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ocurren en los meses de mayores precipitaciones (Junio a Agosto) coincidiendo con el incremento de la cantidad de agua drenada; llegando alrededor de los 9,5 kg ha<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviado con 3,5 terneros ha<sup>-1</sup> y de 21,4 kg ha<sup>-1</sup> con 5,0 terneros ha<sup>-1</sup>, representando el 72% de las pérdidas con la carga mayor en ese período.

La cantidad máxima que se lixivió ocurre el 07 de Julio y fue de 7,2 kg ha<sup>-1</sup> y drenaje de 186,5 mm con la carga de 5,0 terneros ha<sup>-1</sup> para esa fecha. Al contrario el día 26 de Mayo es muy poco lo que se lixivía llegando a 0,01 kg ha<sup>-1</sup> para ambos tratamientos, debido a que ese día la cantidad de agua drenada fue muy baja para que pudiera desplazar en N presente en el suelo a 60 cm de profundidad.

Al realizar el análisis de varianza por fecha de muestreo se pudo detectar que las diferencias estadísticamente significativas ( $P \leq 0,05$ ) entre los tratamientos se producen a partir del 18 de Agosto, lo que implica que el N aportado por los animales a través del reciclaje animal y de la fertilización nitrogenada y además al producirse ya el pasó de la mayor cantidad de agua drenada del período; el N acumulado y presente en el suelo fue desplazado y lixiviado.

Esto también podría ser explicado por el movimiento descendente del agua a través del perfil del suelo, que se debe en gran parte a la porosidad de los suelos Trumao; lo que estaría permitiendo que el agua baje a través del perfil del suelo con un mínimo de oposición.

GUARDA (1985) obtuvo valores lixiviados entre 16,8 y 76,4 kg ha<sup>-1</sup> y RAMIREZ (1989) entre 0,9 y 3,4 kg ha<sup>-1</sup> en distinta época de medición; afirman que cualquiera sea el tipo de suelo las mayores pérdidas de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por lixiviación van a ocurrir durante los períodos de altas precipitaciones, además de otros factores que afectan las pérdidas de N, como una buena distribución de poros que en los suelos Trumao es una característica de mucha significación (ELLIES y VYHMEISTER, 1981)

Según SCHOLEFIELD (1991) estos suelos son un gran almacén de agua en los poros de drenaje, lo que implica una mayor probabilidad de lixiviación de N durante los eventos de saturación. Es demostrable que el contenido de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviado depende por un lado del volumen de drenaje y por otro, de la velocidad a la que se alcanza el equilibrio entre las zonas móviles e inmóviles dentro del perfil del suelo.

Otro factor importante de considerar en una pradera es la cubierta vegetal que posee una masa radicular activa y que puede disminuir la lixiviación de N. Para el caso de animales en pastoreo, por efecto del pisoteo, estos pueden producir un mayor deterioro a la pradera en períodos de altas precipitaciones, lo que también podría incidir en mayores pérdidas por lixiviación.

BARRACLOUGH *et al.* (1983), establecieron que las pérdidas por lixiviación en praderas son relativamente bajas debido, entre otros factores, a la gran masa radicular que funciona como una limitante física al movimiento en profundidad de los nitratos en el suelo, de acuerdo al manejo sometido.

Por lo cual al momento de elegir un sistema de producción bajo pastoreo este debe ser acorde a las condiciones que se posea, es decir tratando que en períodos de altas precipitaciones, se maneje bien el pastoreo para evitar los daños a la cubierta vegetal producto del sobrepastoreo y pérdidas de N por lixiviación.

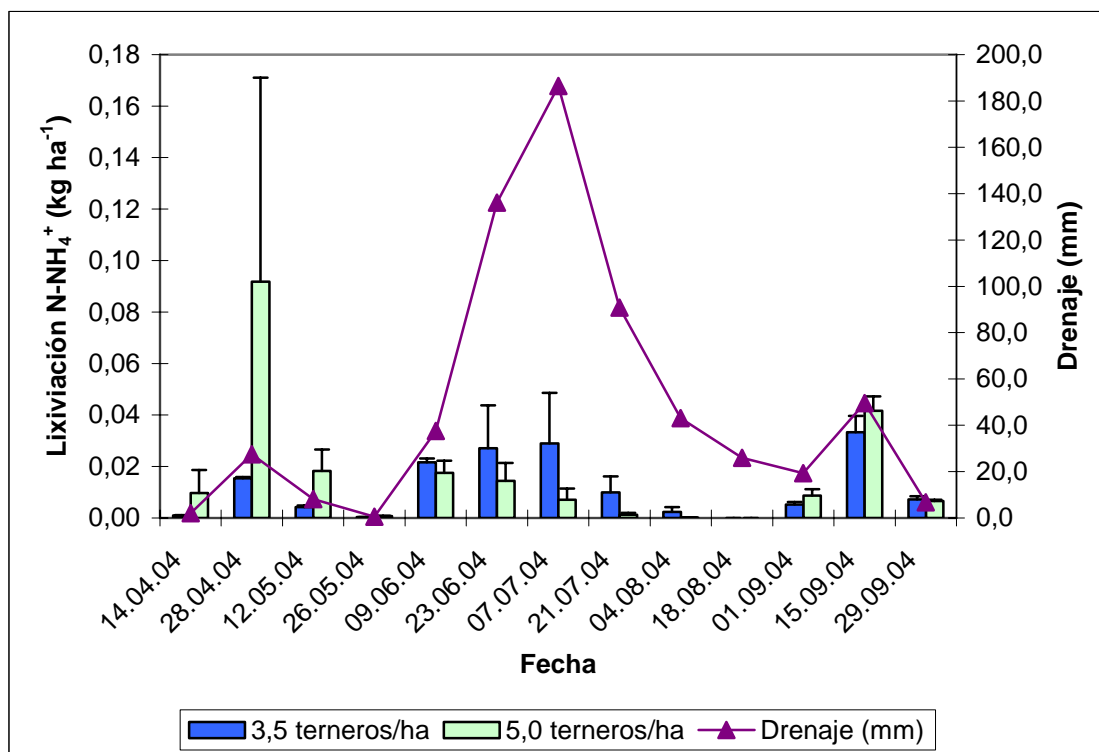
SILVA *et al.* (1987) obtuvieron valores muy similares con los del presente estudio; pero bajo distintas condiciones usando lisímetros, obteniendo 28,6 kg ha<sup>-1</sup> de N lixiviado, con una fertilización mayor de 200 kg de N ha<sup>-1</sup> aplicado como urea.

SALAZAR *et al.* (2005) de su estudio obtuvieron pérdidas que fluctuaron entre los 2,2 a 7,3 kg ha<sup>-1</sup>, principalmente como N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, usando solo una carga animal de 3,5 terneros ha<sup>-1</sup>; cantidades menores que a las obtenidas con esta misma carga en este estudio, esto puede explicarse por las condiciones de manejo del pastoreo, ya que áreas con mayor intensidad de pastoreo la mayor carga podrían aumentar las pérdidas de N por lixiviación.

Las pérdidas de N del estudio fueron un poco más altas con la carga de 5,0 terneros ha<sup>-1</sup> que las obtenidas por FRANCIS *et al.* (2003) que fueron de 15 kg N ha<sup>-1</sup>; y casi similares a las pérdidas anuales entre 30 a 45 kg N ha<sup>-1</sup> de FRANCIS *et al.* (1999) y de KLEIN y LEDGARD (2001), con cargas animales de 2,5 y 2,8 vacas ha<sup>-1</sup> y con una fertilización anual de 50 a 60 kg N ha<sup>-1</sup>.

En la Figura 7 se presentan las cantidades lixiviadas de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por fecha de muestreo. Los valores graficados representan el promedio de tres repeticiones, con el error estándar de cada promedio (Anexo 9).





