

UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
ESCUELA DE AGRONOMIA

**Efecto de la carga animal sobre las pérdidas de P-fosfato y
N-nitrato por escurrimiento superficial y subsuperficial en
praderas permanentes de producción de carne bovina en un
suelo trumao de la Décima Región de los Lagos**

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

Christian Rubén Cayul Yévenes

VALDIVIA CHILE
2007

PROFESOR PATROCINANTE

Dante Pinochet T. -----

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

Universidad Austral de Chile

PROFESOR COPATROCINANTE

Marta Alfaro V. -----

Ing. Agr., Ph. D.

Instituto de Investigación Agropecuaria INIA

PROFESOR INFORMANTE

Francisco Salazar S. -----

Ing. Agr., Ph. D.

Instituto de Investigación Agropecuaria INIA

INSTITUTO DE INGENIERÍA AGRARIA Y SUELO EN COLABORACIÓN CON
EL INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN AGROPECUARIA INIA-REMEHUE

**Investigación financiada por la International Foundation for Science Grant,
(IFS) W/3550-1**

AGRADECIMIENTOS

A Dios, fortaleza espiritual de mi vida.

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento y admiración a mis padres, Rubén Cayul y Bernardita Yévenes, por su apoyo incondicional. Sin duda alguna, este logro es gracias a ellos. Muchas gracias.

A mis hermanos Rodrigo y Felipe, por estar siempre junto a mí demostrándome complicidad y el inmenso cariño que nos une.

Agradecimientos especiales a mis profesores Dante Pinochet, Marta Alfaro y Francisco Salazar, por la confianza que depositaron en mí desde el comienzo, por su preocupación, apoyo y orientación en todo momento y, sobre todo, por la excelente calidad humana y paciencia en la finalización de mi trabajo.

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

A todos aquellos profesores, familiares y amigos que de una u otra forma hicieron parte de mi trabajo y de mi vida en la Universidad.

A mi Universidad Austral de Chile, porque en verdad fueron muchos los valores y enseñanzas que en ella obtuve.

INDICE DE MATERIAS

Capítulo		Página
1	INTRODUCCIÓN	1
2	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	3
2.1	Los sistemas ganaderos y su importancia como contaminante en cursos de agua superficiales	3
2.2	Movimiento del agua en el suelo	4
2.3.	Carga animal	5
2.3.1	Sistemas de pastoreo en franjas	6
2.4	Fósforo en los sistemas agrícolas	7
2.4.1	Dinámica del fósforo en el suelo	7
2.4.2	Modelo conceptual que describe la transferencia del fósforo	8
2.4.3	Formas de fósforo en pérdidas por escurrimiento	9
2.4.4	Mecanismo de transferencia de fósforo	9
2.4.5	Pérdidas de fósforo	11
2.4.5.1	Fertilización fosforada	11
2.4.5.2	Contenido de fósforo en el suelo	11
2.4.6	Estudios nacionales relacionados a las pérdidas de fósforo por escurrimiento	13
2.4.7	Estudios internacionales relacionados a las pérdidas de fósforo por escurrimiento	13
2.4.8	Minimizar las pérdidas de fósforo en la agricultura	16
2.4.9	Impacto ambiental del escurrimiento del fósforo	17
2.5	Nitrógeno en los sistemas agrícolas	18
2.5.1	Dinámica del nitrógeno en el suelo	18
2.5.2	Formas de nitrógeno en pérdidas por escurrimiento	19

Capítulo		Página
2.5.3	Mecanismo de transferencia del nitrógeno	19
2.5.4	Factores que conducirán a las pérdidas de nitrógeno	20
2.5.4.1	Fertilización	20
2.5.4.2	Ingreso de nitrógeno vía animal	21
2.5.4.3	Precipitación	21
2.5.5	Estudios nacionales relacionados a las pérdidas de nitrógeno por escurrimiento	22
2.5.6	Estudios internacionales relacionados a las pérdidas de nitrógeno por escurrimiento	23
2.5.7	Impacto ambiental del escurrimiento del nitrógeno	25
3	MATERIAL Y MÉTODO	26
3.1	Ubicación del ensayo	26
3.2	Duración del ensayo	26
3.3	Material experimental	26
3.3.1	Pradera	26
3.3.2	Animales	26
3.3.3	Fertilización	27
3.3.4	Características climáticas de la zona	27
3.3.5	Características del suelo	27
3.4	Método experimental	28
3.4.1	Establecimiento del ensayo	28
3.4.2	Tratamientos	28
3.4.3	Confección e instalación de los lisímetros	29
3.4.4	Recolección y almacenaje de las muestras colectadas desde los lisímetros	31
3.5	Evaluaciones	31
3.5.1	Determinación de la precipitación y evaporación	31

Capítulo		Página
3.52	Determinación de la proporción de suelo descubierto	31
3.5.3	Determinación de las concentraciones de P-fosfato y N-nitrato	31
3.5.3.1	Determinación de P-fosfato por el método del ácido ascórbico	31
3.5.3.2	Determinación de N-nitrato por nitrificación del ácido salicílico	32
3.5.4	Determinación de las pérdidas de P-fosfato y N-nitrato	32
3.6	Análisis estadístico	32
4	PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	33
4.1	Evaluación de las precipitaciones acumuladas y escurrimiento durante el periodo de evaluación	33
4.2	Evaluación de la concentración de P-fosfato por escurrimiento	36
4.3	Evaluación de las pérdidas de P-fosfato por escurrimiento	43
4.4	Evaluación de la concentración de N-nitrato por escurrimiento	48
4.5	Evaluación de las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento	54
5	CONCLUSIONES	58
6	RESUMEN	60
	SUMMARY	62
7	BIBLIOGRAFIA	63
	ANEXOS	71

INDICE DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Escurrimiento superficial y subsuperficial ($L\ ha^{-1}$) por tratamiento (e.e.m)	33
2	Concentración promedio de P-fosfato por escurrimiento superficial y subsuperficial ($mg\ L^{-1}\ periodo^{-1}$) por tratamiento (e.e.m)	36
3	Pérdidas de P-fosfato ($g\ ha^{-1}\ periodo^{-1}$) por escurrimiento superficial y subsuperficial por tratamiento (e.e.m)	43
4	Concentración promedio de N-nitrato por escurrimiento superficial y subsuperficial ($mg\ L^{-1}\ periodo^{-1}$) por tratamiento (e.e.m)	48
5	Pérdidas de N-nitrato ($g\ ha^{-1}\ periodo^{-1}$) por escurrimiento superficial y subsuperficial por tratamiento (e.e.m)	54

INDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Transferencias difusas de fósforo desde sistemas agrícolas	8
2	Esquema de (a) Lisímetro experimental del ensayo (b) repeticiones del lisímetro	29
3	Esquema del lisímetro experimental	30
4	Variación mensual de las precipitaciones acumuladas ($L\ m^{-2}\ periodo^{-1}$) y escurrimiento superficial promedio ($L\ m^{-2}$) para el periodo abril-octubre del 2004 (e.e.m $\leq 0,002$)	34
5	Variación mensual de las precipitaciones acumuladas ($L\ m^{-2}\ periodo^{-1}$) y escurrimiento subsuperficial promedio ($L\ m^{-2}$) para el periodo abril-octubre del 2004 (e.e.m $\leq 0,00003$)	35
6	Esquema de (a) pastoreo de los animales sobre lisímetros y (b) manchas de fecas sobre el lisímetro producto del reciclaje animal	38
7	Concentración promedio mensual de P-fosfato ($mg\ L^{-1}$) por (a) escurrimiento superficial y (b) subsuperficial por tratamiento (e.e.m)	41
8	Pérdida de P-fosfato ($g\ ha^{-1}\ periodo^{-1}$) por (a) escurrimiento superficial (e.e.m $\leq 0,07$) y (b) subsuperficial por tratamiento (e.e.m $\leq 0,01$)	45
9	Efecto de la carga animal sobre la proporción de suelo descubierto (%) por tratamiento (e.e.m)	47
10	Concentración promedio mensual de N-nitrato ($mg\ L^{-1}$) por (a) escurrimiento superficial y (b) subsuperficial por tratamiento (e.e.m)	51

Figura	Página
11 Pérdida de N-nitrato ($\text{g ha}^{-1} \text{ periodo}^{-1}$) por (a) escurrimiento superficial ($\text{e.e.m} \leq 1,19$) y (b) subsuperficial por tratamiento ($\text{e.e.m} \leq 0,01$)	55

INDICE DE ANEXOS

Anexo		Página
1	Análisis químico (0-10 cm) del suelo inicial y final por tratamiento	72
2	Análisis químico (0-20 cm) del suelo inicial y final por tratamiento	73
3	Registro de las precipitaciones diarias (mm) durante el período de muestreo	74
4	Registro de la evaporación diaria (mm) durante el periodo de muestreo	75
5	Andeva del escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	76
6	Andeva del escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	76
7	Andeva para la concentración de P-fosfato por escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	76
8	Andeva para la concentración de P-fosfato por escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	77
9	Andeva para las pérdidas de P-fosfato por escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	77
10	Andeva para las pérdidas de P-fosfato por escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	77

Anexo		Página
11	Andeva para la concentración de N-nitrato por escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	78
12	Andeva para la concentración de N-nitrato por escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	78
13	Andeva para las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	78
14	Andeva para las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha ⁻¹ y 5,0 terneros ha ⁻¹	79

1 INTRODUCCION

En países como Nueva Zelanda y aquellos de Europa Occidental, debido a su intensificación, la agricultura ha llegado a ser la fuente de contaminación difusa más importante hacia cursos de aguas superficiales. Ello se debe a los elevados niveles de sedimentos y nutrientes que ingresan a las aguas. Así, estudios internacionales han mostrado que los dos nutrientes que generan la mayor preocupación, en sistemas ganaderos intensivos, por escurrimiento son el Fósforo (P) y Nitrógeno (N), siendo la causa principal de la eutroficación de los cuerpos de agua receptores y el mayor riesgo para la salud humana, respectivamente.

En la última década, los sistemas pecuarios orientados a producción de carne en el sur de Chile se han intensificado, a través de un mayor uso de fertilizantes fosforados y nitrogenados. Con ello, la cantidad de nutrientes aplicados por hectárea ha aumentado. También se ha registrado un incremento de la carga animal, observándose un mayor deterioro sobre la pradera en períodos de alta precipitación, lo cual podría incidir en las pérdidas de suelo por erosión y el consecuente escurrimiento de sedimentos y nutrientes.

A pesar de la importancia del rubro pecuario en el sur de Chile, existe poca información y evidencia experimental del impacto ambiental de esta actividad, en especial sobre cursos de agua, adoleciéndose de evaluaciones en condiciones de campo, que relacionen animales bajo pastoreo y pérdidas de nutrientes por escurrimiento, a pesar de que los ríos y lagos de la zona sur son además la base de otras actividades económicas de importancia, como la acuicultura y el turismo.

En el presente trabajo se postula como hipótesis que el aumento de la carga animal en sistemas intensivos de producción de carne de 3,5 a 5,0 terneros ha^{-1} , resulta en una mayor pérdida de P y N por escurrimiento superficial y subsuperficial.

Para probar la hipótesis anterior se establecieron los siguientes objetivos:

Objetivo general:

Evaluar el efecto de la carga animal sobre las pérdidas de P-fosfato y N-nitrato por escurrimiento superficial y subsuperficial en una pradera permanente del llano central de la Provincia de Osorno.

Objetivos específicos:

Estimar los volúmenes de agua movilizados por escurrimiento en una pradera permanente de la Décima Región.

Evaluar el efecto del incremento de la carga animal, en las concentraciones de P-fosfato y N-nitrato por escurrimiento en praderas bajo condición de pastoreo.

Evaluar las pérdidas de P-fosfato y N-nitrato por escurrimiento superficial y subsuperficial desde sistemas intensivos de producción de carne bajo distintas cargas animales.

2 REVISION BIBLIOGRAFICA

2.1 Los sistemas ganaderos y su importancia como contaminante en cursos de aguas superficiales

En países desarrollados, la producción agropecuaria es considerada como una de las principales actividades productivas responsables de la contaminación difusa de cursos de agua superficiales, siendo el Fósforo (P) y Nitrógeno (N) los dos nutrientes que generan la mayor preocupación, debido a que son la causa principal de la eutroficación de los cuerpos de agua receptores y el mayor riesgo para la salud humana respectivamente. Esto debido a que el pastoreo es una actividad de alto potencial contaminante, debido al alto retorno de nutrientes devueltos a la pradera producto del reciclaje animal. Así entre el 60 y 99% de los nutrientes ingeridos por los animales es devuelto a la pradera en forma de orina y fecas (HAYNES y WILLIAMS, 1993).

Estudios realizados en países de Europa occidental han estimado que entre un 27 y 38% del P y un 37 y 82% del N que llegan a cursos de aguas superficiales provienen de actividades agropecuarias (ISERMANN, 1990).

La contaminación difusa puede ser definida como la introducción de contaminantes a un curso de agua superficial o subterráneo, a través de vías indirectas y desde fuentes que no es posible establecer con exactitud, siendo muy difícil encontrar a los responsables directos (CARPENTER *et al.*, 1998).

Según PINOCHET (2000a), los elementos contaminantes de las aguas superficiales y profundas, corresponden principalmente a los sedimentos y compuestos en solución que son acarreados por el escurrimiento superficial de las aguas fuera del suelo y por la percolación de las aguas que moviliza en el

flujo de masas compuestas a través de los suelos. En donde las principales causas a este problema son la contaminación relacionada con el ciclo interno y el manejo de los nutrientes en el sistema suelo y a la salida de compuestos orgánicos (fertilizantes orgánicos) utilizados en la agricultura.

En el sur de Chile, en esta última década, los sistemas pecuarios se han intensificado a través de un mayor uso de fertilizantes nitrogenados y fosforados y con ello la cantidad de nutrientes aplicados por hectárea ha aumentado. También se ha registrando un incremento de la carga animal y de la frecuencia de utilización de la pradera, observándose un mayor deterioro de la pradera en periodos de alta precipitación. Ello podría incidir en las pérdidas de suelo por erosión y el consecuente arrastre de sedimentos. Lo anterior supone que un manejo más intensivo produciría efectos adversos en la calidad de los cursos de agua superficiales cercanos a los sitios de pastoreo, aunque esto recién comienza a evaluarse nacionalmente (ALFARO y SALAZAR, 2005).

2.2 Movimiento del agua en los suelos

La hidrología del suelo es el principal factor que afecta al comportamiento de los nutrientes y otros compuestos químicos en relación con los problemas de contaminación de la calidad de las aguas (Pionke *et al.*, 1996, citado por PINOCHET 2000a).

Los dos procesos principales causados por la precipitación incidente en un sitio determinado son la percolación, o el flujo a través del perfil del suelo, y el escurrimiento superficial. La distribución proporcional del movimiento del agua a través de estos procesos depende de la pendiente del terreno, la tasa de infiltración en los suelos y la intensidad y duración de los eventos de lluvia y evidentemente, el manejo del riego (PINOCHET 2000a).

2.3 Carga animal. La carga animal se refiere al número de unidades animales pastoreando una superficie conocida y por un tiempo definido a través del año. Muchas veces el término es impreciso, ya que no especifica la unidad de tiempo ni el tipo de animal, especialmente el peso. Por eso, es recomendable expresarlo en una unidad común, la cual es la unidad animal (UA), que se refiere a un equivalente de 500 kg de peso vivo (RUIZ ,1988).

La carga animal constituye uno de los factores más importantes en la explotación pecuaria a causa de su influencia sobre la producción de materia seca y ganancia de peso del ganado (GOIC y TEUBER, 1987).

Por su parte GOIC y ROJAS (2004), señalan al respecto que la carga animal, está directamente relacionada al tamaño y edad del animal, y la productividad de la pradera, considerando que hay variaciones importantes de la producción anual y estacional de la pradera, como también son diferentes las tasas de crecimiento mensuales, motivo por el cual no hay reglas fijas al respecto. De manera coincidente RUIZ (1988), menciona que 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.

2.3.1 Sistemas de pastoreo en franjas. La estrategia más conveniente para producir carne o leche en la zona sur se basa en la utilización de praderas de alta producción mediante pastoreos eficientes. Esta técnica bien dirigida, permite cosechar el forraje sin afectar la persistencia y rendimiento de la pradera (PONCE, 2000).