**FIGURA 7. Cantidad de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> lixiviado (kg ha<sup>-1</sup>) y drenaje (mm) por fecha de muestreo (± e.e.).**

En la Figura 7 se observan las cantidades de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> que se lixivian por fecha de muestreo; al realizar el análisis de varianza no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ( $P \geq 0,05$ ) para cada fecha. El día 28 de Abril es la mayor cantidad que se lixivía de 0,1 kg ha<sup>-1</sup> con la carga animal de 5,0 terneros ha<sup>-1</sup>, esto ocurriría después del primer pastoreo en el ensayo con el aporte animal y de la fertilización aplicada. Durante el resto del período disminuyen los valores siendo muy bajos para la forma amoniacal y en algunas fechas de muy escasa significación lo que se lixivió.

Esto reitera de que esta forma química de N, ya sea proveniente de las reservas orgánicas del suelo, de fuentes artificiales como de la fertilización con urea o del reciclaje animal es rápidamente transformada a nitrato, debido a que

por las condiciones existentes en el suelo en que se realizó el estudio, favorecerían su conversión a formas de N en un estado de oxidación más avanzado.

Se puede agregar además que el N aportado a través de la orina animal en forma de urea; el ión amonio que resulta de su hidrólisis es más rápida que cuando es adicionada como urea en fertilizantes bajo condiciones similares en el suelo, sugiriendo con esto que la actividad de la enzima ureasa esta presente antes de la evacuación por el animal, quedando rápidamente como amonio y por la actividad microbial del suelo transformado posteriormente en su totalidad a nitrato (HAYNES y WILLIAMS, 1993).

La otra razón a que puede deberse las bajas cantidades de amonio, es que posee carga positiva, por lo que es retenido por adsorción en las arcillas y coloides presentes en el suelo, lo que es afirmado por SILVA *et al.* (1987).

SILVA (1985) obtuvo en su estudio valores muy similares a los del presente estudio de  $\text{N-NH}_4^+$  lixiviado, entre 0,08 y 0,14  $\text{kg ha}^{-1}$  en una pradera de *Lolium perenne*, con uso de lisímetros. Por lo que bajo cualquier circunstancia siempre el amonio presente en los lixiviados será de baja cantidad cuando se den las condiciones en el suelo propicias para transformarlo a nitrato.

El N aportado por las fecas y orina animal, puede posiblemente también haberse perdido por otras vías, como a través de la volatilización de amoníaco ya que el alto pH y concentración de  $\text{NH}_4^+$  en las manchas de orina depositadas son condiciones favorables a que se pierda por esta vía, además de también perderse por el proceso de desnitrificación (HAYNES y WILLIAMS, 1993).

## 5 CONCLUSIONES

Bajo las condiciones del estudio, un incremento en la carga animal de 3,5 a 5,0 terneros  $\text{ha}^{-1}$ , produjo un aumento en la concentración de N en el agua lixiviada, y con ello un incremento en la cantidad de N lixiviado. Las mayores pérdidas de N se produjeron con el manejo de 5,0 terneros  $\text{ha}^{-1}$ .

El N se lixivió mayoritariamente en la forma nítrica ( $\text{N-NO}_3^-$ ), representando sobre el 98% de las pérdidas totales de N estimadas para el período de estudio. En cuanto a concentración y cantidad lixiviada de amonio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos para este parámetro

Las mayores pérdidas de  $\text{N-NO}_3^-$  se produjeron para los dos tratamientos en la época invernal en los meses de Junio a Agosto, coincidiendo con los mayores montos de precipitación y agua drenada en el período. Por lo cual al incrementarse la carga animal de 3,5 a 5,0 terneros  $\text{ha}^{-1}$ , se produjo un exceso de N en el suelo producto del reciclaje animal y lixiviándose mayoritariamente en los meses de mayores precipitaciones y agua drenada.

Las mayores pérdidas de N mineral en la época invernal, confirman la importancia de una época adecuada de aplicación estratégica de N y manejo del pastoreo sobre las pérdidas de N al medio ambiente.

## 6 RESUMEN

En la última década los sistemas productivos se han intensificado en nuestro país, incrementando la cantidad de fertilizantes al suelo y la carga animal en la pradera. Experiencias en otros países (Europa Occidental y Nueva Zelanda), indican que sistemas ganaderos intensivos, son uno de los mayores contribuyentes a incrementar la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en aguas subterráneas debido a la lixiviación de N. El presente estudio tuvo como objetivo principal determinar el efecto de la carga animal sobre la lixiviación de N en una pradera permanente utilizada para producción intensiva de carne. El ensayo consistió de dos tratamientos con distinta carga: 3,5 terneros  $\text{ha}^{-1}$  y 5,0 terneros  $\text{ha}^{-1}$ , con un sistema de pastoreo de franja de cambio diario. Se establecieron tres parcelas de 25  $\text{m}^2$  por tratamiento, con tres cápsulas cerámicas por parcela, en un diseño de bloques completos al azar, donde fueron colectados los lixiviados de nitrógeno (nitrato y amoniacal) desde un suelo Trumao de la Serie Osorno. Los datos se analizaron con análisis de varianza (ANDEVA) y prueba de Tukey (5%) para determinar diferencias entre los tratamientos.

Los resultados obtenidos mostraron que al incrementar la carga animal de 3,5 a 5,0 terneros  $\text{ha}^{-1}$  se presentaron diferencias significativas ( $P \leq 0,05$ ) entre tratamientos sobre el aumento de la concentración y cantidad de N lixiviado. La forma  $\text{N-NO}_3^-$  presentó diferencias entre los tratamientos con valores de 29,6  $\text{kg ha}^{-1}$  y de concentración de 4,7  $\text{mg L}^{-1}$  con la carga mayor. Respecto al  $\text{N-NH}_4^+$  no se presentaron diferencias significativas entre tratamientos. Las mayores cantidades lixiviadas pueden deberse principalmente al mayor aporte de nutrientes con el reciclaje animal. Finalmente al aumentar la carga animal se produjo un incremento en la concentración y cantidad de N lixiviado; el N se lixivió mayoritariamente de la forma nitrato (sobre el 98%); las mayores pérdidas se produjeron en los meses invernales junto con las mayores precipitaciones y agua drenada.

## SUMMARY

In the last decade livestock productive systems have been intensified in Chile, increasing the amounts of fertilizers applied to the soil and the stocking rate. Experiences in other countries (Occidental Europe and New Zealand), indicate that intense livestock systems, are one of the greater contributors to increase the nitrate concentrations in the drainage waters due to nitrogen leaching. The main objective of the present study was to determine the effect of stocking rate on nitrogen leaching in permanent pasture grazed by beef cattle. The experiment consisted of two treatments with different stocking rate : 3,5 steers ha<sup>-1</sup> and 5,0 steers ha<sup>-1</sup>, with a grazed system of daily strip change. Three plots were established per treatment (25 m<sup>2</sup>), with three ceramic suction cups in each one of them, distributed in a randomized block design, hence were collected the nitrogen leachates (nitrate and ammonium) from a soil of the Osorno series. The dates to analyzed with analysis of variance (ANOVA) and test of Tukey (5%) to determine differences between the treatments.

Results showed that an increase the stocking rate from 3,5 to 5,0 steers ha<sup>-1</sup>, had significant effect on the concentration and amount of nitrogen leached. The form NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N presented differences between treatments with values of 29.6 kg ha<sup>-1</sup> and concentration of 4.7 mg L<sup>-1</sup> with the highest stocking rate. For NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N the concentration and losses amount were not different between treatments. The greater losses with the higher stocking rate were due to the greater contribution of nutrients with animal recycling. Increasing the stocking rate had effects on the increase of concentration and amount of nitrogen leached, the nitrogen leached mainly in form nitrate (≈ 98%), the greater losses to produce in the winter months next to highest precipitation and drainage waters.

## 7 BIBLIOGRAFIA

- ADDISCOTT, T.M.; WHITMORE, A.P. y POWLSON, D.S. 1991. Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem. CAB International, Wallingford. 380 p.
- ANANTH, S. y MORAGHAN, J.T. 1987. The effect of calcium and magnesium on soil nitrate determination by automated segmented-flow methods. Soil Science Society of America Journal 51: 664-667.
- BARRACLOUGH, D., HYDEN, M.J. y DAVIES, G.P. 1983. Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. I. Field leaching results. Journal of Soil Science 34: 483-497.
- BERGSTROM, L. y JOHANSSON, R. 1991. Soil process and chemical transport: leaching of nitrate from monolith lysimeters of different types of agricultural soils. Journal Environmental Quality 20: 801-807.
- BERNIER, R.V. 1988. Praderas para Chile. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias, INIA, Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 723 p.
- CAMERON, K.C.; RATE, A.W.; CAREY, P.L. y SMITH, N.P. 1995. Fate of nitrogen in pig effluent applied to a shallow stony pasture soil. New Zealand Journal of Agricultural Research 38: 533-542.
- CAMERON, K.C. y SCOTTER, D.R. 1998. Nitrate leaching losses from temperate agricultural systems. In: Nitrogen Cycling in Temperate Agricultural Systems. Australian Society of Soil Science, Riverina 11: 251-281.

- CAMERON, K.C.; DI, H.J.; REIJNEN, B.P.A.; LI, Z.; RUSSELL, J.M. y BARNETT, J.W. 2002. Fate of nitrogen in dairy factory effluent irrigated onto land. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 45: 207-216.
- 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.
- CHADWICK, D.R. y PAIN, B.F. 1999. Transport of Nutrients and Organic Material Following Applications of Animal Wastes to Grassland Soils. In: *Accounting for Nutrients, A Challenge for Grassland Farmers in the 21 st Century*. Occasional Symposium N° 33 British Grassland Society, UK. pp 87-98.
- COQUELET, P. y GOIC, L. 1996. Sistema de recría en suelos ñadis. In: *Seminario de ensayos de ganadería realizados en predios de productores GTT de la X Región*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Remehue. Serie Remehue N° 62 113-115.
- CORNFORTH, I.S. y SINCLAIR, A.G. 1984. *Fertilizer and Lime Recommendations for Pasture and Crops in New Zealand*. 2° ed. MAF, Wellington. 423 p.
- CUEVAS, E. 1980. *Manejo y utilización de praderas*. Instituto de Producción Animal, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. Serie B-13. 141 p.

- 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.
- 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.
- ELLIES, A. y VYHMEISTER, E. 1981. Algunos aspectos hídricos del horizonte superficial de tres tipos de suelos del sur de Chile. *Agro-Sur* 9(2): 94-100
- FERRANDO, R. 2003. Evaluación de tres sistemas de pastoreo en engorda de novillos. Tesis Lic. Agr. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias. 96 p.
- FRANCIS, G.S.; WEBB, T.H.; WILLIAMS, P.H.; BIDWELL, V.; BRIGHT, J.; CLOSE, M.E.; JARVIS, P.; CAMERON, K.C.; NUTHALL, P. y SCOTT, J. 1999. Implications of groundwater nitrate standards for agricultural management. *Ecolink Project Report for MAF Policy*. 149 p.
- FRANCIS, G.S., TRIMMER, L.A., TREGUTHA, 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.
- GILL, K., JARVIS, S.C., y HATCH, D.J. 1995. Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: effects of management. *Plant and Soil* 172: 153-162.



- GOIC, L. y TEUBER, N. 1987. Distribución de la producción de la pradera mixta y requerimientos de vacas de lechería para la zona sur de Chile. *Agricultura Técnica (Chile)* 43 (3): 279 – 281.
- GOIC, L. ; SIEBALD, E. y MATZNER, M. 1989. Sistema intensivo de producción de carne en base a pradera ballica-trébol blanco. *Agricultura Técnica (Chile)* 49 (3): 228-233.
- GOULDING, K.W.T. y WEBSTER, C.P. 1992. Methods for measuring nitrate leaching. In: *Nitrate and Farming Systems*. Association of Applied Biologists, Warwick. 63-70.
- GUARDA, N. 1985. Lixiviación de nitrógeno del suelo. Tesis Lic. Agr. Valdivia. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias. 63 p.
- HASSINK, J.; SCHOLEFIELD, D.; y BLANTERN, P.J. 1990. Nitrogen mineralization in grassland soils. In: *Proceedings of the 13th General Meeting of the European Grassland Federation, Banksa Bystrica*. 11: 25-32.
- HATCH, D.J.; JARVIS, S.C, y REYNOLDS, S.E. 1991. An assessment of the contribution of net mineralization to N cycling in grass swards using a field incubation method. *Plant and Soil* 138: 23-32.
- HATCH, D.J; JARVIS, S.C.; ROOK, A.J. y BRISTOW, A.W. 1997. Ionic contents of leachate from grassland soils: a comparison between ceramic suction cup samples and drainage. *Soil Use and Management* 13: 68-74.

- HAVLIN, J. ; BEATON, J.; TISDALE, S. y NELSON, W. 1999. Soil Fertility and Fertilizers, An Introduction to Nutrient Management. Prentice- Hall, Inc. New Jersey, United States of America. 6th Ed. 499 p.
- HAWKINS, J. y SCHOLEFIELD, D. 2000. Leaching of dissolved organic N forms grass-white clover pasture in SW England. In: Grassland Farming, Balancing Environmental and Economic Demands. Grassland Science in Europe 5: 378-380.
- HAYNES, R.J. y WILLIAMS, P.H. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* 49: 119-199.
- INN. 1984. Norma Chilena Oficial de Calidad de Agua Potable. NCh 409/1. Of 84. Instituto Nacional de Normalización de Chile. 10 p.
- IRAIRA, S. 1996. Alternativas de mejoramiento de praderas de suelo ñadi para producción de carne en sistema de recría. In: Seminario de ensayos de ganadería realizados en predios de productores GTT de la X Región. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Remehue. Serie Remehue N° 62 pp 97-101.
- IRAIRA, S.; ALFARO, M.; TEUBER, N. SALAZAR, F.; VILLAROEL, D. y RAMIREZ, L. 2005. Evaluación de presión de pastoreo en sistemas de producción de carne de la Décima Región. Libro de Resúmenes XXX Reunión Anual de la Sociedad Chilena de Producción Animal (Chile) 30: 187-188.
- ISERMANN, K. 1990. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. *Fertilizer Research* 26: 253-269.

- JARVIS, S.C. 1994. The Pollution Potential and Flows of Nitrogen to Waters and the Atmosphere from Grassland under Grazing. In: Pollution in Livestock Productions Systems. CAB international. UK. pp 227- 239.
- JARVIS, S.C.; STOCKDALE, E.A.; SHEPHERD, M.A. y OWLSON, D.S. 1996. Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: processes and measurements. *Advances in Agronomy* 58:187-235.
- JARVIS, S.C. 1998. Nitrogen management and sustentability. In: Grass for dairy cattle. CABI Publishing. UK. pp 161-192.
- JARVIS, S.C. 2000. Progress in studies of nitrate leaching from grassland soils. *Soil Use and Management* 16: 152-156.
- KAMPHAKE, L.J. ; HANNAH, S.A. y COHEN, J.M. 1967. Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. *Water Research Laboratory* 1967: 205-216.
- LEDGARD, S.F.; PENNO, J.W. y SPROSEN, M.S. 1997. Nitrogen balances and losses on intensive dairy farms. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association* 59: 49-53.
- 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.
- LORD, E.I. y SHEPHERD, M.A. 1993. Developments in use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *Journal of Soil Science* 44: 435-449.

- LUSCHINGER, W. 1988. Lixiviación de nitrógeno, potasio y balance hidrológico en remolacha azucarera en un suelo trumao de la provincia de Valdivia. Tesis Lic. Agr. Valdivia. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias. 107 p.
- MURPHY, D.V., MACDONALD, A.J., STOCKDALE, E.A., GOULDING, K.W.T., FORTUNE, S., GAUNT, J.L., POULTON, P.R., WAKEFIELD, J.A., WEBSTER, C.O. y WILMER, W.S. 2000. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils* 30: 374-387.
- NISSEN, J., DAROCH, R., RAMIREZ, E. y PINOCHET, D. 1991. Efecto del riego sobre la lixiviación de nitrógeno en una pradera de rotación corta para la zona agroclimática de Valdivia. *Agro Sur (Chile)* 19 (2): 124-129.
- NISSEN, J., y GARCIA, R. 1997. Efecto del uso de una poliacrilamida en la lixiviación de nitrógeno y de potasio sobre trigo (*Triticum sp.*), en un suelo volcánico. *Agro Sur (Chile)* 24 (2): 196-202.
- OYARZÚN, C.E., CAMPOS, H. y HUBER, A. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista Chilena de Historia Natural* 70: 507-519.
- PAKROU, N. y DILLON, P.J. 2000. Comparison of type and depth of lysimeter for measuring the leaching losses of nitrogen under urine patches. *Soil Use and Management* 16: 108-116.