En predios orientados a la producción de carne, se ha llegado a proponer sistemas intensivos, en que la rotación del sector en pastoreo se realiza de manera diaria en vez de los siete días utilizados tradicionalmente. Esta modalidad ha logrado los mejores resultados productivos, pero ha generado efectos adversos sobre la longevidad de la pradera debido a la destrucción de plantas ocasionada durante el periodo de invierno (GOIC y ROJAS, 2004).

El pastoreo en franja diaria considera un manejo que se basa en la fisiología de las plantas forrajeras, las que requieren un período de rezago y de cosechas oportunas para no afectar sus tasas de crecimiento, permitiendo así prolongar su persistencia y mejorar su producción anual y estacional (GOIC y IRAIRA, 2004).

Por su parte PONCE (2000), señala que este sistema permite una mejor regulación de la oferta de forraje, optimizando el consumo individual, reduciendo el gasto energético de los animales en la búsqueda de su alimento y minimizando el riesgo de sobrepastoreo. En sistemas de producción de carne aún no es masivamente utilizado; sin embargo, ensayos realizados en INIA-Remehue han demostrado incrementos en términos de producción de carne por hectárea.

2.4 Fósforo en los sistemas agrícolas

El fósforo (P) es un elemento esencial y necesario para mantener los niveles favorables de producción agrícola. Una de las funciones más importantes de este nutriente en las plantas es el almacenamiento y transferencia de energía (HAYNES y WILLIAMS, 1993).

Según SHARPLEY y KLEINMAN (2003), una gran parte del P total en los suelos está fijado por mecanismos de adsorción y precipitación, por lo que una fracción relativamente pequeña está disponible en solución para la absorción por parte de las plantas. Por lo que hay que suplementar el suelo con este nutriente a través de fertilizantes inorgánicos y orgánicos, para alcanzar niveles favorables de producción agrícola y pecuaria.

Este nutriente se considera relativamente estable en los suelos, por no presentar formas que se volatilicen, ni que sean altamente lixiviables. Esta gran estabilidad se debe a una baja solubilidad de los minerales y a las reacciones de adsorción a los coloides minerales, condición que puede causar deficiencias para las plantas (Sotomayor *et al.*, 2003, citado por RAMIREZ 2005).

2.4.1 Dinámica del fósforo en el suelo. La dinámica del P en el suelo, en términos funcionales, ha sido esquematizada a través de la existencia de tres "pooles". El P en solución, el P lábil y el P no lábil (Barrow 1980, citado por PINOCHET 2000b). Esta dinámica de tres compartimentos ha sido muy útil para comprender y cuantificar relaciones funcionales del P y como éstas afectan su disponibilidad en el suelo para las plantas PINOCHET (2000b).

2.4.2 Modelo conceptual que describe la transferencia del P. HAYGARTH y JARVIS (1999), propusieron una estructura central para describir la transferencia difusa del P desde ambientes agrícolas (Figura 1) en donde el concepto de P potencialmente móvil (PMP), es definido como un reservorio de P en el suelo, vulnerable de ser perdido o transferido a aguas superficiales. La hidrología, que proporciona el transporte y la energía para la transferencia, es descrita en el modelo como el factor más importante en la transferencia del P, en donde la variabilidad temporal de la hidrología, manejada principalmente por la intensidad, duración e intervalo de la precipitación. El manejo agronómico y las condiciones del suelo, controlan las fuentes del PMP y proporcionan los medios para mitigar la transferencia de P (HAYGARTH y JARVIS, 1999).

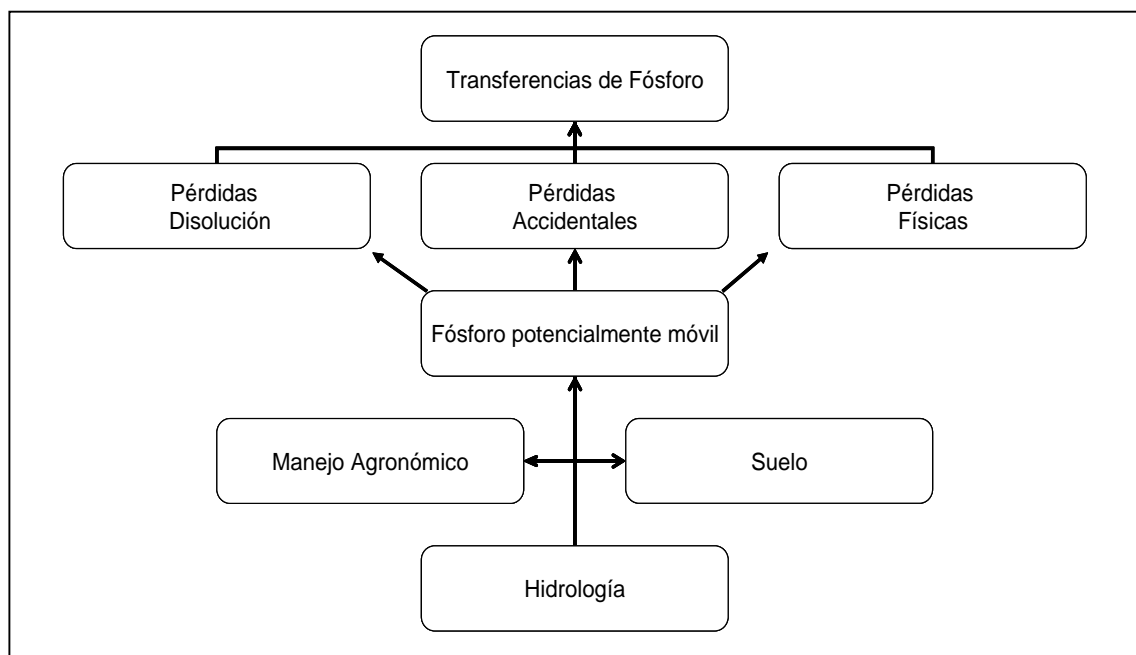


FIGURA 1 Trasterencias difusas de fósforo desde sistemas agrícolas.

FUENTE: HAYGARTH y JARVIS, (1999).

2.4.3 Formas de P perdidas por escurrimiento. HAYNES y WILLIAMS (1993), menciona que las pérdidas de P en escurrimiento ocurren en forma soluble (PD) y asociado a fracción particulada del suelo (PP). El PP, incluye el P adsorbido por las partículas del suelo y la materia orgánica, erosionada durante el escurrimiento, y constituye la mayor proporción de P transportado desde suelos agrícolas (60-90%). Así lo confirman resultados de los últimos años que muestran que las pérdidas más importantes de este elemento se deben al arrastre de P particulado y no a la lixiviación del P soluble (HAYGARTH *et al.* 1998) o por flujo preferencial o a través de grietas en suelos arcillosos (TURNER y HAYGARTH, 2000) o en aquellos con predominancia de flujo macroporos, cuando este elemento se ha acumulado en el suelo (Whitehead 2002, citado por ALFARO y SALAZAR, 2005).

2.4.4 Mecanismos de transferencia del fósforo. El mecanismo por el cual el P es perdido desde suelos agrícolas es por escurrimiento y erosión. El primer paso en el movimiento de PD en escurrimiento es la desorción, disolución y extracción de P desde el suelo, residuos de cosecha y aplicación superficial de fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Estos procesos ocurren cuando las precipitaciones interactúan con la delgada capa de suelo antes de salir del campo como escurrimiento (SHARPLEY *et al.*, 1994).

Por su parte PINOCHET (2000a), señala que la pendiente del suelo y la naturaleza de la cubierta vegetal determinan la tasa de movimiento lateral a través del suelo en donde la vegetación por sobre la superficie del suelo intercepta las gotas de lluvia, reduciendo su fuerza de impacto, lo cual ayuda a retener la estructura del suelo y su habilidad a absorber agua e incrementar la percolación físicamente, haciendo más lento el flujo lateral de las aguas superficiales.

El escurrimiento (movimiento lateral del agua a favor de la pendiente, ya sea superficial o subsuperficial) mueve el material particulado o soluble en su avance desde terrenos agrícolas hacia cuerpos de agua superficial, quedando ahí disponible para la absorción por parte de la biota acuática (HATCH *et al.*, 2002).

ORTEGA (1992), señala que en la Décima Región de Chile, el problema de mal drenaje que presentan los suelos en praderas permanentes, es de tipo superficial, es decir, que se produce una sobresaturación del suelo por causa de una recarga superficial de origen pluvial generándose escurrimiento en áreas adyacentes a las depresiones del terreno. Durante la época invernal, es característica la ocurrencia de un periodo de lluvias frecuentes y de gran magnitud, comprendido aproximadamente desde abril a septiembre, con precipitaciones mensuales que fluctúan entre 100 y 200 mm mes⁻¹. En este período, la precipitación sobrepasa la evapotranspiración, completando la capacidad de almacenamiento del suelo produciéndose posteriormente saturación, y escurrimiento superficial.

Otro mecanismo considerado menos importante que el escurrimiento, es la lixiviación de P seguida de un flujo subsuperficial lateral que contribuye a los cuerpos de agua superficial a través del interflujo del nivel freático (SHARPLEY *et al.*, 1994). En determinados casos, el flujo subsuperficial a través de texturas gruesas o suelos superficiales con estratos poco profundos, pueden ser también una ruta importante para el movimiento del P soluble (GBUREK y SHARPLEY, 1998). Por su parte PREEDY *et al.* (2001), mencionan que en escurrimiento subsuperficial el flujo a través de los macroporos del suelo puede ser una vía importante para el transporte del P.

2.4.5 Pérdidas de fósforo. Las pérdidas de P desde áreas agrícolas hacia los cuerpos de agua receptores, son controladas inicialmente por la interacción entre los factores de fuente o de origen y los factores de transporte de P. El suelo, el cultivo, el manejo del terreno y las aplicaciones de enmiendas, son categorizados dentro del primer conjunto de factores. La escorrentía, la infiltración y la erosión forman parte del segundo factor (GBUREK *et al.*, 2000).

Por su parte GILLINGHAM y THORROLD (2000), señalan que los factores de manejo que pueden contribuir a las pérdidas de P soluble, son el nivel de P en el suelo, aplicaciones de fertilización fosforada, y reciclaje animal.

2.4.5.1 Fertilización fosforada. En áreas de producción agrícola intensiva, los aportes continuos de P por fertilizaciones y aplicaciones de enmiendas orgánicas al suelo, frecuentemente exceden las salidas en la productividad agrícola y pecuaria (GBUREK y SHARPLEY, 1998). Esta condición puede resultar en un incremento en el contenido de P en el suelo y en las pérdidas de este nutriente por escurrimiento, acelerando el proceso de eutroficación de los cuerpos de agua superficial receptores (SHARPLEY *et al.*, 1993 y SHARPLEY *et al.*, 1994). Nash *et al.* (2000), citado por DOUGHERTY *et al.* (2004) reportó concentraciones de hasta 50 mg P L^{-1} , en escurrimientos ocurridos dentro de las 24 horas posteriores a la aplicación de la fertilización. En donde, los autores señalan que las altas concentraciones fueron atribuidas a la alta solubilidad del P proveniente de fertilizante granulado y que el fertilizante fosforado fue escasamente retenido o equilibrado por el suelo.

2.4.5.2 Contenido de fósforo en el suelo. El contenido de P en el suelo evaluado a través de un análisis de suelo, relaciona cuantitativamente la concentración de PD en escurrimiento, pero no indica el total de P ni el volumen de escurrimiento que se puede generar para un conjunto de condiciones específicas. En donde la cantidad total de P que se pierde de un terreno,

depende de la concentración de P en la escorrentía y del volumen de agua que fluye (Sotomayor *et al.*, 2003, citado por RAMIREZ, 2005).

Por su parte SHARPLEY *et al.* (1996), señalan que el incremento de P en el análisis de suelo representa un enriquecimiento en la concentración de P por escurrimiento, sin embargo, la relación entre el análisis de suelo y el P en solución varía de acuerdo a las condiciones de manejo y tipo de suelo.

Así lo demuestran SCHROEDER *et al.* (2004), quienes indicaron que para un nivel de P en el suelo, la concentración de este en escurrimiento puede ser influenciado por el tipo de suelo, ya que las diferencias en la capacidad de retención de P en el suelo pueden variar con los niveles de arcilla, óxidos de Fe y Al, carbonatos y el contenido de materia orgánica.

De manera similar PINOCHET (2000a), menciona que los suelos difieren marcadamente entre regiones debido a su material parental, y el P disponible varía con las propiedades de los suelos, especialmente su tipo de arcilla y pH. Además, a bajas o moderadas concentraciones de P éste se enlaza fuertemente con las partículas de arcillas y se mueve poco en la fase acuosa del suelo por percolación o escurrimiento superficial. Sin embargo, a altas concentraciones de P disponible una mayor cantidad de P permanece en forma soluble y puede ser movido con el agua. Por lo tanto la cantidad de P soluble en los suelos es pequeño y las pérdidas son mínimas a menos que ocurra erosión.

2.4.6 Estudios nacionales relacionados a las pérdidas de fósforo por escurrimiento. Los estudios nacionales referentes a las pérdidas de P por escurrimiento se encuentran a nivel de microcuencas con distintos cambios de uso del suelo como es el caso del lago Rupanco en la Décima Región de Chile, adoleciéndose de información bajo condiciones de pastoreo en sistemas de producción de carne, siendo el presente estudio el primero que estima tales pérdidas.

Así estudios realizados por OYARZÚN *et al.* (1997), mencionan que las mayores pérdidas de P que se producen en la microcuenca del lago Rupanco es en praderas ganaderas siendo de $118 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ siendo significativamente diferente de las pérdidas registradas en microcuencas con bosque nativo, pradera con matorrales y praderas con agricultura limitada siendo de 65, 66 y $94 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ respectivamente. Esto demuestra que los cambios de uso del suelo, se traducen habitualmente en una alteración de las concentraciones de nutrientes, en los cauces de agua (OYARZÚN *et al.*, 1997).

2.4.7 Estudios internacionales relacionados a las pérdidas de fósforo por escurrimiento. A nivel mundial ocurre una situación similar, donde varios de los estudios son referentes a praderas bajo condición de corte o con aplicaciones de fertilización orgánica e inorgánica, encontrándose pocos trabajos en relación a las pérdidas del P por escurrimiento bajo condición de pastoreo.

El aumento de las descargas de nutrientes particularmente de P ha reducido la calidad del agua del Lago Okeechobee al sur de Florida (USA), en donde una porción significativa de esta descarga en el lago debió venir de los campos con bovinos para producción de carne, principal uso de la tierra en la región. Por tal motivo CAPECE *et al.* (2007), establecieron un proyecto a gran escala, consistente de 420 ha divididas en 8 potreros mejorados en verano y 8

potreros semimejorados en invierno. El proyecto se condujo entre 1998 al 2003 para investigar la influencia de la carga animal en el contenido de nutrientes en escurrimiento superficial.

Cada potrero tuvo dos repeticiones de cuatro cargas animales diferentes, y un control sin ganado. Las cargas animales utilizadas fueron de 1,3; 1,0 y 0,6 UA ha⁻¹ en los potreros de verano y 2,1; 1,6 y 0,9 UA ha⁻¹ en los de invierno. Durante el periodo de estudio, la carga animal no afectó la concentración de nutrientes o las cargas de ellos en el escurrimiento superficial. Las descargas anuales promedio de P fueron de 1,71 kg ha⁻¹ en los potreros de verano y 0,25 kg ha⁻¹ en los de invierno. Las concentraciones totales promedio de P fueron de 0,63 mg L⁻¹ para los potreros de verano y 0,15 mg L⁻¹ para las de invierno. Los autores señalan que las diferencias de P en el escurrimiento se relacionaron a diferencias en los resultados del análisis de P en el suelo, una diferencia que se cree es debida a prácticas de fertilización anteriores. CAPECE *et al.* (2007), señalan que sus hallazgos muestran que reduciendo las cargas animales en los potreros, no es una práctica efectiva para disminuir la descarga de nutrientes, y que la acumulación de P en el suelo proveniente de la fertilización histórica tiene una influencia primordial sobre las descargas de P en escurrimiento superficial. Los resultados indican que reducir el volumen global de las descargas superficiales sería una estrategia más efectiva que alterando las prácticas de carga animal para reducir el escurrimiento no puntual de P desde los potreros con ganado en esta región.

Estudios realizados por ELRASHIDI *et al.* (2005), utilizando ecuaciones y modelos de escurrimiento para estimar el impacto de microcuencas agrícolas en cursos de agua, en la ciudad de Nebraska, estimaron las pérdidas promedio de agua en escurrimiento y de P en 12 series de suelos representativos de la microcuenca.