- PINILLA, H. y SANHUEZA, H. 2000. Fertilizantes nitrogenados y su impacto sobre la productividad de los suelos volcánicos del sur de Chile. Compendio de investigaciones realizadas entre 1985-1998. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. 35 p.
- PINOCHET, D. 1990. Fertilización de praderas permanentes en la Zona Centro Sur. In: Avances en Producción Animal. Instituto de Producción Animal, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. Valdivia. Serie B-14 pp. 181-209.
- RAMIREZ, E. 1989. Balance hídrico y lixiviación de nitrógeno en una pradera de rotación para la zona agroclimática de Valdivia. Tesis Lic. Agr. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias. 53 p.
- RODRIGUEZ, J. 1993. La fertilización de los cultivos, un método racional. Facultad de Agronomía. Pontificia Universidad Católica de Chile. 291 p.
- RODRIGUEZ, J. PINOCHET, D. y MATUS, F. 2001. Fertilización de los cultivos. LOM Ediciones. Santiago, Chile. 117 p.
- RUIZ, I. 1988. Praderas para Chile. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias, INIA, Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 723 p.
- RUZ, E. y CAMPILLO, R. 1988. Fertilización de praderas. In: Praderas para Chile. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias, INIA, Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. pp. 220-237.
- RYDEN, J.; BALL, P. y GARWOOD, E. 1984. Nitrate leaching from grassland. Nature 311: 50-53.

- SALAZAR, F.; ALFARO, M.; TEUBER, N.; IRAIRA, S.; VILLAROEL, D. y RAMIREZ, L. 2005. Pérdidas de nitrógeno por arrastre superficial y lixiviación en sistemas de producción de carne de la Décima Región. Libro de Resúmenes XXX Reunión Anual de la Sociedad Chilena de Producción Animal (Chile) 30: 221-222.
- SALAZAR, M. 2002. Lixiviación de nitrógeno proveniente de urea, en el período de mayor crecimiento en una pradera de *Lolium multiflorum* cv. Tama. Estudio en lisímetros. Tesis de Grado. Universidad de La Frontera Temuco. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales. 55 p.
- SCHOLEFIELD, D. 1991. The nitrate problem in grassland. In: Institute of Grassland and Environmental Research Report. 53-61.
- SEARLE, P.L. 1984. The Berthelot or Indophenol reaction and its use in the analytical chemistry of nitrogen. Analyst 109: 549-568.
- SIERRA, C. 1992. Fertilidad del suelo y praderas permanentes. In: Seminario Manejo de Praderas Permanentes. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Remehue, Osorno. Serie Remehue N° 31, p. 57-86.
- SILVA, B. 1985. Lixiviación de nitrógeno proveniente de fertilizantes en un suelo Trumao de Valdivia. 4. Simposio Nacional de la Ciencia del Suelo. Valdivia. 2: 1-8.
- SILVA, B., MAC DONALD, R. y NISSEN, H.J. 1987. Lixiviación del nitrógeno proveniente de fertilizantes. Estudios lisimétricos. Boletín Técnico N° 1. SOQUIMICH-UACH. 21 p.

- SMITH, C.S. 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.
- STEVENSON, F.J. y COLE, M.A. 1999. *Cycles of soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulphur, Micronutrients*. John Wiley and Sons, Inc, New York , USA. 2 ed. 427 p.
- STOPES, C. 1995. Nitrate Leaching, Farming Systems and Diet-Comparative Evaluation and Research. In: *Nitrogen Leaching in Ecological Agriculture*. A B Academic Publishers, Oxfordshire, UK. pp. 33-40.
- TOSSO, J. 1985. *Suelos volcánicos de Chile*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, INIA, Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile. 726 p.
- USDA. 2003. *Keys to Soil Taxonomy 9<sup>th</sup> edition*. Soil Survey Staff. [www.soils.usda.gov/technical/classification/tax\\_keys/keysweb.pdf](http://www.soils.usda.gov/technical/classification/tax_keys/keysweb.pdf). (7 de Junio 2005).
- USLAR, D. 1992. *Evaluación de las pérdidas de nitrógeno y bases de intercambio por lixiviación en el rendimiento de un cultivo de trigo de invierno en Valdivia*. Tesis Lic. Agr. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias. 54 p.
- WANG, H.; MAGESAN, G.N. y BOLAN, N.S. 2004. An overview of the environmental effects of land application of farm effluents. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47: 389-403.

WEBSTER, C.P., SHEPHERD, M.A., GOULDING, K.W.T., y LORD, E. 1993. Comparison of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. *Journal of Soil Science* 44: 19-62.

WHITEHEAD, D.C. 1995. *Grassland Nitrogen*. CAB International, Biddles Ltd, Guildford, UK. 397 p.

ZAGAL, E., HIRZEL, J. y VIDAL, I. 2003. Evaluación de la recomendación de fertilización nitrogenada para cultivos anuales en suelos de origen volcánico usando un modelo de simulación. *Agricultura Técnica (Chile)* 63 (1): 94-103.



## **ANEXOS**

**ANEXO 1. Registro de precipitaciones (mm) diarias durante el período de muestreo.**

PRECIPITACION (mm)							
FECHA	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE
1	16,2	6,1	1,2	26,1	8,3	0,0	2,5
2	83,3	0,0	3,6	9,5	5,5	0,0	0,0
3	0,1	0,0	3,2	4,5	0,6	15,8	0,0
4	15,7	0,0	6,0	0,1	0,2	23,9	0,0
5	15,4	0,0	5,5	0,0	0,0	20,1	0,0
6	9,0	0,0	0,1	0,0	0,0	5,8	0,1
7	13,4	0,0	6,5	0,9	0,0	0,1	4,3
8	0,1	0,0	16,8	19,6	0,0	0,5	5,6
9	0,0	0,7	0,6	0,0	0,0	0,0	2,2
10	6,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	4,1
11	2,4	0,0	0,2	16,0	0,5	0,0	0,3
12	2,9	0,0	1,1	19,5	16,0	0,0	0,0
13	2,4	0,0	6,9	8,6	7,8	0,0	0,0
14	0,5	0,0	31,3	2,8	7,2	0,0	0,3
15	7,0	0,0	0,7	0,0	6,7	0,0	6,9
16	0,4	3,8	0,0	0,0	0,0	14,6	1,2
17	10,6	4,0	25,9	0,1	0,0	5,0	5,2
18	0,0	1,0	22,6	13,6	0,0	3,0	0,2
19	9,5	0,1	16,5	1,1	0,0	0,0	0,0
20	8,7	0,2	1,2	4,1	0,0	0,5	6,1
21	0,1	0,0	27,5	11,0	0,0	1,6	6,5
22	0,0	0,0	4,4	9,5	1,0	0,2	13,7
23	0,0	0,0	3,5	1,2	4,4	2,8	9,5
24	0,0	0,1	4,9	13,4	0,0	0,1	10,1
25	0,0	0,4	0,7	4,8	0,0	0,5	0,1
26	0,0	0,0	16,1	1,3	7,4	0,3	0,0
27	0,0	0,0	65,5	5,2	7,9	0,0	0,6
28	6,9	0,0	22,2	0,5	12,3	0,0	0,8
29	0,0	1,1	1,5	0,0	0,0	0,0	0,1
30	13,4	1,4	41,4	0,0	0,2	0,0	8,0
31		0,2		0,2	0,0		5,7
<b>ACUM.</b>	<b>224,1</b>	<b>19,1</b>	<b>337,6</b>	<b>173,7</b>	<b>86,0</b>	<b>94,8</b>	<b>94,1</b>
<b>N° Eventos</b>	<b>18</b>	<b>12</b>	<b>28</b>	<b>24</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>23</b>

FUENTE: Estación agrometeorológica INIA–Remehue.

**ANEXO 2. Registro de evaporación (mm) diaria durante el período de muestreo.**

<b>EVAPORACION (mm)</b>							
<b>FECHA</b>	<b>ABRIL</b>	<b>MAYO</b>	<b>JUNIO</b>	<b>JULIO</b>	<b>AGOSTO</b>	<b>SEPTIEMBRE</b>	<b>OCTUBRE</b>
<b>1</b>	1,2	0,4	0,4	0,7	0,4	1,6	0,6
<b>2</b>	0,8	0,8	0,9	0,5	0,6	0,8	2,6
<b>3</b>	2,2	1,2	0,6	0,3	0,4	0,7	2,7
<b>4</b>	0,7	1,5	1,2	0,8	0,5	0,6	2,1
<b>5</b>	0,9	1,3	1,0	0,6	0,6	0,4	2,1
<b>6</b>	0,8	0,4	0,3	1,0	1,1	0,7	1,1
<b>7</b>	0,7	0,4	0,8	0,6	1,8	0,9	3,0
<b>8</b>	0,9	0,6	0,5	0,2	0,8	1,1	0,4
<b>9</b>	0,6	0,8	0,4	0,7	0,6	1,7	0,6
<b>10</b>	0,6	0,8	0,6	0,0	0,7	1,4	0,3
<b>11</b>	0,7	0,7	0,4	0,4	0,3	1,9	1,3
<b>12</b>	1,1	1,2	0,1	0,5	0,4	2,5	3,4
<b>13</b>	1,9	1,4	0,6	0,3	1,5	1,2	1,7
<b>14</b>	0,7	0,4	0,6	0,1	0,6	0,9	2,4
<b>15</b>	0,5	0,6	0,2	0,3	0,4	1,9	0,7
<b>16</b>	1,7	0,6	0,5	0,5	1,0	2,6	3,2
<b>17</b>	1,2	0,5	0,4	0,7	1,4	1,0	1,9
<b>18</b>	1,5	0,6	0,4	0,6	1,0	1,2	2,0
<b>19</b>	0,7	0,8	0,9	0,5	1,3	1,3	3,8
<b>20</b>	0,8	0,3	0,2	0,4	0,5	1,4	1,8
<b>21</b>	1,1	1,2	0,3	0,5	1,5	0,7	0,7
<b>22</b>	1,9	0,9	0,2	0,3	0,7	2,1	1,7
<b>23</b>	1,2	0,7	0,3	0,4	0,5	0,4	0,7
<b>24</b>	0,7	0,3	0,2	0,4	1,9	1,8	0,9
<b>25</b>	0,9	0,1	0,2	0,4	0,9	0,9	1,8
<b>26</b>	1,2	0,7	0,3	0,6	0,6	2,0	3,4
<b>27</b>	1,5	0,5	0,5	0,6	1,2	1,9	3,0
<b>28</b>	0,8	0,4	0,7	0,9	0,5	2,5	2,2
<b>29</b>	1,3	0,5	0,1	0,8	1,3	2,1	3,5
<b>30</b>	0,6	0,5	0,4	0,5	1,4	1,7	0,9
<b>31</b>		0,6		0,9	1,1		1,5
<b>ACUM.</b>	<b>31,4</b>	<b>21,7</b>	<b>14,2</b>	<b>16,0</b>	<b>27,5</b>	<b>41,9</b>	<b>58,0</b>

FUENTE: Estación agrometeorológica INIA-Remehue.

**ANEXO 3. Montos de precipitación (mm) y evaporación (mm) registrados durante el año 2004 del período de estudio y el promedio de 27 años.**

Mes	Precipitación (mm)		Evaporación (mm)	
	Año 2004	Promedio de 27 años	Año 2004	Promedio de 27 años
Enero	15,4	48,2	174,3	156,0
Febrero	29,8	44,1	159,9	124,2
Marzo	64,8	61,8	107,0	86,4
Abril	224,1	108,3	31,4	40,5
Mayo	19,1	184,0	21,7	21,9
Junio	337,6	196,8	14,2	15,3
Julio	173,7	182,9	16,0	17,3
Agosto	86,0	147,2	27,5	27,3
Septiembre	94,8	107,2	41,9	47,8
Octubre	94,1	84,8	58,0	80,2
Noviembre	90,9	63,3	106,4	106,4
Diciembre	46,5	49,7	134,1	143,0
<b>Total acumulado</b>	<b>1276,8</b>	<b>1278,3</b>	<b>892,4</b>	<b>866,3</b>

**ANEXO 4. Cálculo de drenaje diario (mm) (precipitación menos evaporación) durante el período de muestreo.**

<b>DRENAJE (mm)</b>							
<b>FECHA</b>	<b>ABRIL</b>	<b>MAYO</b>	<b>JUNIO</b>	<b>JULIO</b>	<b>AGOSTO</b>	<b>SEPTIEMBRE</b>	<b>OCTUBRE</b>
1	15,0	5,7	0,8	25,4	7,9	-1,6	1,9
2	82,5	-0,8	2,7	9,0	4,9	-0,8	-2,6
3	-2,1	-1,2	2,6	4,2	0,2	15,1	-2,7
4	15,0	-1,5	4,8	-0,7	-0,3	23,3	-2,1
5	14,5	-1,3	4,5	-0,6	-0,6	19,7	-2,1
6	8,2	-0,4	-0,2	-1,0	-1,1	5,1	-1,0
7	12,7	-0,4	5,7	0,3	-1,8	-0,8	1,3
8	-0,8	-0,6	16,3	19,4	-0,8	-0,6	5,2
9	-0,6	-0,1	0,2	-0,7	-0,6	-1,7	1,6
10	5,5	-0,8	-0,6	0,1	-0,7	-1,4	3,8
11	1,7	-0,7	-0,2	15,6	0,2	-1,9	-1,0
12	1,8	-1,2	1,0	19,0	15,6	-2,5	-3,4
13	0,5	-1,4	6,3	8,3	6,3	-1,2	-1,7
14	-0,2	-0,4	30,7	2,7	6,6	-0,9	-2,1
15	6,5	-0,6	0,5	-0,3	6,3	-1,9	6,2
16	-1,3	3,2	-0,5	-0,5	-1,0	12,0	-2,0
17	9,4	3,5	25,5	-0,6	-1,4	4,0	3,3
18	-1,5	0,4	22,2	13,0	-1,0	1,8	-1,8
19	8,8	-0,7	15,6	0,6	-1,3	-1,3	-3,8
20	7,9	-0,1	1,0	3,7	-0,5	-0,9	4,3
21	-1,0	-1,2	27,2	10,5	-1,5	0,9	5,8
22	-1,9	-0,9	4,2	9,2	0,3	-1,9	12,0
23	-1,2	-0,7	3,2	0,8	3,9	2,4	8,8
24	-0,7	-0,2	4,7	13,0	-1,9	-1,7	9,2
25	-0,9	0,3	0,5	4,4	-0,9	-0,4	-1,7
26	-1,2	-0,7	15,8	0,7	6,8	-1,7	-3,4
27	-1,5	-0,5	65,0	4,6	6,7	-1,9	-2,4
28	6,1	-0,4	21,5	-0,4	11,8	-2,5	-1,4
29	-1,3	0,6	1,4	-0,8	-1,3	-2,1	-3,4
30	12,8	0,9	41,0	-0,5	-1,2	-1,7	7,1
31		-0,4		-0,7	-1,1		4,2
<b>ACUM.</b>	<b>192,7</b>	<b>-2,6</b>	<b>323,4</b>	<b>157,7</b>	<b>58,5</b>	<b>52,9</b>	<b>36,1</b>

FUENTE: Estación agrometeorológica INIA – Remehue.