Los resultados indicaron que las pérdidas promedio de agua por escurrimiento fueron de 1242, 1122 y 939 m³ ha⁻¹ año⁻¹ siendo un 17, 15 y 12% de la precipitación anual y las pérdidas de P estimadas se encontraron entre los 243, 217 y 190 g ha⁻¹ año⁻¹ para barbecho, cultivo y pradera respectivamente, en donde los autores señalan que el grado de cobertura de la superficie del suelo pudo afectar la cantidad de P liberado desde la superficie del suelo por las precipitaciones por dos caminos diferentes, uno reduciendo el volumen de agua escurrida generada por las precipitaciones y segundo minimizando el área de suelo superficial expuesto directamente a la energía de la precipitación (ELRASHIDI *et al.*,2005).

Un estudio fue realizado en Alberta, Canadá por MAPFUNO *et al.* (2002), para determinar el escurrimiento superficial de P desde praderas ubicadas en microcuencas, bajo tres intensidades de pastoreo (sin intensidad de pastoreo, intensidad de pastoreo de 2,4 UA ha⁻¹ mes⁻¹ y 4,8 UA ha⁻¹ mes⁻¹). Los autores señalan que no hubo un efecto consistente de la intensidad de pastoreo en las pérdidas de P por escurrimiento, en donde esta falta de consistencia en los efectos observados de la presión de pastoreo sobre la pérdida de P por escurrimiento pudo ser debida a diferencias en el clima, vegetación, topografía o a otros factores, indicando la necesidad de más investigación en este tema, particularmente en regiones donde el pastoreo es el uso dominante del suelo.

HOODA *et al.* (1999), estimaron las pérdidas de P por escurrimiento subsuperficial desde lisímetros de 0,5 ha, aislados hidrológicamente, manejados bajo praderas mixta entre ballica perenne (*Lolium perenne L.*) y trébol blanco (*Trifolium repens L.*) y una pradera solo con ballica perenne (*Lolium perenne L.*) al suroeste de Escocia. La precipitación anual promedio en el sitio experimental fue de 1054 mm. Ambos sistemas recibieron dos a tres aplicaciones anuales de enmiendas orgánicas a una tasa de 50 m³ ha⁻¹ inmediatamente después de cada corte. La pradera constituida solo por ballica perenne recibió una

fertilización nitrogenada de $250 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y no recibió una fertilización fosforada a diferencia de la pradera mixta recibió una dosis de $25 \text{ kg de P ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ como superfosfato triple y no fue fertilizada con N. Ambas praderas recibieron entre dos a tres cortes para conservación de forraje, y fueron pastoreadas por ganado lechero y ovejas durante los meses de invierno. Las concentraciones de PD y PT medidos en el drenaje se encontraron en el rango de $0,16$ a $0,38 \text{ mg L}^{-1}$ y $0,45$ a $0,79 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente durante los dos años de estudio. Las pérdidas de PD y PT en el flujo subsuperficial desde la pradera mixta se encontraron en el rango de $1,68$ a $2,03$ y $3,47$ a $5,03 \text{ kg P ha}^{-1}$, respectivamente siendo significativamente mayor a las encontradas en la pradera con ballica perenne siendo estas de $1,27$ a $1,34$ y $2,97$ a $3,58 \text{ kg P ha}^{-1}$, respectivamente, en donde los autores señalan que tales diferencias, obedecen por un lado a las diferencias de entrada de P para ambos sistemas lo que se refleja en los distintos niveles de P en el suelo, y que una proporción significativa de estas pérdidas ocurren después de la aplicación de enmiendas orgánicas, cuando el suelo se encontraba alrededor de capacidad de campo, señalando por parte de los autores el riesgo de las pérdidas directas de P en agua de drenaje subsuperficial cuando estas aplicaciones se realizan en los meses de invierno. Por último los autores señalan que cantidades significativas de P pueden perderse por caminos hidrológicos preferenciales como macroporos o canales verticales (gusanos de tierra) en el perfil del suelo.

2.4.8 Minimizar las pérdidas de fósforo en la agricultura. Las prácticas realizadas para reducir la pérdida de P por escurrimiento están ligadas a aquellas que buscan controlar el flujo superficial y la erosión, tales como el desarrollo de labranza conservacionista, establecimiento de franjas de cultivos amortiguadores o retenedores de sedimentos y nutrientes, siembras en contorno, y el uso de una cobertura permanente sobre la superficie del suelo (SHARPLEY, 1995; SHARPLEY y KLEINMAN, 2003). Estas medidas de control pueden reducir la pérdida de P significativamente, especialmente si se

implementan en áreas críticas tales como cuencas vulnerables a la pérdida de P por escurrimiento o asociada a la erosión. Sitios altamente vulnerables a la pérdida de P pueden ser identificados para decidir estrategias de control y manejo que sean efectivas y económicamente viables (SHARPLEY y KLEINMAN, 2003).

2.4.9 Impacto ambiental del escurrimiento del fósforo. Según HAYNES y WILLIAMS (1993), el incremento en las concentraciones de P en los cuerpos de agua superficial estimula la productividad primaria, acelerando su proceso de eutroficación, reduciendo la concentración de oxígeno disuelto y aumentando la conversión de compuestos disueltos a formas potencialmente tóxicas que deterioran sus características físicas, químicas y biológicas.

Según CORREL (1998), menciona que las concentraciones de P, asociado a la eutroficación de cuerpos de agua se encuentran entre el rango de 0,01-0,03 mg PD L⁻¹ y 0,035-0,10 mg PT L⁻¹, en donde este valor ha sido sugerido como el valor límite de la concentración de P para la escorrentía agrícola. Por su parte DOUGHERTY *et al.* (2004), mencionaron que las concentraciones de P en escurrimiento superficial desde sistemas intensivos de pastoreo son altas, y estas se encuentran en un rango típico de 1 a 10 mg L⁻¹, siendo consecuencia de un inadecuado manejo del P en sistemas de pastoreo intensivo.

2.5 Nitrógeno en los sistemas agrícolas

El Nitrógeno (N) es un elemento que normalmente se encuentra deficiente en la producción agrícola ya que el suelo, a través del proceso de mineralización de la materia orgánica, no es capaz de suministrar el total de N requerido por los cultivos para alcanzar altos rendimientos (HATCH *et al.*, 2002).

En países desarrollados los sistemas de producción ganaderos, son uno de los mayores contribuyentes de entradas y salidas de N en praderas, debido al ingreso de residuos y fertilizantes nitrogenados. Esto, unido a una ineficiente utilización de la ingesta de N por los rumiantes, y a los retornos sobre la pradera pueden resultar en una acumulación de N móvil con potencial de pérdidas por lixiviación, desnitrificación y volatilización de amoníaco (JARVIS, 1994).

Así RUZ (1994), señala que las pérdidas de N están siendo motivo de gran preocupación, no solo por que afectan la economía del agricultor sino por el fuerte impacto ambiental que se atribuye al N que se escapa del sistema agrícola vía animal.

2.5.1. Dinámica del nitrógeno en el suelo. De acuerdo a lo señalado por RODRÍGUEZ (1993), el N en el suelo está formado de los siguientes componentes:

- 1) Pool de N orgánico lábil
- 2) Pool de N orgánico estabilizado
- 3) Pool de N inorgánico
- 4) Pool húmico o pasivo de N orgánico (nitrógeno orgánico 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 intensivo de producción animal son también un considerable aporte en el sistema (RODRÍGUEZ, 1993 y JARVIS, 1994).

2.5.2 Formas de nitrógeno pérdidas por escurrimiento. Las formas inorgánicas de N que son potencialmente contaminantes hacia cursos de agua son el N-NO_2^- (nitrito) y N-NO_3^- (nitrato). Debido a la corta vida del nitrito en el proceso de nitrificación, usualmente no constituye un problema. Por su parte el nitrato, siendo un ion soluble y no fijado por las arcillas o materia orgánica del suelo debido a su carga negativa permanece altamente móvil en el suelo (HATCH *et al.*, 2002). El movimiento del N desde el suelo hacia cuerpos de agua superficiales, ocurre bajo condiciones de exceso de nitrato y de agua en el suelo. En situaciones de pastoreo, las manchas de orina son la primera fuente de nitrato en el suelo y han sido identificadas como zonas excedentes de N mineral acumulándose en el perfil del suelo, contribuyendo a sus pérdidas cuando ocurre drenaje (MONAGHAN *et al.*, 2002).

2.5.3 Mecanismos de transferencias del nitrógeno. En general son dos los mecanismos hidráulicos, por el cual el N disponible puede ser perdido, estos son por lixiviación y escurrimiento. El primer mecanismo ocurre por medio de un flujo vertical a través del perfil del suelo, vía flujo matriz en suelos de textura fina, y flujo bypass por grandes macroporos y grietas en suelos de textura

pesada. El segundo mecanismo ocurre por medio de un flujo horizontal, que ocurre en suelos con pobre drenaje, ocurriendo en la superficie del suelo, o sobre capas impermeables dentro del perfil del suelo (HATCH *et al.*, 2002).

2.5.4 Factores que conducirán a las pérdidas de nitrógeno

2.5.4.1 Fertilización. La fertilidad del suelo en praderas permanentes es un tópico de gran complejidad debido a la gran interrelación entre sus diversos componentes. Mientras más intensivo es el manejo en praderas, mayores son los requerimientos de fertilización (SIERRA y ORTEGA, 1992).

Así en nuestro país en la última década, los sistemas orientados a producción de carne y leche se ha intensificado el uso de fertilizantes nitrogenados y fosforados, orgánicos e inorgánicos, incrementándose la cantidad de nutrientes aplicados por hectárea, pasando de aplicaciones que no superaban los $45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a aplicaciones que superan los $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (i).

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).

En Chile, no existe un marco regulatorio respecto a los límites máximos de aplicación de fertilizantes nitrogenados según cultivo y tipo de suelo, existiendo sólo una norma de calidad de agua (ORTEGA y MOLINA, 2000).

¹ TEUBER, N. 2004. Ingeniero Agrónomo. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias INIA, Centro Regional de Investigación Remehue. Comunicación personal.

Sin embargo, la firma de acuerdos de libre comercio, particularmente con Europa y Estados Unidos, seguramente implicará nuevas exigencias en cuanto a producción limpia, que obligadamente deberán ser cumplidas si se desea acceder a esos mercados (ORTEGA y MOLINA, 2000).

2.5.4.2 Ingreso de nitrógeno vía animal. 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).

La influencia de los animales en la fertilidad del suelo se manifiesta en relación a la utilización del forraje y al retorno de nutrientes en forma de orines y fecas producto del reciclaje animal en los sistemas. Dependiendo del grado de intensificación del sistema productivo, el pastoreo animal tiene un efecto importante en la tasa a la cual los nutrientes se reciclan en el sistema. La utilización del forraje por el ganado en sistemas intensivos puede alcanzar a un 70-75% (RUZ, 1994). Además, sólo una proporción muy baja de los nutrientes contenidos en el forraje consumido, los retiene el animal y el resto se exportan fuera del potrero. En 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 forma de orinas y fecas, depositándose en altas concentraciones sobre un porcentaje pequeño del área pastoreada (RUZ, 1994).

2.5.4.3 Precipitación. La precipitación ejerce una influencia en las pérdidas de N por escurrimiento, sobre todo en días con altos eventos de precipitación los que conducirán a una mayor pérdida, en donde tales pérdidas de N por escurrimiento dependerán del volumen de agua transportado y de la concentración de N en el agua transportada (RANDALL y MULLA, 2001).

2.5.5 Estudios nacionales relacionados a las pérdidas de nitrógeno por escurrimiento. En Chile los antecedentes en relación a las pérdidas de N están vinculados principalmente a la lixiviación de este elemento a nivel de sistemas de cultivo y praderas, adoleciéndose de evaluaciones en condiciones de campo, bajo pastoreo con animales de producción de leche y carne. Encontrándose solo estudios a nivel de microcuencas por escurrimiento de este nutriente, con distinto uso de suelo en el sur de Chile como es el caso del Lago Rupanco X Región de Chile.

Así, OYARZUN *et al.* (1997), señalan que la exportación anual de N en microcuencas del Lago Rupanco (X Región), en praderas ganaderas y de agricultura limitada (1510 y 1135 $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$, respectivamente) son significativamente diferentes a las microcuencas con bosque nativo y praderas con matorrales (676 y 805 $\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$, respectivamente), señalando que los cambios de uso del suelo, se traducen habitualmente en una alteración de las concentraciones de nutrientes, en los cauces de agua.

Estudios realizados por SALAZAR *et al.* (2004), sobre las pérdidas de N por lixiviación en sistemas de producción de carne bajo tres sistemas de pastoreo rotativo en franjas delimitadas con cerco eléctrico y una carga constante de $3,5$ terneros ha^{-1} en un suelo volcánico de la serie Osorno, indicaron que las pérdidas de N disponibles acumuladas en el período fueron bajas y variaron entre 2 y 7 $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, principalmente como nitrato (>90%) y que la principal vía de movimiento del agua en el suelo fue la percolación, que represento 99% del total de drenaje recolectado.

La falta de reciclaje natural de N en las praderas, en sistemas de producción animal bajo confinamiento hace necesario la aplicación de purines al suelo. Siendo de gran importancia la dosis y época de aplicación para evitar pérdidas, especialmente de N. Así un estudio fue establecido por MORA *et al.*

(2004), en una pradera de *Lolium perenne* L, previamente establecida en un suelo de la Serie Pemehue de la IX Región de Chile. El ensayo fue realizado entre los meses de julio y octubre del 2002, utilizando un set de lisímetros intactos (0,16 m diámetro x 0,60 m profundidad). Los lisímetros fueron tratados con dosis crecientes de N (200 kg N ha⁻¹ provenientes de urea; 260 y 520 kg N ha⁻¹ provenientes de purines), considerando un tratamiento sin aplicación de N. Se realizaron evaluaciones de la concentración de N en el agua lixiviada en los lisímetros. Los resultados obtenidos mostraron que las concentraciones de N lixiviadas superaron los 10 mg L⁻¹, llegando a pérdidas equivalentes totales superiores a 29 kg ha⁻¹. Los resultados obtenidos permiten concluir que el uso de purines en una pastura en dosis altas y en época invernal provoca altas pérdidas por lixiviación de nitratos principalmente.

2.5.6 Estudios internacionales relacionados a las pérdidas de nitrógeno por escurrimiento. A nivel mundial ocurre una situación similar, donde varios de los estudios son referentes a la lixiviación del N en praderas de corte con aplicación de fertilización orgánica e inorgánica, encontrándose pocas evaluaciones con respecto al escurrimiento del N bajo condición de pastoreo.

ELRASSHIDI *et al.* (2004), estimaron las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento y lixiviación en Nebraska, USA, en tres sistemas con diferente uso de suelo (barbecho, cultivo tradicional y pradera), usando modelos de escurrimiento y percolación para estimar tales pérdidas. Así en base a los resultados las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento estuvieron entre 0,84 y 6,20 kg N ha⁻¹ año⁻¹ con un promedio de 2,50 kg N ha⁻¹ año⁻¹ bajo condición de barbecho, 0,80 y 5,97 kg N ha⁻¹ año⁻¹ con un promedio de 2,43 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en suelos bajo cultivo tradicional, y entre 0,80 a 5,29 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en praderas con un promedio de 2,23 kg N ha⁻¹ año⁻¹. Siendo mayores las pérdidas de N-nitrato por lixiviación en la mayoría de los suelos estudiados, en donde las pérdidas promedio fueron de 8,75; 7,01 y 3,73 kg N ha⁻¹ año⁻¹ para barbecho,

cultivo y pradera respectivamente, siendo atribuidas estas diferencias al grado y tipo de cobertura de la superficie del suelo.

Estudios realizados en Nueva Zelanda por CAMERON *et al.* (2002), con el uso de lisímetros, en donde se comparó la cantidad de N lixiviado en praderas bajo sistema de corte y pastoreo animal, indicaron que las pérdidas bajo sistema de corte no supero los 25 kg N ha⁻¹ año⁻¹, a diferencia cuando la pradera fue sometida a pastoreo animal, las pérdidas se incrementaron significativamente entre los 40 y 120 kg N ha⁻¹ año⁻¹ producto del aporte del reciclaje animal. Así lo han demostrado estudios en donde señalan que las pérdidas en praderas con pastoreo animal son 5,6 veces más altas que en praderas de corte, debido parcialmente al efecto de las manchas de orina y la destrucción de la pradera (RYDEN *et al.*, 1984).

CAPECE *et al.* (2007), estimaron las pérdidas de N por escurrimiento en praderas subtropicales al sur de Florida, USA. El proyecto se condujo entre 1998 al 2003 para investigar la influencia de la carga animal en el contenido de nutrientes en escurrimiento superficial. Cada potrero tuvo dos repeticiones de cuatro cargas animales diferentes, y un control sin ganado. Las cargas animales utilizadas fueron de 1,3; 1,0 y 0,6 UA ha⁻¹ en los potreros de verano y 2,1; 1,6 y 0,9 UA ha⁻¹ en los de invierno y un control sin carga animal. Durante el periodo de estudio, la carga animal no afectó la concentración de nitrato por escurrimiento superficial. Las concentraciones totales promedio de N total y nitrato fueron de 3,57 y 0,03 mg L⁻¹ para los potreros de verano y de 3,43; 0,07 mg L⁻¹ para las de invierno. Para el tratamiento control sin carga animal las concentraciones de N total y nitrato fueron de 3,58; 0,03 y 3,40; 0,06 mg L⁻¹ para los potreros de verano e invierno respectivamente, indicando que no hubo diferencias significativas entre las cargas animales en las concentraciones de N por escurrimiento. CAPECE *et al.* (2007), señalan que la posible explicación de porque la carga animal no afecto las concentraciones por escurrimiento, es que

pudo estar relacionada a la baja utilización de la pradera en el periodo de verano, siendo algo inusual en las praderas al sur de Florida, manteniendo una buena cobertura de la pradera y evitando así el problema de erosión en los sistemas de pastoreo intensivo, siendo además minimizado las bajas concentraciones por la topografía del terreno (menos de 0,1 % de pendiente) lo que contribuyo a una lenta velocidad por escurrimiento superficial.

2.5.7 Impacto ambiental del escurrimiento del nitrógeno. Desde el punto de vista ambiental, se reconoce al pastoreo como una actividad contaminante, debido a la cantidad de nutrientes transferidos al aire como a cursos de agua (RYDEN *et al.*, 1984). Así el servicio público de salud de los Estados Unidos, y la USEPA (Agencia Ambiental de USA), han establecido 10 mg L⁻¹ de nitrato como limite máximo de contaminación en agua de bebida para uso humano y animal, en donde niveles por sobre los 10 mg L⁻¹ puede generar el síndrome de bebes azules que es causado por una reducción en la capacidad de transporte de oxigeno a la sangre, causando un daño a nivel cerebral (ELRASHIDI *et al.*, 2004).

En Chile de acuerdo al Decreto supremo (DS 90/01), de la Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, estipulada por el Instituto Nacional de Normalización (INN, 1984), establece que el límite máximo permitido para la descarga de residuos a cursos de aguas fluviales es de 11,3 mg nitrato L⁻¹.

En Nueva Zelanda los sistemas intensivos de producción lechera en donde se aplican cantidades importantes de fertilización nitrogenada y residuos de efluentes, son considerados uno de los mayores contribuyentes al incrementar la concentración de nitrato en aguas subterráneas (DI y CAMERON, 2000).

3 MATERIAL Y METODO

3.1 Ubicación del ensayo

El estudio se llevó a cabo en una pradera permanente, con alto nivel de fertilidad manejada bajo condición de pastoreo con cambio de franja diaria, ubicada en un suelo Trumao de la Serie Osorno con 6% de pendiente topográfica, en el Centro Regional de investigación Remehue, dependiente del Instituto de Investigación Agropecuaria INIA. Este se encuentra ubicado en el llano central de la Décima Región, a 8 km al norte de la ciudad de Osorno, en el sector Remehue (78°08' long O, 40°35' lat S, 73 m.s.n.m), provincia de Osorno.

3.2 Duración del ensayo

Este estudio se realizó entre el período de abril a octubre del 2004, correspondiendo a la primera temporada de evaluación, de un proyecto planificado a tres años.

3.3 Material experimental

Los materiales que se ocuparon en la realización de este estudio se describen a continuación:

3.3.1 Pradera. Corresponde a una pradera permanente polifítica, desarrollada en un suelo de buena fertilidad. Las especies predominantes fueron ballica inglesa (*Lolium perenne* L.) trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y pasto dulce (*Holcus lanatus* L.). En el mes de septiembre se aplicó, insecticida para el control de cuncunilla negra (*Dalaca pallens*) mediante el producto comercial Karate zeon®, (i.a. Lambdacihalotrina) utilizando una dosis de 150 ml disuelto en 200 L. de agua por ha.

3.3.2 Animales. Se utilizaron 28 terneros de raza Frizón Negro de una edad de 8 meses y un peso promedio de 220 kg al inicio del ensayo.

3.3.3 Fertilización. La pradera recibió una fertilización de mantención de otoño y primavera. La fertilización de otoño se realizó el 27 de abril, y se aplicó una dosis de 100 kg ha^{-1} de Urea (46 kg N ha^{-1}). La fertilización de primavera se realizó el 10 de septiembre, y se aplicó una dosis de 150 kg ha^{-1} de salitre sódico (24 kg N ha^{-1}) y 150 kg ha^{-1} de superfosfato triple ($69 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$).

3.3.4 Características climáticas de la zona. La X. Región se caracteriza por presentar un clima templado lluvioso, con influencia mediterránea. Las precipitaciones se distribuyen durante todo el año, con un leve descenso en los meses de verano (DIRECCION METEREOLÓGICA DE CHILE, 2005). La precipitación promedio anual de los últimos 35 años de la X Región es de $1260 \text{ mm}^{(2)}$.

3.3.5 Características del suelo. El suelo corresponde a un suelo trumao (medial mesic, Typic Hapludand) de la Serie Osorno (USDA, 2003). La fisiografía del lugar corresponde a la Depresión Intermedia con planos fluvio-glaciales. Su topografía es ondulada con pendientes complejas de 2 a 5% y presenta buen drenaje. Su textura es franco limoso a franco arcillo-limoso y la profundidad del suelo varía entre los 60 y 120 cm (TOSSO, 1985).

² Estación meteorológica INIA.2005.Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias INIA, Centro Regional de Investigación Remehue.Comunicación personal.

3.4 Método experimental

Se diseñó un experimento para estudiar las pérdidas de P-fosfato y N-nitrato por escurrimiento en praderas bajo condición de pastoreo con distintas cargas animales.

3.4.1 Establecimiento del ensayo. En marzo del año 2004, dos potreros similares y contiguos fueron seleccionados para establecer los tratamientos. La elección de estos potreros se realizó tomando en consideración que tenían similares características de propiedades químicas al inicio del ensayo (especialmente de P y N) y propiedades morfológicas de pendiente (alrededor de 6%). En el Anexo 1 y 2 se muestra los análisis químicos iniciales del suelo del lugar del ensayo para cada potrero durante el período de estudio.

3.4.2 Tratamientos. El estudio contempló dos tratamientos definidos por la distinta carga animal empleada de 3,5 y 5,0 terneros ha^{-1} , en un sistema de pastoreo rotativo. En el mes de abril ingresaron los animales a los potreros utilizando una superficie de 2,8 y 3,4 ha respectivamente, con 10 y 18 terneros de raza Frisón Negro y con un peso vivo inicial promedio de 220 kg. El sistema de pastoreo rotativo fue en franjas de cambio diario, delimitado con cerco eléctrico. Cada potrero se dividió en 45 franjas de pastoreo, dejando un período de rezago de 44 días durante la época de invierno, y en primavera, este período se acortó a 22 días, dejando dos franjas por día. Cada franja de pastoreo correspondió a una superficie de 576 y 859 m^2 para el tratamiento 3,5 y 5,0 terneros ha^{-1} , respectivamente. En franjas ubicadas en el mismo sector y en posiciones iguales de cada potrero se establecieron en el mes de marzo tres lisímetros superficiales por tratamiento. Cada uno de ellos tuvo una superficie de 25 m^2 (5×5 m) siendo aislado hidrológicamente del resto del potrero según la metodología descrita por SCHOLEFIELD y STONE (1995) (Figura 2). En cada uno de estos lisímetros se cuantificaron volúmenes de agua por escurrimiento

superficial y subsuperficial (50 cm de profundidad), en donde se determinó la concentración de P-fosfato y N-nitrato para cada uno de los muestreos.

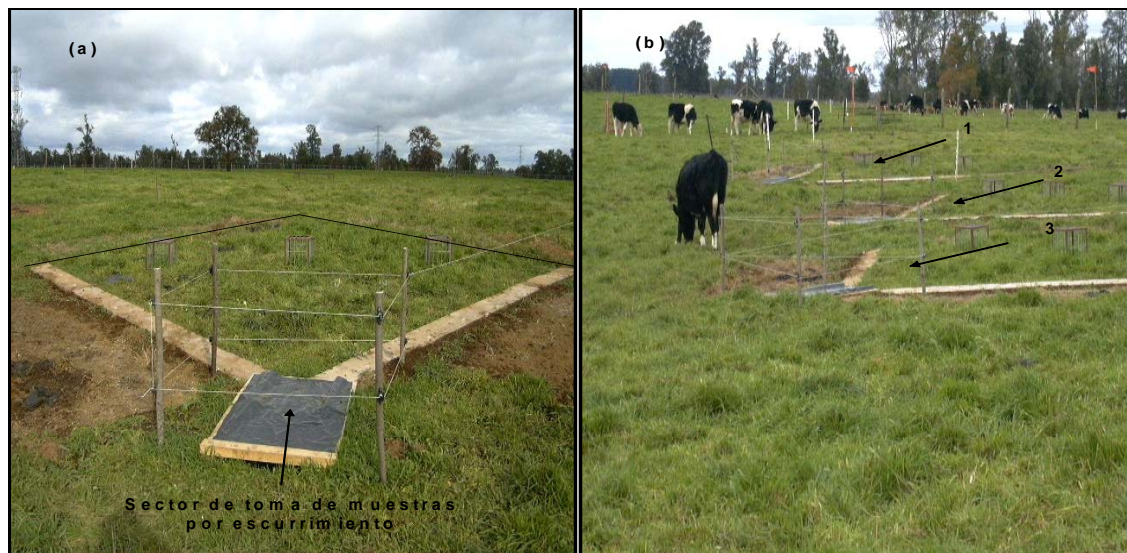


FIGURA 2 Esquema de (a) Lisímetro experimental del ensayo y (b) repeticiones lisímetro.

3.4.3 Confección e instalación de los lisímetros. Cada lisímetro experimental (Figura 3) estuvo rodeado, en sus 4 lados por una zanja (20 cm ancho y 60 cm de profundidad). En cada zanja se instaló, en profundidad, un dren (tubería de PVC de 110 mm de diámetro) envuelto en una fibra geotextil, para evitar que se tapen los poros del dren con tierra y así facilitar el ingreso de agua a este por escurrimiento subsuperficial. Posteriormente a esto, se selló hidrológicamente todo el contorno del lisímetro con polietileno y se cubrió con tierra hasta cerca de la superficie del lisímetro. Sobre ellas, a nivel superficial, se colocaron canaletas colectoras para recibir el agua por escurrimiento superficial. Estas canaletas se cubrieron con un tablón de madera, para evitar que los animales contaminaran la calidad de las muestras recolectadas y produjesen daño a las canaletas (bandejas de recolección). En la punta del diamante, se realizó una excavación (sector de recolección de muestras), para instalar los receptores de

muestras del drenaje superficial y subsuperficial. Este lugar de recolección de muestras fue cercado con aisladores de corriente para evitar daño por los animales en pastoreo. Cada sitio de muestreo contó con 2 embudos y 2 jarros plásticos para la recolección del agua por escurrimiento superficial y subsuperficial.

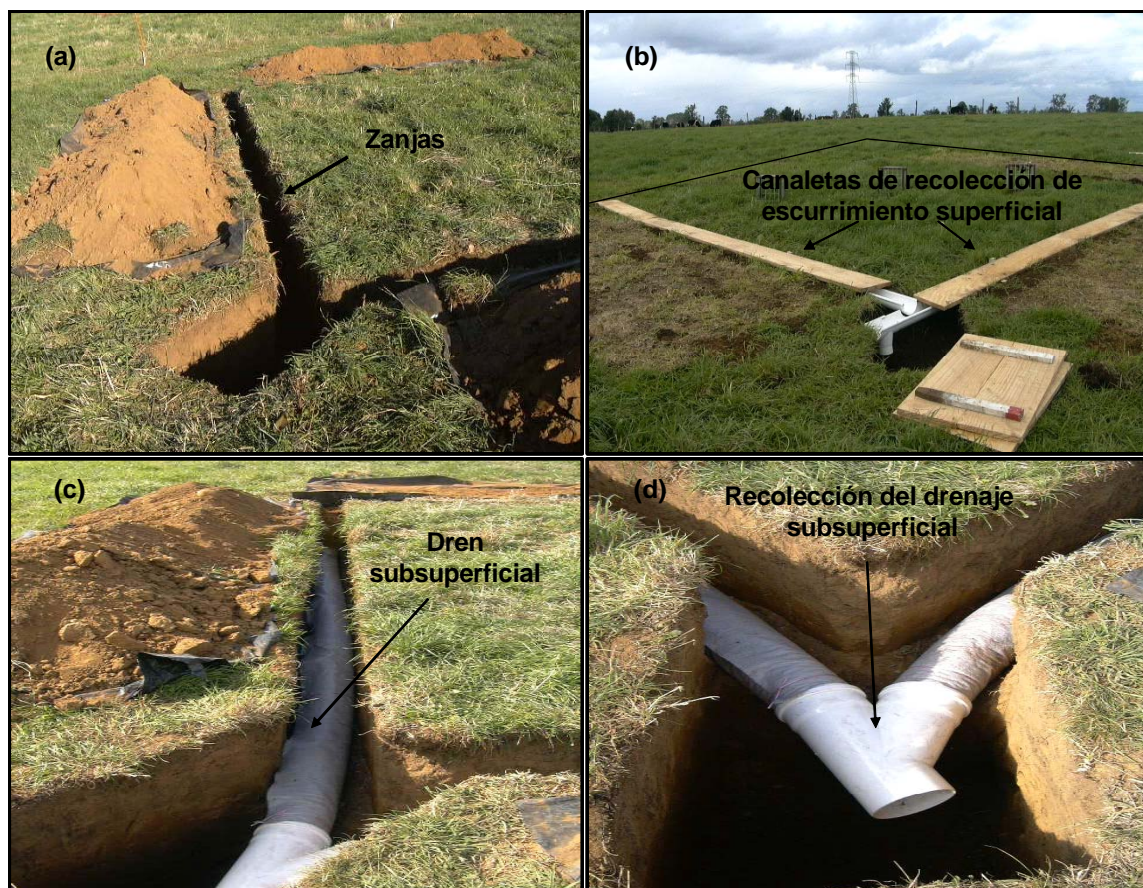


FIGURA 3. Esquema del lisímetro experimental. (a) confección de zanjas (b) canaletas de recolección del escurrimiento superficial (c) dren subsuperficial envuelto en fibra geotextil (d) visión del punto de colección del escurrimiento subsuperficial.

3.4.4 Recolección y almacenaje de las muestras colectadas desde los lisímetros. La recolección de las muestras por escurrimiento superficial como subsuperficial, se realizó entre el 12 de abril al 29 de octubre del 2004, después de esta última fecha no hubo montos de agua drenada en los lisímetros. Las muestras por escurrimiento fueron colectadas tres veces por semana y analizadas individualmente para P-fosfato y N-nitrato. El volumen de escurrimiento fue cuantificado manualmente para cada fecha de muestreo, con el uso de recipientes plásticos graduados. Posteriormente las muestras por escurrimiento fueron refrigeradas a 4° C hasta su posterior análisis químico.

3.5 Evaluaciones

3.5.1 Determinación de la precipitación y evaporación El registro de las precipitaciones (Anexo 3) y de la evaporación (Anexo 4) (mm día^{-1}) fue realizado con una estación agrometeorológica automática ubicada en el Centro Regional de Investigación INIA-Remehue.

3.5.2 Determinación de la proporción del suelo descubierto. Se evaluó mediante una malla cuadrada (36 cuadrados de 5x5 cm), lanzada al azar 30 veces por fecha de evaluación y en cada tratamiento, contándose en número de cuadrados sin vegetación.