**ANEXO 5. Precipitación (mm) y drenaje (mm) acumulados por fecha de muestreo y porcentaje de agua drenada (%) en el período de evaluación.**

<b>Fecha</b>	<b>Precipitación (mm)</b>	<b>Drenaje (mm)</b>	<b>% Agua drenada</b>
12.04.04	5,8	2,1	36,2
28.04.04	43,2	27,5	63,7
12.05.04	20,2	8,2	40,6
26.05.04	9,6	0,5	5,2
09.06.04	46,2	37,6	81,4
23.06.04	141,8	136,1	96,0
07.07.04	193,4	186,5	96,4
21.07.04	96,5	90,8	94,1
04.08.04	50,7	43,0	84,8
18.08.04	38,2	26,0	68,1
01.09.04	33,2	19,3	58,1
15.09.04	66,2	49,5	74,8
29.09.04	28,6	6,7	23,4
<b>Total</b>	<b>773,6</b>	<b>633,8</b>	<b>81,9</b>

**ANEXO 6. Concentración promedio de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>) por fecha de muestreo (12 Abril al 29 Septiembre 2004).**

Tratamiento	Fecha	12.04.04	28.04.04	12.05.04	26.05.04	09.06.04	23.06.04
	Repetición	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
3,5 terneros ha <sup>-1</sup>		1,05	0,69	0,34	0,34	0,40	0,38
		0,82	0,59	0,44	0,54	0,44	0,28
		0,90	0,79	0,65	0,50	0,62	0,68
	<b>1</b>	<b>0,92</b>	<b>0,69</b>	<b>0,48</b>	<b>0,46</b>	<b>0,49</b>	<b>0,45</b>
		3,63	5,17	5,74	3,53	6,30	0,21
		2,50	1,77	1,66	1,22	0,64	0,17
		3,33	2,26	2,31	2,82	2,60	24,65
	<b>2</b>	<b>3,15</b>	<b>3,07</b>	<b>3,24</b>	<b>2,52</b>	<b>3,18</b>	<b>8,34</b>
		1,16	0,86	0,80	0,94	0,83	1,49
		1,13	0,82	0,61	0,48	0,46	0,29
		1,68	0,90	0,22	0,15	0,07	0,08
	<b>3</b>	<b>1,32</b>	<b>0,86</b>	<b>0,54</b>	<b>0,52</b>	<b>0,45</b>	<b>0,62</b>
	<b>Promedio</b>	<b>1,80 (a)</b>	<b>1,54 (a)</b>	<b>1,42 (a)</b>	<b>1,17 (a)</b>	<b>1,37 (a)</b>	<b>3,14 (a)</b>
<b>Error standard</b>	<b>0,69</b>	<b>0,76</b>	<b>0,91</b>	<b>0,68</b>	<b>0,90</b>	<b>2,60</b>	
5,0 terneros ha <sup>-1</sup>		0,98	5,67	6,08	4,92	3,52	3,00
		1,28	1,16	1,28	0,49	1,22	2,10
		1,26	1,04	0,67	0,84	0,84	0,66
	<b>1</b>	<b>1,18</b>	<b>2,62</b>	<b>2,68</b>	<b>2,08</b>	<b>1,86</b>	<b>1,92</b>
		0,36	0,26	0,21	0,21	0,26	0,54
		0,95	0,78	0,65	0,62	0,56	0,36
		2,26	3,35	3,48	2,85	3,52	15,41
	<b>2</b>	<b>1,19</b>	<b>1,46</b>	<b>1,44</b>	<b>1,23</b>	<b>1,45</b>	<b>5,43</b>
		1,56	1,23	1,15	1,03	1,04	1,05
		0,67	2,45	2,09	1,86	1,70	0,87
		3,73	3,41	2,26	2,14	1,76	0,76
	<b>3</b>	<b>1,99</b>	<b>2,36</b>	<b>1,84</b>	<b>1,68</b>	<b>1,50</b>	<b>0,90</b>
	<b>Promedio</b>	<b>1,45 (a)</b>	<b>2,15 (a)</b>	<b>1,99 (a)</b>	<b>1,66 (a)</b>	<b>1,60 (a)</b>	<b>2,75 (a)</b>
<b>Error standard</b>	<b>0,27</b>	<b>0,35</b>	<b>0,36</b>	<b>0,25</b>	<b>0,13</b>	<b>1,37</b>	

Letras distintas entre paréntesis en columnas, denotan diferencias estadísticamente significativas (P≤0,05).

## Continuación Anexo 6.

Tratamiento	Fecha	07.07.04	21.07.04	04.08.04	18.08.04	01.09.04	15.09.04	29.09.04
	Repetición	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
3,5 terneros ha <sup>-1</sup>		0,26	0,40	1,14	1,87	2,04	5,95	5,31
		0,29	0,32	0,38	0,41	0,36	0,29	0,15
		1,11	0,74	0,50	0,58	0,57	0,63	0,99
	<b>1</b>	<b>0,55</b>	<b>0,49</b>	<b>0,67</b>	<b>0,95</b>	<b>0,99</b>	<b>2,29</b>	<b>2,15</b>
		11,86	3,68	0,95	1,40	1,24	1,25	1,25
		0,28	0,19	0,42	0,65	0,76	0,79	0,96
		0,62	0,96	1,14	1,14	0,70	1,80	0,91
	<b>2</b>	<b>4,25</b>	<b>1,61</b>	<b>0,84</b>	<b>1,06</b>	<b>0,90</b>	<b>1,28</b>	<b>1,04</b>
		0,26	0,27	0,27	0,24	0,12	0,24	0,16
		0,17	0,18	0,14	0,11	0,04	0,05	0,02
	0,05	0,03	0,18	0,10	0,05	0,32	0,46	
<b>3</b>	<b>0,16</b>	<b>0,16</b>	<b>0,19</b>	<b>0,15</b>	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>	<b>0,21</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>1,66 (a)</b>	<b>0,75 (a)</b>	<b>0,57 (a)</b>	<b>0,72 (a)</b>	<b>0,65 (a)</b>	<b>1,26 (a)</b>	<b>1,13 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>1,30</b>	<b>0,44</b>	<b>0,19</b>	<b>0,29</b>	<b>0,29</b>	<b>0,60</b>	<b>0,56</b>
5,0 terneros ha <sup>-1</sup>		10,96	24,53	25,87	48,03	66,88	38,73	31,03
		13,63	15,96	14,70	13,75	18,21	7,59	4,67
		0,46	0,40	0,55	0,49	0,36	0,45	0,26
	<b>1</b>	<b>8,35</b>	<b>13,63</b>	<b>13,71</b>	<b>20,76</b>	<b>28,48</b>	<b>15,59</b>	<b>11,99</b>
		0,15	0,14	0,18	0,13	0,01	0,04	0,01
		0,28	0,25	0,28	0,13	0,01	0,07	0,02
		17,98	18,28	21,06	19,36	28,16	19,34	17,97
	<b>2</b>	<b>6,13</b>	<b>6,22</b>	<b>7,17</b>	<b>6,54</b>	<b>9,40</b>	<b>6,48</b>	<b>6,00</b>
		0,46	0,69	0,64	0,36	0,39	0,46	0,51
		0,55	0,38	0,15	0,14	0,28	0,04	0,03
	0,58	1,01	1,33	1,53	0,54	1,74	1,24	
<b>3</b>	<b>0,53</b>	<b>0,69</b>	<b>0,70</b>	<b>0,68</b>	<b>0,40</b>	<b>0,74</b>	<b>0,59</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>5,01 (a)</b>	<b>6,85 (a)</b>	<b>7,19 (b)</b>	<b>9,32 (b)</b>	<b>12,76 (b)</b>	<b>7,61 (b)</b>	<b>6,19 (b)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>2,33</b>	<b>3,75</b>	<b>3,75</b>	<b>5,96</b>	<b>8,28</b>	<b>4,32</b>	<b>3,29</b>

Letras distintas entre paréntesis en columnas, denotan diferencias estadísticamente significativas ( $P \leq 0,05$ ).