3.5.3 Determinación de las concentraciones de P-fosfato y N-nitrato. El análisis de las concentraciones de P-fosfato y N-nitrato fue realizado con un espectrofotómetro de marca Perkin Elmer lambda 3B uv/vis, en el Laboratorio de Bromatología del Centro Regional de Investigación INIA-Remehue.

3.5.3.1 Determinación de P-fosfato por el método de ácido ascórbico. La concentración de P-fosfato se determinó por colorimetría. El principio general del método es a través de la reacción del molibdato de amonio en presencia de

tartrato de antimonio potásico, el cual reacciona en medio ácido con el ortofosfato y forma un ácido fosfomolibdato, formando una coloración azul en presencia de ácido ascórbico (CLESERI *et al.*, 1988).

3.5.3.2 Determinación de N-nitrato por nitrificación del ácido salicílico. La concentración de N-nitrato se determinó por nitrificación del ácido salicílico en presencia de ácido sulfúrico. Se tomó 0,25 mL de la muestra de drenaje y se agregó 0,5 mL de ácido salicílico-sulfúrico al 5%. Posteriormente, se agregó 5 mL NaOH 4*N* y la concentración de N-nitrato se determinó por colorimetría (ROBARGE *et al.*, 1983).

3.5.4 Determinación de las pérdidas de P-fosfato y N-nitrógeno. Las pérdidas totales fueron calculadas como el producto de la concentración de P-fosfato y N-nitrato en las muestras por escurrimiento y la cantidad de drenaje disponible, para cada fecha de muestreo. El porcentaje de escurrimiento perdido del total de agua ingresada al sistema, se cálculo en base al balance hídrico, que equivale a las precipitaciones menos la evapotranspiración.

3.6 Análisis estadístico

Los resultados obtenidos del estudio fueron analizados por medio de un análisis de varianza de una vía (ANDEVA) y la prueba de diferencias de medias de Tukey HSD (con un 95% de nivel de confianza), cuando existieron diferencias significativas.

Los datos que no cumplieron con los supuestos exigidos por el análisis de varianza fueron transformados logarítmicamente (\log_{10}).

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

4 PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

4.1 Evaluación de la precipitación acumulada y escurrimiento durante el período de evaluación

Los resultados de esta primera temporada de evaluación mostraron que no se encontraron diferencias significativas ($P > 0,05$), entre tratamientos en los volúmenes de agua movilizados por escurrimiento superficial como subsuperficial (Anexo 5 y 6), cuantificados, entre el 12 abril al 29 de octubre. Cabe mencionar que el 12 de abril se consideró como la fecha de inicio del ensayo ya que a partir de esta fecha todos los lisímetros comenzaron a drenar. Los valores señalados corresponden a las cantidades totales escurridas por tratamiento durante el período de evaluación (Cuadro 1).

CUADRO 1 Escurrimiento superficial y subsuperficial promedio ($L ha^{-1}$) por tratamiento (e.e.m).

	Escurrimiento	
	$L m^{-2}$	$L ha^{-1}$
Escurrimiento superficial		
3,5 ternero ha^{-1}	0,347 a	10411 \pm 5,2 a
5,0 ternero ha^{-1}	0,372 a	11142 \pm 7,2 a
Escurrimiento subsuperficial		
3,5 ternero ha^{-1}	0,028 a	859 \pm 1,3 a
5,0 ternero ha^{-1}	0,020 a	596 \pm 0,7 a

Letras distintas en las columnas, indican diferencias significativas entre los tratamientos, según Tukey ($P > 0,05$)

En la Figura 4, se muestra las precipitaciones acumuladas durante el período de evaluación ($L m^{-2}$ período $^{-1}$) y el promedio de escurrimiento superficial ($L m^{-2}$), por mes para ambos tratamientos. La precipitación total acumulada, registrada durante el período de estudio fue de 862,5 mm, en

donde los meses de junio y julio se concentraron los mayores eventos de lluvia, lo que ocasionó el escurrimiento superficial para ambos tratamientos, declinando a partir del mes de agosto. De esta forma, son estos meses los que aportaron más del 50% al escurrimiento superficial, por lo cual los montos de agua escurrida en el suelo dependieron de las cantidades de precipitaciones que se presenten en un período, indicando que el escurrimiento fue mayoritario, en períodos en que el suelo sobrepasó su capacidad de almacenamiento hídrico. Así ORTEGA (1992), al recopilar información sobre el agroecosistema de Osorno señaló que durante la época invernal, es característico la ocurrencia de un período de lluvias frecuentes y de gran magnitud, con precipitaciones mensuales que fluctúan entre 100 y 200 mm mes⁻¹, sobrepasando la evapotranspiración y completando la capacidad de almacenamiento del suelo produciéndose posteriormente saturación y escurrimiento superficial.

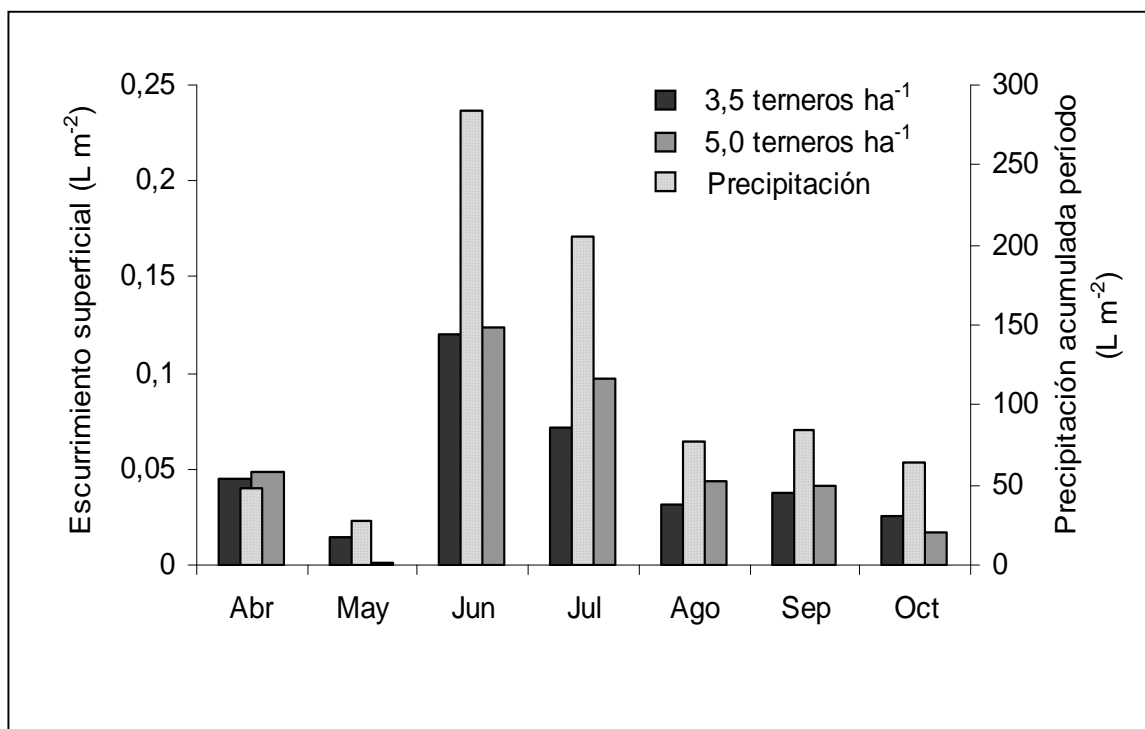


FIGURA 4 Variación mensual de las precipitaciones acumuladas (L m⁻² período⁻¹) y escurrimiento superficial promedio (L m⁻²) para el período abril-octubre del 2004 (e.e.m ≤ 0,002).

Los resultados del balance hídrico, determinado a través de la diferencia aritmética entre la entrada y salida de agua de un sistema (diferencia entre la precipitación y la evaporación, en este estudio), mostraron que solo una baja proporción del agua que ingresó al sistema, se perdió por escurrimiento superficial. Del ingreso neto de agua al sistema, que fue de $7.902.000 \text{ L ha}^{-1}$, se perdió por escurrimiento superficial solo el 0,13%, en el tratamiento de 3,5 terneros ha^{-1} y 0,14% en el tratamiento de 5,0 terneros ha^{-1} .

Adicionalmente al escurrimiento superficial, los volúmenes por escurrimiento subsuperficial fueron bajos, aún en invierno y no superan los $0,02 \text{ L m}^{-2}$ como promedio mensual de escurrimiento en ambos tratamientos (Figura 5), lo que fue ratificado por el balance hídrico que demostró que solo el 0,011 y 0,008 % del agua ingresada al sistema se perdió por escurrimiento subsuperficial en el tratamiento de 3,5 y 5,0 terneros ha^{-1} respectivamente.

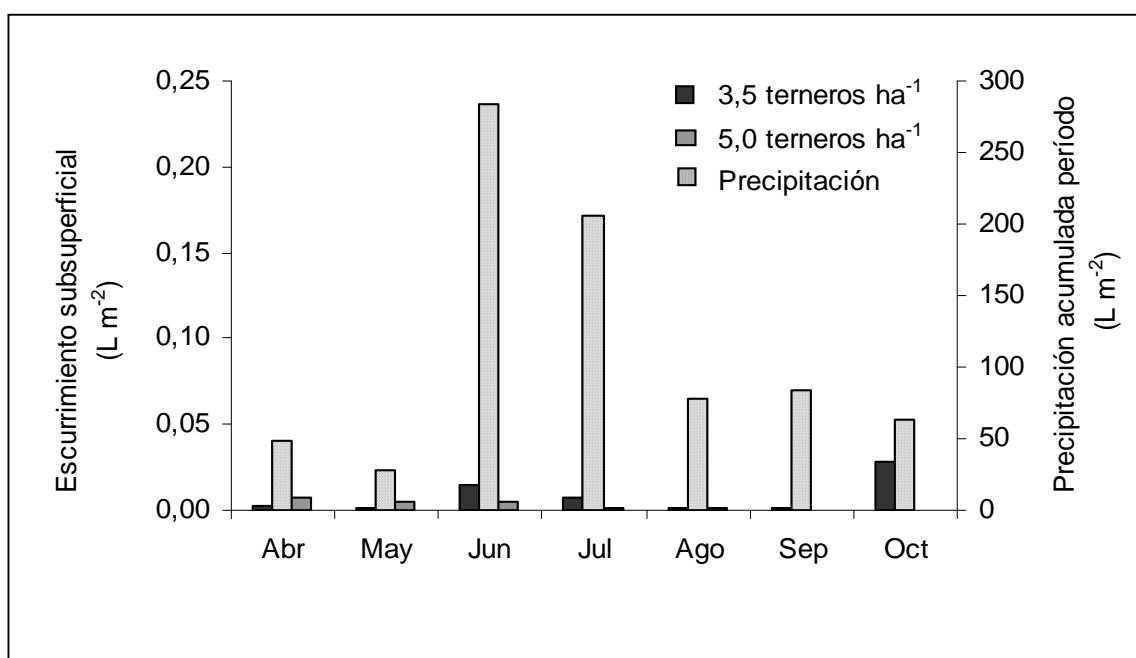


FIGURA 5 Variación mensual de las precipitaciones acumuladas (L m^{-2} período $^{-1}$) y escurrimiento subsuperficial promedio (L m^{-2}) para el período abril-octubre del 2004 (e.e.m $\leq 0,00003$).

4.2 Evaluación de la concentración de P-fosfato por escurrimiento

Los resultados mostraron que las concentraciones de P-fosfato por escurrimiento, durante la temporada de estudio, fueron bajas y con diferencias significativas entre tratamientos ($P < 0,05$) (Anexo 7 y 8). Sin embargo, este efecto no estuvo asociado a la carga animal en si, lo que hace suponer que otro factor asociado al manejo experimental, determinó mayoritariamente las concentraciones de P-fosfato en escurrimiento en el tratamiento de menor carga animal, tanto a nivel superficial como subsuperficial (Cuadro 2).

CUADRO 2 Concentración promedio de P-fosfato por escurrimiento superficial y subsuperficial ($\text{mg L}^{-1} \text{período}^{-1}$) por tratamiento (e.e.m).

	Concentración de P-fosfato ($\text{mg L}^{-1} \text{período}^{-1}$)
Escurrecimiento superficial	
3,5 terneros ha^{-1}	1,2 \pm 0,22 a
5,0 terneros ha^{-1}	0,8 \pm 0,15 b
Escurrecimiento subsuperficial	
3,5 terneros ha^{-1}	1,0 \pm 0,35 a
5,0 terneros ha^{-1}	0,5 \pm 0,18 b

Letras distintas en las columnas, indican diferencias significativas entre los tratamientos, según Tukey ($P < 0,05$)

Las concentraciones de P-fosfato por escurrimiento superficial presentó valores entre los 0,04 y 22,21 mg L^{-1} para el tratamiento de 3,5 terneros ha^{-1} y entre 0,01 y 13,43 mg L^{-1} para el del tratamiento 5,0 terneros ha^{-1} . Estos parámetros de concentración de P-fosfato por escurrimiento superficial fueron obtenidos a partir de los 70 muestreos realizados durante la evaluación del ensayo. Los menores valores registrados en el tratamiento de mayor carga animal, no estuvieron de acuerdo con lo esperado. La explicación para este resultado, pudo estar relacionado al efecto del distinto comportamiento animal

observado, sobre los lisímetros experimentales durante el período de pastoreo para ambos tratamientos. Así en el sistema de menor carga animal se obtuvo un mayor número de muestras turbias ($n=15$) con sedimentos, orina y restos de fecas, representando un 21% del escurrimiento superficial durante el período de muestreo ($n=70$). Este mayor número de muestras turbias en el tratamiento de menor carga comparado al de mayor carga animal, se podría deber a que se observó que los animales pasaron más tiempo pastoreando sobre los lisímetros del tratamiento de 3,5 que en el tratamiento de 5,0 terneros ha^{-1} . La mayor contaminación con suelo y fecas (muestras turbias) resultaría en concentraciones más altas en las muestras de escurrimiento producto del reciclaje animal (Figura 6). Sería interesante que en la continuación de este estudio, se midiera el tiempo en que los animales están en la parcela experimental, ya que el comportamiento animal (tiempo de pastoreo, tiempo de descanso y fecas y orinas depositadas en la parcela), podría ser relevante en la cantidad de residuos colectados en el escurrimiento superficial.

Así lo han señalado GILLINGHAN y THORROLD (2000), quienes indicaron que los factores de manejo, como el nivel de P en el suelo, la fertilización fosforada y el reciclaje animal, pueden contribuir a las pérdidas de P-fosfato desde sistemas pecuarios.

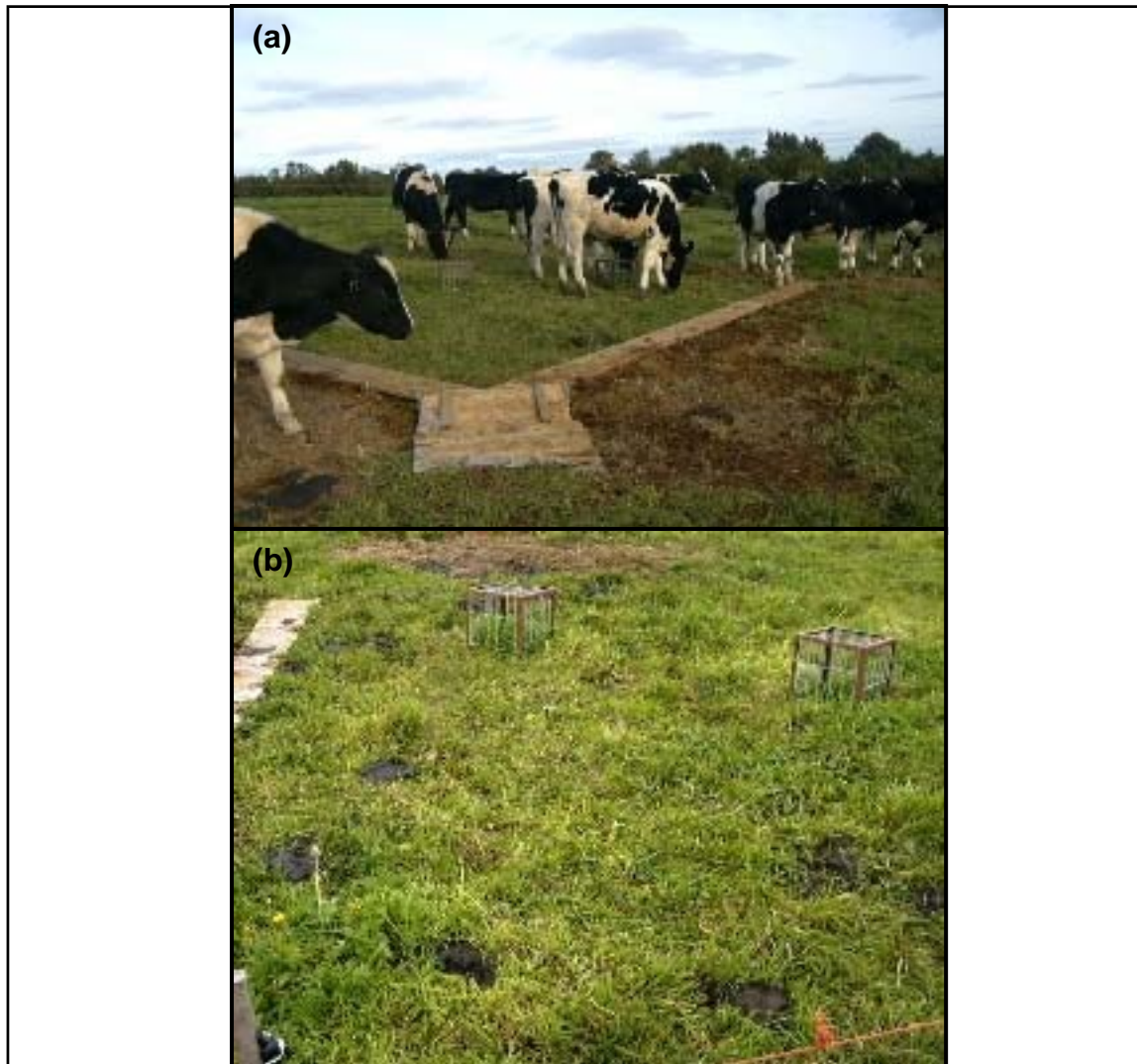


FIGURA 6 Esquema de (a) Pastoreo de los animales sobre los lisímetros y (b) manchas de fecas sobre el lisímetro producto del reciclaje animal.

Estos resultados son consistentes con un estudio realizado por CAPECE *et al.* (2007), en donde investigaron la influencia de la carga animal en el contenido de P-fosfato en escurrimiento superficial, utilizando cuatro cargas animales diferentes de 1,3; 1,0 y 0,6 UA ha⁻¹ en los potreros de verano y 2,1; 1,6 y 0.9 UA ha⁻¹ en los de invierno, y un control sin ganado, en praderas subtropicales en Florida, Estados Unidos. Durante el periodo de estudio, los autores señalaron que la carga animal no afectó la concentración de nutrientes o las cargas de ellos en el escurrimiento superficial, indicando que las diferencias de P-fosfato en el escurrimiento se relacionaron a diferencias en los resultados del análisis de P en el suelo, una diferencia que se cree es debida a prácticas de fertilizaciones anteriores. Las concentraciones totales promedio de P-fosfato en este estudio fueron de 0,63 mg L⁻¹ para los potreros de verano y 0,15 mg L⁻¹ para las de invierno, siendo muy similares a las reportadas en este estudio. Además los autores sugieren que el reciclaje animal (fecas y orina) podría ser un posible mecanismo por el cual se incrementa los nutrientes por escurrimiento superficial, o a la lixiviación de nutrientes desde las zona de desecho (fecas) durante una fuerte precipitación o a la depositación directa de estos desechos en la zanja de drenaje CAPECE *et al.*, (2007).

Un análisis del comportamiento general de la evolución de las concentraciones de P-fosfato (mg L⁻¹) mostró que las mayores concentraciones ocurren en el período invernal, en conjunto con los mayores volúmenes de escurrimiento superficial y subsuperficial para ambos tratamientos. Indicando una relación positiva entre la precipitación y esorrentía, lo que se ve reflejado en los montos de concentración de P-fosfato durante este período (Figura 7).

Estos resultados son concordantes con lo señalado por HAYGARTH y JARVIS (1999), quienes han demostrado que el factor hidrológico es el más importante en la transferencia del P, desde sistemas agrícolas. Del mismo modo JENNINGS *et al.* (2000), indicaron que la variación temporal del P, es

relacionada directamente e indirectamente a factores climáticos, en donde la intensidad y duración de las precipitaciones, es un factor importante.

Otro aumento puntual en la concentración de P-fosfato por escurrimiento superficial ocurrió en el período de primavera posterior a la aplicación de fertilización fosforada (Figura 7). Así la concentración promedio de P-fosfato por escurrimiento superficial para el mes de septiembre fue de 1,95 mg L⁻¹ y 1,14 mg L⁻¹ para el tratamiento de 3,5 y 5,0 terneros ha⁻¹, respectivamente, encontrándose un 68 y 48% por sobre la concentración promedio de la temporada (1,16 y 0,78 mg L⁻¹ para el tratamiento 3,5 y 5,0 terneros ha⁻¹). De esta forma, altas concentraciones de P-fosfato por escurrimiento superficial fueron cuantificadas en muestreos posteriores a la aplicación de fertilización fosforada, registrándose una concentración promedio de 5,32 y 2,92 mg L⁻¹ para el tratamiento 3,5 y 5,0 terneros ha⁻¹ respectivamente, para tres eventos de muestreos posteriores a la fertilización, teniendo en cuenta que para los tres eventos anteriores a la fertilización, la concentración promedio de P por escurrimiento para ambos tratamientos no supero los 0,2 mg L⁻¹, pérdidas que fueron bajas comparada a las obtenidas por Nash *et al.* (2000), citado por DOUGHERTY *et al.* (2004), quienes cuantificaron concentraciones de hasta 50 mg P L⁻¹, en escurrimientos ocurridos dentro de las 24 horas posteriores a la aplicación de fertilización. En donde, los autores señalan que las altas concentraciones fueron atribuidas a la alta solubilidad del P, proveniente de fertilizante granulado y que el fertilizante fosforado fue escasamente retenido o equilibrado por el suelo.

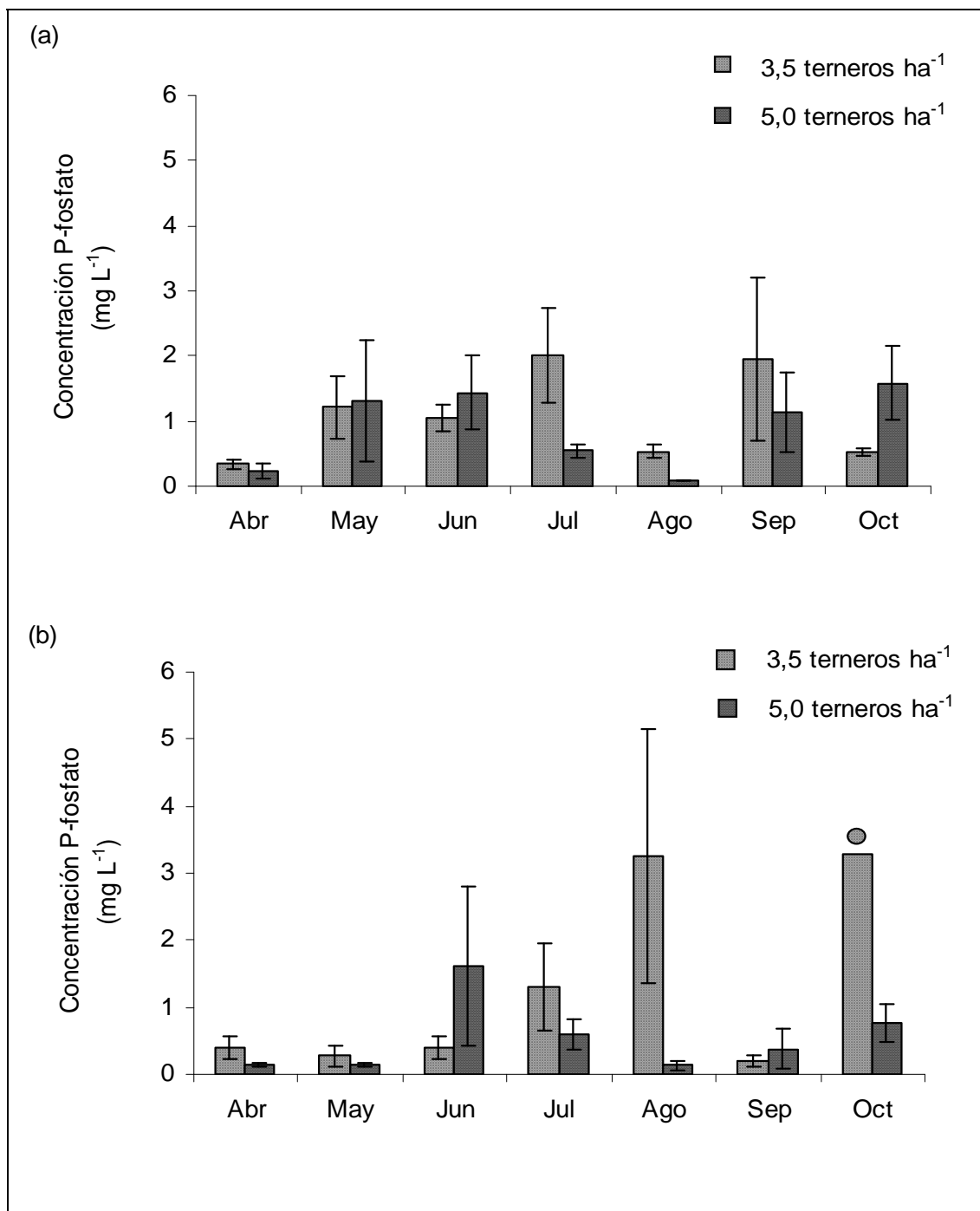


FIGURA 7 Concentración promedio mensual de P-fosfato (mg L^{-1}) por (a) escurrimiento superficial y (b) subsuperficial por tratamiento (e.e.m) ● un solo muestreo de un total de seis muestreos.

Contrario a la tradicional perspectiva de que el P es relativamente inmóvil dentro del perfil del suelo, las concentraciones de P-fosfato por escurrimiento subsuperficial fueron altas, comparadas con las concentraciones de P-fosfato por escurrimiento superficial, particularmente para los meses de junio y julio, para este estudio, esto debido a la baja generación de escurrimiento subsuperficial, y además puede estar relacionado a lo señalado por PREEDY *et al.* (2001), quienes mencionaron que en escurrimiento subsuperficial el flujo a través de los macroporos del suelo puede ser una vía importante para el transporte del P. El pick de concentración de P registrado para el mes de agosto por escurrimiento subsuperficial en el tratamiento de 3,5 terneros ha⁻¹ (Figura 7) se debió a que el 38% del total de los muestreos se encontraron turbios, es decir con restos de fecas, aportando una concentración promedio de 8,8 mg L⁻¹ al total de los muestreos del mes (n=13), y esto sumado al bajo drenaje recolectado no superando los 4 ml lisímetro⁻¹ en promedio para estos eventos de muestreos.

Los resultados de concentración de P-fosfato obtenidos en el presente trabajo por escurrimiento son concordantes y se encuentran en el rango señalado por DOUGHERTY *et al.* (2004), quienes indicaron que las concentraciones de P en escurrimiento superficial desde sistemas intensivos de pastoreo son altas, encontrándose en un rango típico de 1 a 10 mg L⁻¹. De esta manera las concentraciones de P-fosfato perdidos por escurrimiento desde sistemas intensivos de pastoreo de la provincia de Osorno representarían un riesgo potencial para la contaminación de cursos de agua aledaños durante períodos de alta precipitación, debido a que los valores medios de concentración fueron mayores a 0,01-0,03 mg PD L⁻¹ propuesto por CORREL (1998), para ambos tratamientos lo que estaría por sobre el valor límite máximo permitido para la eutroficación de cuerpos de agua.

4.3 Evaluación de las pérdidas de P-fosfato por escurrimiento

En general, los resultados evaluados durante esta temporada de estudio, indicaron que las pérdidas de P-fosfato, por escurrimiento superficial y subsuperficial, desde sistemas intensivos de producción de carne, manejados bajo condición de pastoreo, fueron bajas comparadas con los estudios internacionales. Las pérdidas de P-fosfato fueron significativas ($P < 0,05$) entre tratamientos (Anexo 9 y 10) demostrando que el incremento de la carga animal de 3,5 a 5,0 terneros ha^{-1} no produjo un efecto significativo en las pérdidas, debido a que no se cumplió con el planteamiento de que a mayor carga animal, se obtendrían mayores pérdidas de P-fosfato por escurrimiento, señalando que las pérdidas parecieron estar vinculadas más al manejo experimental, sugiriendo mayor relevancia al comportamiento animal que la carga animal en si (Cuadro 3).

CUADRO 3 Pérdidas de P-fosfato ($\text{g ha}^{-1} \text{ período}^{-1}$) por escurrimiento superficial y subsuperficial por tratamiento (e.e.m).

	Pérdidas de P-fosfato ($\text{g ha}^{-1} \text{ período}^{-1}$)
Escurrecimiento superficial	
3,5 terneros ha^{-1}	11,7 \pm 0,01 a
5,0 terneros ha^{-1}	4,2 \pm 0,01 b
Escurrecimiento subsuperficial	
3,5 terneros ha^{-1}	0,56 \pm 0,003 a
5,0 terneros ha^{-1}	0,17 \pm 0,001 b

Los valores con letras distintas en las columnas indican diferencias estadística significativas al 5% (Tukey)

Estos resultados son concordantes con estudios realizados por CAPECE *et al.* (2007), en donde investigaron la influencia de la carga animal en el contenido de nutrientes en escurrimiento superficial. Utilizando cuatro cargas animales diferentes de 1,3; 1,0 y 0,6 UA ha^{-1} en los potreros de verano y 2,1

1,6 y 0,9 UA ha⁻¹ en los de invierno y un control sin ganado. Durante el periodo de estudio, los autores señalan que la carga animal no afectó las descargas de P-fosfato por escurrimiento superficial. Estos resultados se relacionaron a diferencias en los resultados del análisis de P en el suelo, una diferencia que se cree es debida a prácticas de fertilización anteriores, indicando que la acumulación de P en el suelo proveniente de la fertilización histórica tiene una influencia primordial sobre las descargas de P en escurrimiento superficial. Las descargas anuales promedio de P en este estudio fueron de 1,71 kg ha⁻¹ en los potreros de verano y 0,25 kg ha⁻¹ en los de invierno. Resultando en pérdidas más altas a las reportadas en este estudio sobre praderas permanentes en el sur de Chile en donde tales pérdidas no superaron los 0,01 kg ha⁻¹.

De manera coincidente MAPFUNO *et al.* (2002), utilizando tres diferentes intensidades de pastoreo de 2,4 UA ha⁻¹ mes⁻¹ y 4,8 UA ha⁻¹ mes⁻¹ y un control sin intensidad de pastoreo en microcuencas en Alberta, Canadá. Los autores señalaron que no hubo un efecto consistente de la intensidad de pastoreo en las pérdidas de P por escurrimiento, en donde tal efecto pudo ser debido a diferencias en el clima, vegetación, topografía o a otros factores, indicando la necesidad de más investigación en este tema, particularmente en regiones donde el pastoreo es el uso dominante del suelo.

En la Figura 8 se presentaron las pérdidas de P-fosfato por escurrimiento superficial y subsuperficial, durante el período abril-octubre del 2004. En donde las mayores pérdidas de P por escurrimiento se concentran en el periodo de invierno, principalmente en los meses de junio y julio, meses que en conjunto aportaron más del 50% al escurrimiento durante del estudio.