**ANEXO 7. Cantidad de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (kg ha<sup>-1</sup>) lixiviado por fecha de muestreo  
(12 Abril al 29 Septiembre 2004).**

Tratamiento	Fecha	12.04.04	28.04.04	12.05.04	26.05.04	09.06.04	23.06.04
	Drenaje (mm)	2,10	27,50	8,20	0,50	37,60	136,10
	Repetición	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha
3,5 terneros ha <sup>-1</sup>		0,02	0,24	0,04	0,00	0,14	0,53
		0,02	0,19	0,04	0,00	0,18	0,49
		0,02	0,23	0,06	0,00	0,21	0,89
	<b>1</b>	<b>0,02</b>	<b>0,22</b>	<b>0,05</b>	<b>0,00</b>	<b>0,18</b>	<b>0,64</b>
		0,08	1,21	0,45	0,02	1,85	4,43
		0,05	0,59	0,14	0,01	0,35	0,55
		0,07	0,77	0,19	0,01	1,02	18,54
	<b>2</b>	<b>0,07</b>	<b>0,86</b>	<b>0,26</b>	<b>0,01</b>	<b>1,07</b>	<b>7,84</b>
		0,02	0,28	0,07	0,00	0,33	1,58
		0,02	0,27	0,06	0,00	0,18	0,51
		0,04	0,35	0,05	0,00	0,04	0,10
<b>3</b>	<b>0,03</b>	<b>0,30</b>	<b>0,06</b>	<b>0,00</b>	<b>0,18</b>	<b>0,73</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,04 (a)</b>	<b>0,46 (a)</b>	<b>0,12 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>	<b>0,48 (a)</b>	<b>3,07 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,01</b>	<b>0,20</b>	<b>0,07</b>	<b>0,00</b>	<b>0,30</b>	<b>2,39</b>
5,0 terneros ha <sup>-1</sup>		0,02	0,92	0,48	0,03	1,59	4,44
		0,03	0,34	0,10	0,00	0,32	2,26
		0,03	0,32	0,07	0,00	0,32	1,02
	<b>1</b>	<b>0,02</b>	<b>0,52</b>	<b>0,22</b>	<b>0,01</b>	<b>0,74</b>	<b>2,57</b>
		0,01	0,09	0,02	0,00	0,09	0,54
		0,02	0,24	0,06	0,00	0,22	0,63
		0,05	0,77	0,28	0,02	1,20	12,88
	<b>2</b>	<b>0,03</b>	<b>0,37</b>	<b>0,12</b>	<b>0,01</b>	<b>0,50</b>	<b>4,68</b>
		0,03	0,38	0,10	0,01	0,39	1,42
		0,01	0,43	0,19	0,01	0,67	1,75
		0,08	0,98	0,23	0,01	0,73	1,72
<b>3</b>	<b>0,04</b>	<b>0,60</b>	<b>0,17</b>	<b>0,01</b>	<b>0,60</b>	<b>1,63</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,03 (a)</b>	<b>0,50 (a)</b>	<b>0,17 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>	<b>0,61 (a)</b>	<b>2,96 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,01</b>	<b>0,07</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>0,07</b>	<b>0,90</b>

Letras distintas entre paréntesis en columnas, denotan diferencias estadísticamente significativas ( $P \leq 0,05$ ).

## Continuación Anexo 7.

Tratamiento	Fecha	07.07.04	21.07.04	04.08.04	18.08.04	01.09.04	15.09.04	29.09.04
	Drenaje (mm)	186,50	90,80	43,00	26,00	19,30	49,50	6,70
	Repetición	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha
3,5 terneros ha <sup>-1</sup>		0,60	0,30	0,33	0,39	0,38	1,98	0,38
		0,53	0,28	0,15	0,10	0,07	0,16	0,01
		1,67	0,84	0,27	0,14	0,11	0,30	0,05
	<b>1</b>	<b>0,93</b>	<b>0,47</b>	<b>0,25</b>	<b>0,21</b>	<b>0,19</b>	<b>0,81</b>	<b>0,15</b>
		11,26	7,06	0,99	0,31	0,26	0,62	0,08
		0,42	0,21	0,13	0,14	0,14	0,38	0,06
		23,57	0,72	0,45	0,30	0,18	0,62	0,09
	<b>2</b>	<b>11,75</b>	<b>2,66</b>	<b>0,53</b>	<b>0,25</b>	<b>0,19</b>	<b>0,54</b>	<b>0,08</b>
		1,63	0,24	0,12	0,07	0,04	0,09	0,01
		0,43	0,16	0,07	0,03	0,01	0,02	0,00
	0,12	0,04	0,05	0,04	0,01	0,09	0,03	
<b>3</b>	<b>0,73</b>	<b>0,15</b>	<b>0,08</b>	<b>0,04</b>	<b>0,02</b>	<b>0,07</b>	<b>0,01</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>4,47 (a)</b>	<b>1,09 (a)</b>	<b>0,28 (a)</b>	<b>0,17 (a)</b>	<b>0,13 (a)</b>	<b>0,47 (a)</b>	<b>0,08 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>3,64</b>	<b>0,79</b>	<b>0,13</b>	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>	<b>0,22</b>	<b>0,04</b>
5,0 terneros ha <sup>-1</sup>		13,02	16,11	10,84	9,61	11,09	26,14	2,34
		14,67	13,43	6,59	3,70	3,08	6,39	0,41
		1,05	0,39	0,20	0,13	0,08	0,20	0,02
	<b>1</b>	<b>9,58</b>	<b>9,98</b>	<b>5,88</b>	<b>4,48</b>	<b>4,75</b>	<b>10,91</b>	<b>0,92</b>
		0,64	0,13	0,07	0,04	0,01	0,01	0,00
		0,59	0,24	0,11	0,05	0,01	0,02	0,00
		31,13	16,46	8,46	5,25	4,59	11,76	1,25
	<b>2</b>	<b>10,79</b>	<b>5,61</b>	<b>2,88</b>	<b>1,78</b>	<b>1,54</b>	<b>3,93</b>	<b>0,42</b>
		1,41	0,52	0,29	0,13	0,07	0,21	0,03
		1,33	0,43	0,11	0,04	0,04	0,08	0,00
	1,25	0,72	0,50	0,37	0,20	0,57	0,10	
<b>3</b>	<b>1,33</b>	<b>0,56</b>	<b>0,30</b>	<b>0,18</b>	<b>0,10</b>	<b>0,28</b>	<b>0,04</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>7,23 (a)</b>	<b>5,38 (a)</b>	<b>3,02 (a)</b>	<b>2,15 (b)</b>	<b>2,13 (b)</b>	<b>5,04 (b)</b>	<b>0,46 (b)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>2,97</b>	<b>2,72</b>	<b>1,61</b>	<b>1,25</b>	<b>1,37</b>	<b>3,12</b>	<b>0,25</b>

Letras distintas entre paréntesis en columnas, denotan diferencias estadísticamente significativas ( $P \leq 0,05$ ).

**ANEXO 8. Concentración promedio de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg L<sup>-1</sup>) por fecha de muestreo (12 Abril al 29 Septiembre 2004).**