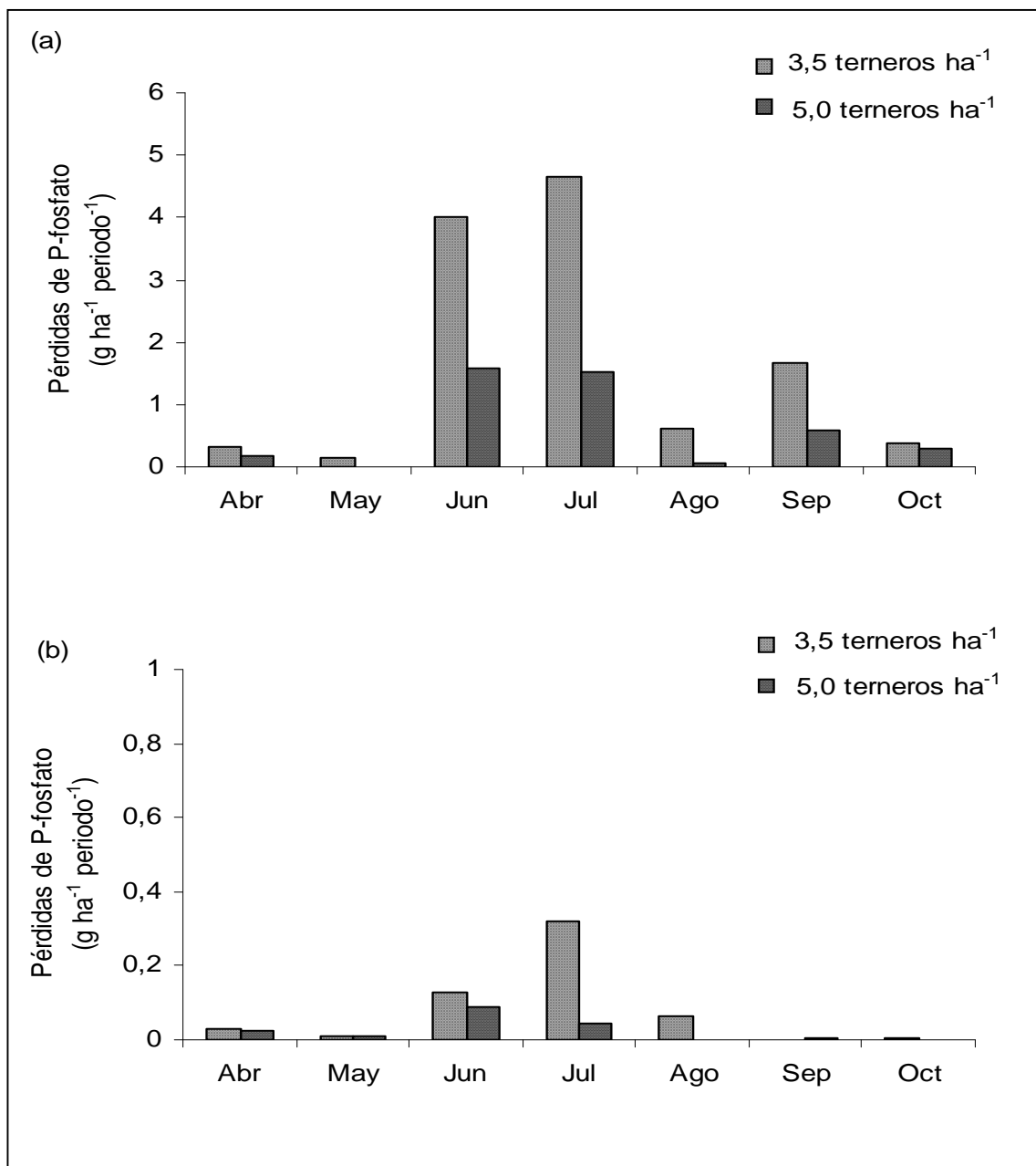


FIGURA 8 Pérdidas de P-fosfato (g ha⁻¹ período⁻¹) por (a) escurrimiento superficial (e.e.m ≤ 0,07) y (b) subsuperficial por tratamiento (e.e.m ≤ 0,01).

Esto indica que cuando existen las condiciones para que ocurra un mayor escurrimiento, las pérdidas de P serán mayores, esto sumado a una mayor destrucción y apertura de la pradera durante el periodo invernal debido al efecto de pisoteo de los animales. De este modo, el incremento de la carga tuvo un efecto significativo sobre la proporción de suelo descubierto, alcanzando en promedio un 20% durante el invierno en el tratamiento con mayor carga y de un 12% en el tratamiento de menor carga animal (Figura 9), provocando un deterioro de la pradera sobre todo en períodos de alta precipitación. Este resultado es concordante con lo señalado en la literatura en donde PINOCHET (2000a), señaló que la pendiente del suelo y la naturaleza de la cubierta vegetal determinan la tasa de movimiento lateral a través del suelo. Además ALFARO y SALAZAR (2005), mencionan que el pastoreo invernal intensivo genera espacios de suelo descubierto, que resultan en una mayor producción de sedimentos en estos sectores y en pérdidas de nutrientes (nitrógeno y fósforo) asociadas a la pérdida de partículas de suelo por arrastre de agua.

Así en condiciones con distinto uso del suelo bajo microcuencas agrícolas ELRASHIDI *et al.* (2005), estimaron pérdidas de 243, 217 y 190 g ha⁻¹ año⁻¹ en suelos bajo barbecho, cultivo y pradera respectivamente, en donde los autores mencionaron que el grado de cobertura de la superficie del suelo pudo afectar la cantidad de P liberado desde la superficie del suelo. De igual manera OYARZÚN *et al.* (1997), determinó que los cambios de uso del suelo, se traducen habitualmente en una alteración de las pérdidas de nutrientes, en los cauces de agua, indicando que las mayores pérdidas de P que se producen en la microcuenca del lago rupanco en el sur de Chile es en praderas ganaderas intensivas que alcanzo los 118 mg m⁻² año⁻¹ en comparación con bosque nativo, pradera con matorrales y praderas con agricultura limitada siendo de 65, 66 y 94 mg m⁻² año⁻¹ respectivamente. Estos resultados demuestran que al incrementarse la intensidad de uso de suelo aumenta el potencial de contaminación con nutrientes hacia los cursos de agua.

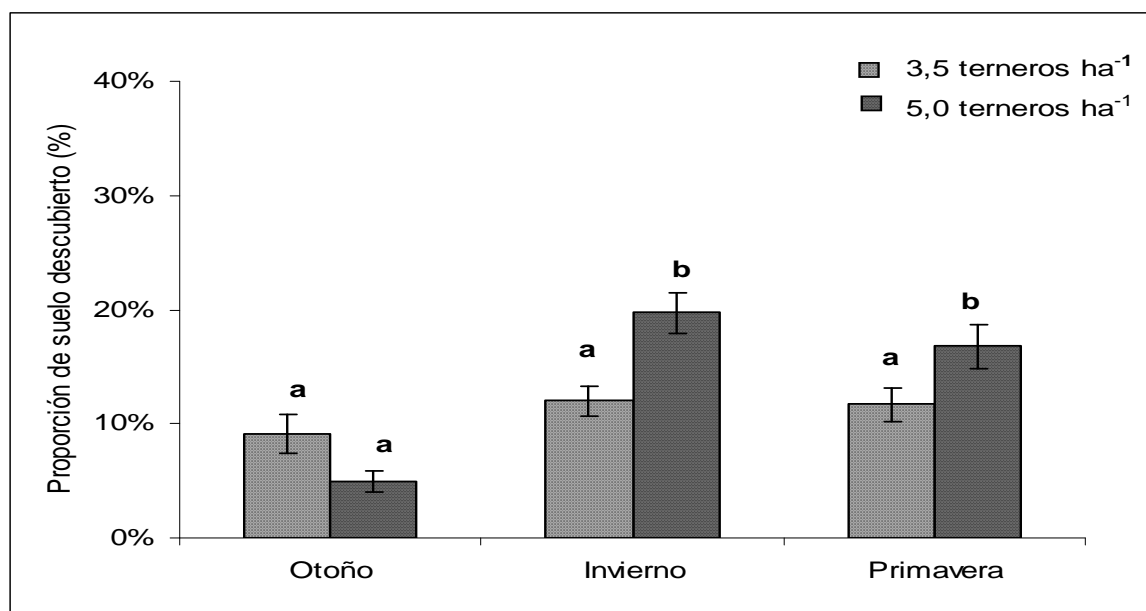


FIGURA 9 Efecto de la carga animal sobre la proporción de suelo descubierto (%) por tratamiento (e.e.m).

En este estudio los resultados además sugieren que las pérdidas de P-fosfato por escurrimiento obtenidos en praderas bajo pastoreo y desarrollados en un suelo volcánico del sur de Chile, y con los niveles iniciales de P-Olsen de 27 ppm P-Olsen (0-10 cm) al inicio del ensayo, indican que las bajas pérdidas de P obtenidas, estarían asociado a las características físicas y químicas de los suelos volcánicos, debido a su alta capacidad de fijación de P por la partículas del suelo, lo cual se mueve poco en la fase acuosa del suelo por percolación o escurrimiento superficial (PINOCHET, 2000b).

Aunque los resultados obtenidos en este trabajo fueron bajos, esto no implica que no sea necesario tomar medidas para su control, ya que los resultados muestran que existe un potencial de movimiento del P desde los suelos, lo cual al aumentar los niveles de este nutriente en los suelos, podrían llegar a causar contaminación de los cursos de agua aledaños a los sitios de pastoreo.

4.4 Evaluación de la concentración de N-nitrato por escurrimiento

Resultados preliminares obtenidos en este estudio muestran que las concentraciones de N-nitrato obtenidas durante el período de estudio fueron altas y se encontraron por sobre la norma nacional de descarga de residuos a cursos de aguas (DS 90/01; INN, 1984). El aumento de la carga animal no tuvo un efecto significativo ($P > 0,05$) en las concentraciones de N-nitrato registrados en los volúmenes de agua movilizadas por escurrimiento tanto superficial como subsuperficial (Anexo 11 y 12). Sugiriendo que el manejo experimental, determinó mayoritariamente las concentraciones de N-nitrato en escurrimiento que la carga animal (Cuadro 4).

CUADRO 4 Concentración promedio de N-nitrato por escurrimiento superficial y subsuperficial ($\text{mg L}^{-1} \text{ periodo}^{-1}$) por tratamiento (e.e.m).

	Concentración N-nitrato ($\text{mg L}^{-1} \text{ periodo}^{-1}$)
Escurrimiento superficial	
3,5 terneros ha^{-1}	47,3 \pm 6,97 a
5,0 terneros ha^{-1}	38,4 \pm 5,42 a
Escurrimiento subsuperficial	
3,5 terneros ha^{-1}	13,1 \pm 1,94 a
5,0 terneros ha^{-1}	16,2 \pm 2,98 a

Los valores con letras distintas en las columnas indican diferencias estadística significativas al 5% (Tukey)

La concentración de N-nitrato registrada en los volúmenes de agua por escurrimiento, cuantificada en los lisímetros, varió entre 0,1 y 706,6 mg L^{-1} para el tratamiento de 3,5 terneros ha^{-1} y entre 0,1 y 308,8 mg L^{-1} para tratamiento de 5,0 terneros ha^{-1} .

Así las mayores concentraciones de N-nitrato registradas en el tratamiento de menor carga animal se podrían atribuir a que se cuantificó un mayor número de muestras turbias (restos con sedimentos, orina y fecas) en el tratamiento de 3,5 terneros ha^{-1} en relación al tratamiento de 5,0 terneros ha^{-1} , representando un 21% del escurrimiento superficial durante el período de muestreo. De esta forma la mayor contaminación con suelo y fecas (muestras turbias) resultaría en concentraciones más altas en las muestras de escorrentía producto del reciclaje animal por efecto del comportamiento animal observado en el estudio. Así lo menciona JARVIS (1994), quien señaló que 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 de este nutriente y este retorno es el resultado de una ineficiente utilización del N en la dieta. En donde la mayor proporción de N contenido en el forraje se devuelve a la pradera en forma de orinas y fecas (90% en sistemas de carne, 72% en sistemas lecheros), depositándose en altas concentraciones sobre un porcentaje pequeño del área pastoreada (RUZ, 1994).

Los resultados de este trabajo son concordantes con un estudio realizado en praderas subtropicales al sur de Florida por CAPECE *et al.* (2007), en donde la utilización de cuatro cargas animales diferentes de 1,3; 1,0 y 0,6 UA ha^{-1} en los potreros de verano y de 2,1; 1,6 y 0,9 UA ha^{-1} en los potreros de invierno y un control sin ganado, no tuvieron un efecto significativo en las concentraciones de N-nitrato durante el estudio. Las concentraciones totales promedio de N-nitrato fueron de 0,03 y 0,07 mg L^{-1} para los potreros de verano e invierno y de 0,03-0,06 mg L^{-1} para el tratamiento control respectivamente, siendo mas bajas a las reportadas en este estudio. Los autores mencionan que este efecto detectado pudo estar relacionado a la baja utilización de la pradera en el periodo de verano, siendo algo inusual en las praderas al sur de florida, manteniendo una buena cobertura de la pradera y evitando así el problema de erosión en los sistemas de pastoreo intensivo, siendo además minimizado las

bajas concentraciones por la topografía del terreno (menos de 0,1 de pendiente) que contribuyo a una lenta velocidad por escurrimiento superficial.

Un análisis general del comportamiento de las concentraciones de N-nitrato en este estudio muestra que estas no fueron coincidentes con los altos volúmenes de escurrimiento generados principalmente en los meses de junio y julio, en donde se produce en conjunto más del 50% del escurrimiento. Esto pudo estar relacionado al efecto de dilución de la concentración por los altos volúmenes de agua cuantificados en este periodo. Señalando que más del 50% de los muestreos realizados en estos meses superaron en promedio los 300 ml de agua por escurrimiento y en donde la concentración para estos volúmenes no supero en promedio los 10 mg L⁻¹ de N (Figura 10). Similares diluciones por la cantidad de agua de escurrimiento han sido señalados por RANDALL *et al.* (2001), quienes además, mencionan que las pérdidas de N hacia aguas superficiales dependerán del volumen de agua transportado por escurrimiento y de la concentración de N en el agua de transporte.

Lo anterior hace suponer que el principal mecanismo de pérdida de N asociado al movimiento del agua fue la lixiviación del N-nitrato, ya que estudios realizados por SALAZAR *et al.* (2004), en sistemas de producción de carne bajo tres sistemas de pastoreo rotativo diferentes en franjas (1, 3 y 5 días) y una carga constante de 3,5 terneros ha⁻¹ en un suelo volcánico de la serie Osorno, indicaron que las pérdidas de N disponibles acumuladas en el período fueron principalmente como nitrato (>90%) y que la principal vía de movimiento del agua en el suelo fue la percolación (>60cm), que represento el 99% del total de drenaje recolectado, mientras que las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento asociada al movimiento del agua obtenido en este estudio, mostró que solo una baja proporción del agua que ingresó al sistema, se perdió por escurrimiento superficial representando un 0,1 % del total de escurrimiento recolectado en los lisímetros.

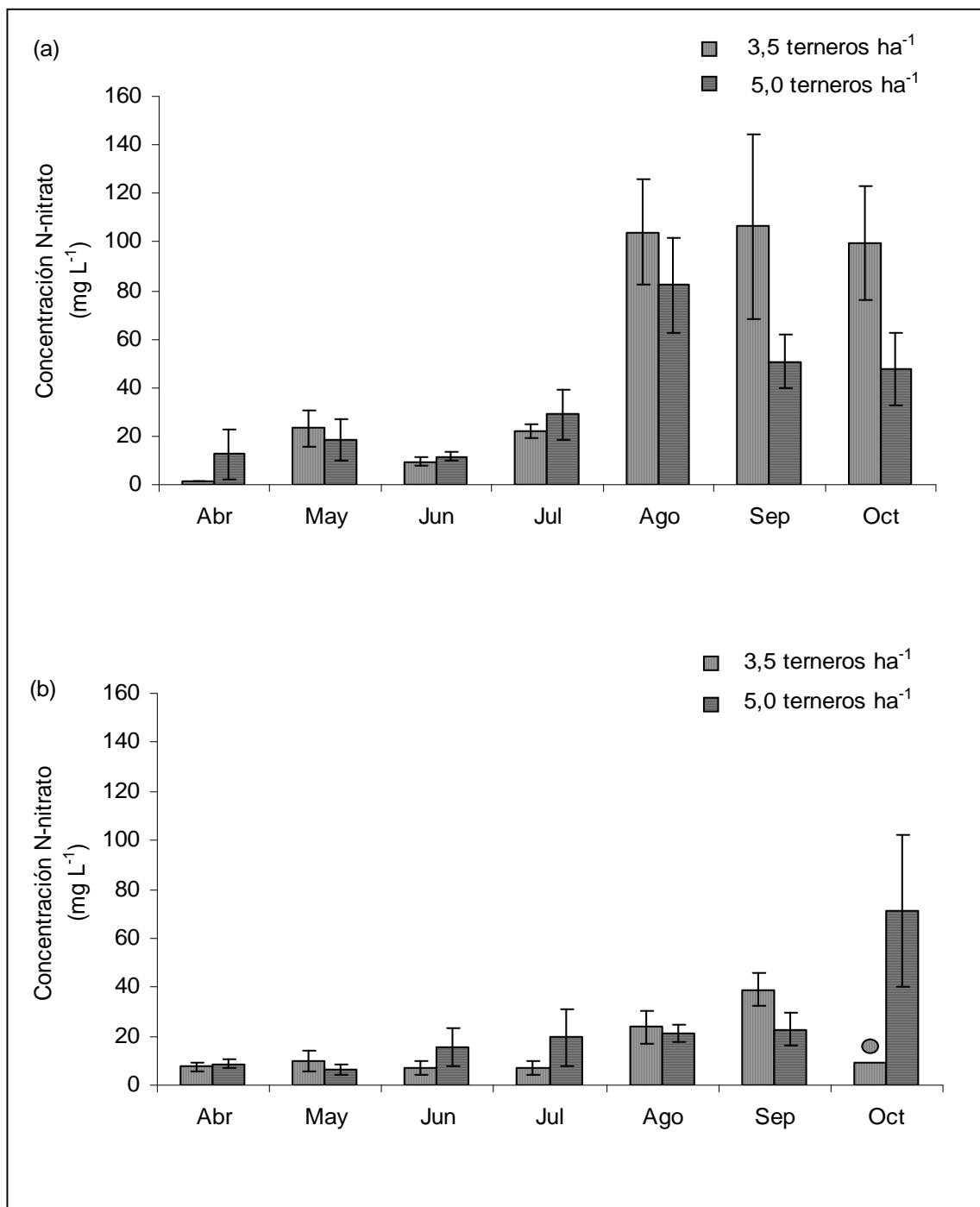


FIGURA 10 Concentración promedio mensual de N-nitrato (mg L⁻¹) por (a) escurrimiento superficial y (b) subsuperficial por tratamiento (e.e.m) \oplus un solo muestreo de un total de seis muestreos.