Tratamiento	Fecha	12.04.04	28.04.04	12.05.04	26.05.04	09.06.04	23.06.04
	Repetición	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
3,5 terneros ha 1		0,05	0,07	0,06	0,12	0,00	0,03
		0,05	0,06	0,05	0,09	0,10	0,10
		0,08	0,05	0,07	0,05	0,01	0,02
	<b>1</b>	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>	<b>0,09</b>	<b>0,04</b>	<b>0,05</b>
		0,03	0,09	0,06	0,12	0,02	0,01
		0,04	0,06	0,06	0,10	0,00	0,00
		0,07	0,05	0,04	0,06	0,01	0,01
	<b>2</b>	<b>0,05</b>	<b>0,07</b>	<b>0,05</b>	<b>0,09</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>
		0,05	0,06	0,04	0,05	0,01	0,00
		0,04	0,06	0,03	0,13	0,00	0,00
		0,04	0,06	0,01	0,14	0,04	0,00
<b>3</b>	<b>0,05</b>	<b>0,06</b>	<b>0,02</b>	<b>0,10</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,05 (a)</b>	<b>0,06 (a)</b>	<b>0,04 (a)</b>	<b>0,09 (a)</b>	<b>0,02 (a)</b>	<b>0,02 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>
5,0 terneros ha 1		0,05	0,06	0,05	0,14	0,00	0,00
		0,03	0,04	0,26	0,13	0,02	0,00
		0,04	0,05	0,26	0,12	0,01	0,00
	<b>1</b>	<b>0,04</b>	<b>0,05</b>	<b>0,19</b>	<b>0,13</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>
		0,03	0,05	0,22	0,03	0,01	0,00
		0,03	0,06	0,20	0,05	0,00	0,01
		0,05	0,04	0,17	0,06	0,01	0,01
	<b>2</b>	<b>0,04</b>	<b>0,05</b>	<b>0,20</b>	<b>0,05</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>
		0,05	0,06	0,15	0,01	0,02	0,01
		0,00	0,05	0,14	0,02	0,02	0,01
		3,88	1,43	0,72	0,13	0,06	0,01
<b>3</b>	<b>1,31</b>	<b>0,51</b>	<b>0,34</b>	<b>0,05</b>	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,46 (a)</b>	<b>0,20 (a)</b>	<b>0,24 (a)</b>	<b>0,08 (a)</b>	<b>0,02 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,42</b>	<b>0,15</b>	<b>0,05</b>	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>

Letras iguales entre paréntesis en columnas, no denotan diferencias estadísticamente significativas ( $P \geq 0,05$ ).

## Continuación Anexo 8.

Tratamiento	Fecha	07.07.04	21.07.04	04.08.04	18.08.04	01.09.04	15.09.04	29.09.04
	Repetición	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
3,5 terneros ha <sup>1</sup>		0,04	0,04	0,00	0,00	0,04	0,04	0,04
		0,01	0,04	0,00	0,00	0,05	0,04	0,13
		0,01	0,01	0,00	0,00	0,04	0,04	0,14
	<b>1</b>	<b>0,02</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,04</b>	<b>0,04</b>	<b>0,10</b>
		0,01	0,00	0,00	0,00	0,13	0,13	0,23
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,04	0,22
		0,00	0,01	0,00	0,00	0,05	0,05	0,14
	<b>2</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,08</b>	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,16	0,17
		0,03	0,00	0,00	0,00	0,05	0,16	0,11
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,05	0,05	
<b>3</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,05</b>	<b>0,12</b>	<b>0,11</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,01 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,05 (a)</b>	<b>0,08 (a)</b>	<b>0,14 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,03</b>
5,0 terneros ha <sup>1</sup>		0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,07	0,17
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,05	0,16
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,09	0,12
	<b>1</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,13</b>	<b>0,07</b>	<b>0,15</b>
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,05	0,16
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,11	0,08
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,09	0,13
	<b>2</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,10</b>	<b>0,08</b>	<b>0,12</b>
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,09	0,08
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,12	0,17
	0,02	0,00	0,00	0,00	0,03	0,04	0,01	
<b>3</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,04</b>	<b>0,08</b>	<b>0,08</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,09 (a)</b>	<b>0,08 (a)</b>	<b>0,12 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>

Letras iguales entre paréntesis en columnas, no denotan diferencias estadísticamente significativas ( $P \geq 0,05$ ).

**ANEXO 9. Cantidad de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (kg ha<sup>-1</sup>) lixiviado por fecha de muestreo  
(12 Abril al 29 Septiembre 2004).**

Tratamiento	Fecha	12.04.04	28.04.04	12.05.04	26.05.04	09.06.04	23.06.04
	Drenaje (mm)	2,10	27,50	8,20	0,50	37,60	136,10
	Repetición	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha
3,5 terneros ha <sub>1</sub>		0,00	0,02	0,01	0,00	0,02	0,02
		0,00	0,01	0,00	0,00	0,03	0,13
		0,00	0,02	0,00	0,00	0,01	0,02
	<b>1</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>	<b>0,06</b>
		0,00	0,02	0,01	0,00	0,03	0,02
		0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00
		0,00	0,02	0,00	0,00	0,01	0,01
	<b>2</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>
		0,00	0,02	0,00	0,00	0,01	0,01
		0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00
	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03	0,03	
<b>3</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,02 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,02 (a)</b>	<b>0,03 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>
5,0 terneros ha <sub>1</sub>		0,00	0,02	0,00	0,00	0,03	0,00
		0,00	0,01	0,01	0,00	0,03	0,01
		0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01
	<b>1</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>
		0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00
		0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01
		0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01
	<b>2</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>
		0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,02
		0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02
	0,08	0,73	0,09	0,00	0,04	0,04	
<b>3</b>	<b>0,03</b>	<b>0,25</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>	<b>0,03</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,01 (a)</b>	<b>0,09 (a)</b>	<b>0,02 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,02 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,01</b>	<b>0,08</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>

Letras iguales entre paréntesis en columnas, no denotan diferencias estadísticamente significativas ( $P \geq 0,05$ ).

## Continuación Anexo 9.

Tratamiento	Fecha	07.07.04	21.07.04	04.08.04	18.08.04	01.09.04	15.09.04	29.09.04
	Drenaje (mm)	186,50	90,80	43,00	26,00	19,30	49,50	6,70
	Repetición	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha
3,5 terneros ha <sup>1</sup>		0,07	0,04	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00
		0,10	0,02	0,01	0,00	0,00	0,02	0,01
		0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01
	<b>1</b>	<b>0,07</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>
		0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,06	0,01
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01
		0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01
	<b>2</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,04</b>	<b>0,01</b>
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,01
		0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,05	0,01
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	
<b>3</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,04</b>	<b>0,01</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,03 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>	<b>0,03 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>
5,0 terneros ha <sup>1</sup>		0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,06	0,01
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,05	0,01
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01
	<b>1</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,05</b>	<b>0,01</b>
		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01
		0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,01
		0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,07	0,01
	<b>2</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,04</b>	<b>0,01</b>
		0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01
		0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,04	0,01
	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	
<b>3</b>	<b>0,02</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>	
	<b>Promedio</b>	<b>0,01 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,00 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>	<b>0,04 (a)</b>	<b>0,01 (a)</b>
	<b>Error standard</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>

Letras iguales entre paréntesis en columnas, no denotan diferencias estadísticamente significativas ( $P \geq 0,05$ ).

**ANEXO 10. Peso (g) y composición botánica (% bps) de especies de la pradera por tratamiento (Evaluación 28 Octubre 2004).**

Tratamientos	Muestra	Peso (g)				
		BI	TB	OG	MHA	Sum
3,5 terneros ha <sup>-1</sup>	1	74	0	14	5	93
	2	52	4	34	8	98
	3	64	6	27	3	100
	<b>Promedio</b>	<b>63,3</b>	<b>3,3</b>	<b>25</b>	<b>5,3</b>	<b>97</b>
5,0 terneros ha <sup>-1</sup>	1	28	15	25	22	90
	2	71	5	18	6	100
	3	49	2	35	9	95
	<b>Promedio</b>	<b>49,3</b>	<b>7,3</b>	<b>26,0</b>	<b>12,3</b>	<b>95</b>

Tratamientos	Muestra	% bps				
		BI	TB	OG	MHA	%
3,5 terneros ha <sup>-1</sup>	1	79,6	0,0	15,1	5,4	
	2	53,1	4,1	34,7	8,2	
	3	64	6,0	27,0	3,0	
	<b>Promedio</b>	<b>65,5</b>	<b>3,4</b>	<b>25,6</b>	<b>5,5</b>	<b>100</b>
5,0 terneros ha <sup>-1</sup>	1	31,1	16,7	27,8	24,4	
	2	71,0	5,0	18,0	6,0	
	3	51,6	2,1	36,8	9,5	
	<b>Promedio</b>	<b>51,2</b>	<b>7,9</b>	<b>27,5</b>	<b>13,3</b>	<b>100</b>

BI = Ballica inglesa.

TB = Trébol blanco.

OG = Otras gramíneas.

MHA = Malezas de hoja ancha.