El aumento de la concentración de N-nitrato registrada para los meses de agosto en adelante para ambos tratamientos, se debió a una baja generación de escurrimiento superficial por una disminución en los montos de precipitación, y paralelamente a una mayor concentración de N-nitrato fue cuantificada al disminuir la dilución por efecto de una menor cantidad de agua recolecta. No obstante gran parte de este aumento en la concentración pudo estar vinculado también a una mayor disponibilidad de N mineral del suelo producto de la fertilización y del reciclaje animal.

De esta manera, dos aumentos puntuales en las concentraciones de N-nitrato por escurrimiento superficial se produjeron por la aplicación de la fertilización nitrogenada. Así concentraciones de 6,6 y 16,6 mg L⁻¹ en promedio fueron cuantificados para tres eventos posteriores a la fertilización de otoño con una dosis de 100 kg ha⁻¹ de urea (46 kg N ha⁻¹) considerando que eventos anteriores a la fertilización la concentración de N-nitrato no superó los 0,97 y 2,1 mg L⁻¹ en promedio para el tratamiento 3,5 y 5,0 terneros ha⁻¹ respectivamente. De manera similar el segundo aumento ocurrió con la aplicación de primavera cuantificándose una concentración promedio de 193 y 51 mg L⁻¹ posterior a la fertilización mientras que la concentración de N-nitrato previo a la fertilización fue de 44 y 11 mg L⁻¹ para el tratamiento 3,5 y 5,0 terneros respectivamente.

Las variaciones mensuales de la concentración de N-nitrato cuantificadas por escurrimiento subsuperficial tuvieron un patrón similar a las registradas a nivel superficial, en donde el aumento en las concentraciones observado de agosto en adelante fue atribuido a la baja generación de drenaje recolectado indicando además que un 30% de los muestreos realizados en los meses de agosto y septiembre no se obtuvo drenaje. Un caso particular fue observado en el mes de octubre en donde el pick de concentración de N-nitrato para el tratamiento 5,0 terneros ha⁻¹ correspondió a un solo valor de muestreo de un total de 6 muestreos realizados en este mes, ya que no se obtuvo drenaje

subsuperficial, situación similar ocurrió para el tratamiento de 3,5 terneros ha^{-1} (Figura 10).

Los valores medios de concentración de N por escurrimiento superficial y subsuperficial para ambos tratamientos se encontraron por sobre la norma nacional de descarga de residuos a cursos fluviales (DS 90/01), que establece un límite máximo de $11,3 \text{ mg L}^{-1}$, representando el pastoreo intensivo un riesgo para la contaminación de cursos de agua aledaños.

4.5 Evaluación de las pérdidas de nitrógeno por escurrimiento

Resultados de la temporada indicaron que las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento superficial y subsuperficial, desde sistemas intensivos de producción de carne, manejados bajo condición de pastoreo, fueron bajas. Las pérdidas de N-nitrato no fueron significativas ($P>0,05$), (Anexo 13 y 14). Indicando que no hubo efecto de la carga animal en las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento superficial y subsuperficial. Los valores señalados corresponden a las cantidades totales escurridas por tratamiento durante el período de evaluación (Cuadro 5).

CUADRO 5 Pérdidas de N-nitrato ($\text{g ha}^{-1} \text{ periodo}^{-1}$) por escurrimiento superficial y subsuperficial por tratamiento (e.e.m).

	Pérdidas de N-nitrato ($\text{g ha}^{-1} \text{ período}^{-1}$)
Escurrecimiento superficial	
3,5 terneros ha^{-1}	251,1 \pm 0,28 a
5,0 terneros ha^{-1}	136,2 \pm 0,16 a
Escurrecimiento subsuperficial	
3,5 terneros ha^{-1}	2,57 \pm 0,003 a
5,0 terneros ha^{-1}	2,46 \pm 0,003 a

Los valores con letras distintas en las columnas indican diferencias estadística significativas al 5% (Tukey).

Bajo las condiciones en que se desarrollo este estudio el incremento de la carga animal no resultó en un incremento de las pérdidas de N por escurrimiento en sistemas ganaderos intensivos de la provincia de Osorno, sugiriendo mayor relevancia al comportamiento animal que la carga animal utilizada (Figura 11).

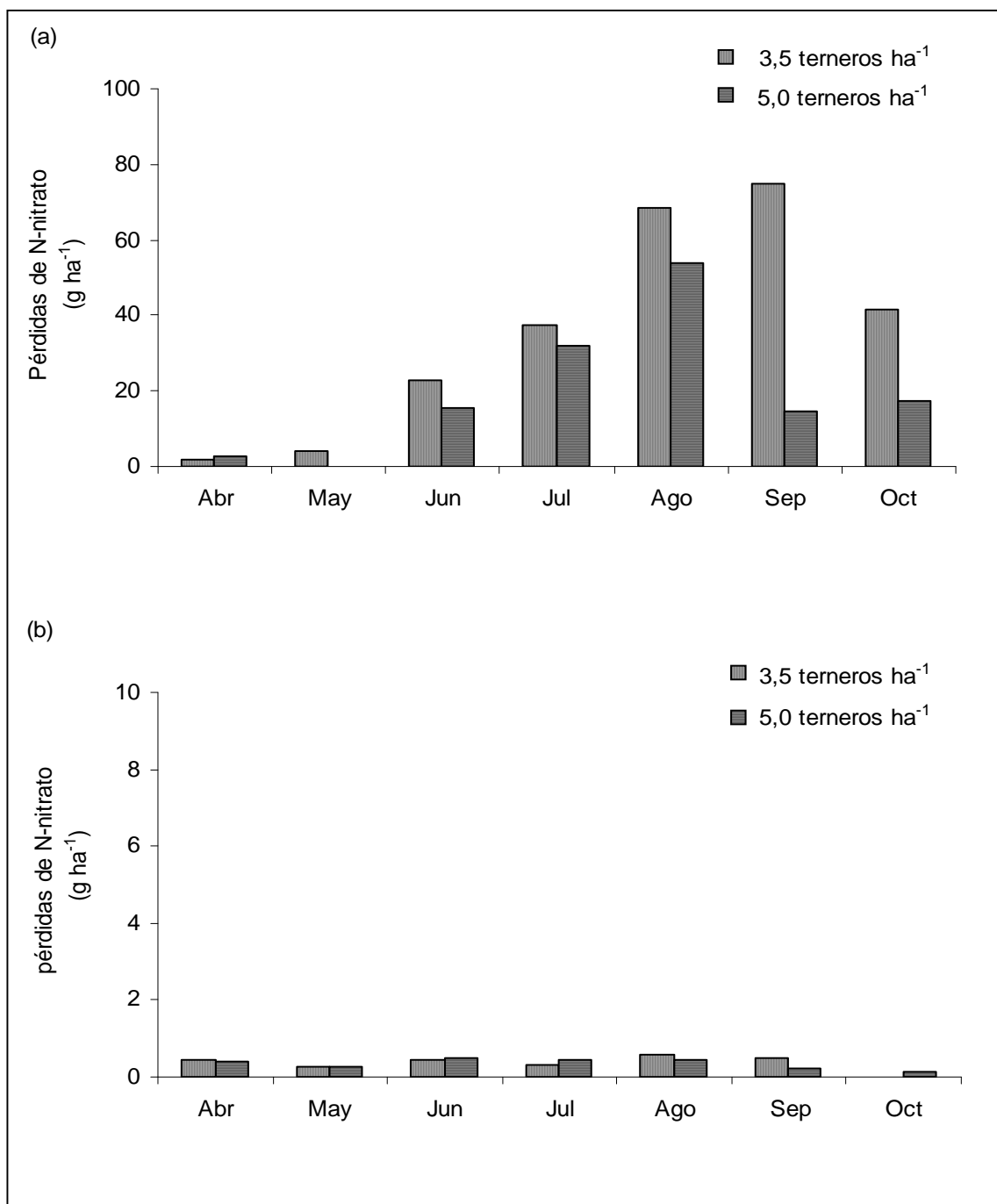


FIGURA 11 Pérdidas de N-nitrato (g ha⁻¹ período⁻¹) por (a) escurrimiento superficial (e.e.m ≤ 1,79) y (b) subsuperficial (e.e.m ≤ 0,016) por tratamiento.

Así las mayores pérdidas de N-nitrato desde el tratamiento con menor carga animal, estuvieron vinculadas a una mayor contaminación de las muestras con restos de orina y fecas producto del comportamiento animal sobre las parcelas experimentales. Así lo demostraron CAMERON *et al.* (2002), en estudios de lixiviación con el uso de lisímetros, señalando la importancia de los animales en pastoreo en las pérdidas de N por lixiviación. En donde se comparó la cantidad de N lixiviado en praderas bajo sistema de corte y pastoreo animal. Las pérdidas bajo sistema de corte no supero los 25 kg N ha⁻¹ año⁻¹, a diferencia cuando la pradera fue sometida a pastoreo animal, las pérdidas se incrementaron significativamente entre los 40 y 120 kg N ha⁻¹ año⁻¹ producto del aporte del reciclaje animal.

Los resultados obtenidos en este estudio ponen de manifiesto que las pérdidas de N por escurrimiento fueron bajas no superando los 0,2 kg N ha⁻¹ y esto fue asociado al bajo flujo de agua que se mueve por este mecanismo (0,1% del total), en coincidencia con los estudios realizados por SALAZAR *et al.* (2004), utilizando una carga constante de 3,5 terneros ha⁻¹, sobre un suelo volcánico de la serie Osorno, reportaron pérdidas de N por lixiviación de 2 a 7 kg ha⁻¹ año⁻¹, en donde tales diferencias en estos resultados, pueden ser debido a que la principal vía de movimiento del agua en el suelo fue la percolación, que representó un 99% del total de drenaje recolectado (SALAZAR *et al.*, 2004).

Normalmente este tipo de pérdidas de N-nitrato por escurrimiento es menor que otros sistemas de cultivo como se deduce de los resultados de ELRASHIDI *et al.* (2004), en donde estimaron pérdidas de N-nitrato por escurrimiento y lixiviación mediante modelos y ecuaciones de percolación y escurrimiento en Nebraska, USA, bajo tres sistemas con diferente uso de suelo (barbecho, cultivo tradicional y pradera). Así en base a los resultados las pérdidas de N-nitrato en promedio por escurrimiento fueron de 2,5; 2,4 y 2,2 kg ha⁻¹ año⁻¹ siendo más bajas a las cuantificadas por lixiviación en la mayoría de

los suelos estudiados, encontrándose entre los 8,7 7,0 y 3,7 kg ha⁻¹ año⁻¹ para barbecho, cultivo y pradera respectivamente, siendo atribuidas estas diferencias al grado y tipo de cobertura de la superficie del suelo.

A diferencia de las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento subsuperficial, estas fueron menores a las registradas por escurrimiento superficial, variando entre los 0,01 y 0,59 g mes⁻¹ para el tratamiento de menor carga animal y desde 0,13 hasta 0,48 g mes⁻¹ para el tratamiento de mayor carga animal (Figura 11). En promedio para ambos tratamientos las pérdidas de N-nitrato no superaron los 0,003 kg ha⁻¹ período⁻¹ durante la temporada de estudio.

5 CONCLUSIONES

Bajo las condiciones en que se desarrolló este estudio, no se detectó un incremento de las pérdidas de P-fosfato y N-nitrato por escurrimiento superficial y subsuperficial, desde sistemas ganaderos de la provincia de Osorno, por el incremento de la carga animal desde 3,5 a 5,0 terneros ha^{-1} . Ello pudo haberse debido a la variabilidad intrínseca de las mediciones realizadas de este estudio bajo condición de pastoreo.

Durante la temporada del estudio, los resultados mostraron que sólo una baja proporción del agua precipitada a través de la lluvia se pierde por escurrimiento, correspondiendo a un 0,1% del agua ingresada.

Los resultados obtenidos muestran que el riesgo de pérdida de P-fosfato y N-nitrato por escurrimiento es bajo, no superando los 0,01 kg P-fosfato ha^{-1} y 0,2 kg N-nitrato ha^{-1} , durante el período de abril a octubre bajo condiciones de pradera dedicadas a pastoreo.

Las pérdidas estuvieron asociadas a la cantidad e intensidad de las precipitaciones ocurridas en el año, lo que influyó en el escurrimiento. Además, son altas después de la aplicación de fertilizante o después del pastoreo, cuando las excretas quedan sobre la superficie del suelo, aumentando el material orgánico escurrido.

Los valores más altos de concentración de P-fosfato y N-nitrato en la solución de escurrimiento, por si mismos serían potencialmente contaminantes de acuerdo a los estándares de calidad de aguas nacionales.

Por ello, es posible suponer que un manejo más intensivo de los sistemas ganaderos de la Región de los Lagos representaría un riesgo potencial de eutroficación a los cursos de agua superficiales cercanos a los sitios de pastoreo.

6 RESUMEN

En la última década, los sistemas orientados a la producción de carne del sur de nuestro país, se han intensificado a través de un mayor uso de fertilizantes nitrogenados y fosforados y con ello la cantidad de nutrientes aplicados por hectárea ha aumentado. Del mismo modo se ha registrado un incremento de la carga animal pastoreando en la pradera. Experiencias en países como Nueva Zelanda y Europa Occidental, indican que los sistemas ganaderos intensivos, son uno de los mayores contribuyentes de P y N por escurrimiento hacia cursos de aguas superficiales limitando su calidad. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto de la carga animal sobre las pérdidas de P-fosfato y N-nitrato por escurrimiento en sistemas intensivos de producción de carne. El ensayo consistió de dos tratamientos definidos por la distinta carga animal empleada de 3,5 terneros ha^{-1} y 5,0 terneros ha^{-1} , en un sistema de pastoreo de franja de cambio diario. Para cuantificar las pérdidas de P-fosfato y N-nitrato se establecieron tres lisímetros de 25 m^2 (5x5 m) por tratamiento, en donde fueron colectados los volúmenes de escurrimiento 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.

Resultados de la primera temporada indican que las pérdidas totales de P-fosfato y N-nitrato estimadas fueron bajas, y que el incremento de la carga animal de 3,5 a 5,0 terneros ha^{-1} no tuvo efectos significativos en las pérdidas ($P>0,05$), sugiriendo que estas parecieron éstas vinculadas más al comportamiento animal que la carga animal.

La concentración promedio de P-nitrato y N-fosfato medida en ambos tratamientos se encontró por sobre la norma de descarga de residuos a cursos de agua, que establece un límite máximo de 0,03 mg P-fosfato L⁻¹ y 11,3 mg N-nitrato L⁻¹, representando el pastoreo intensivo un riesgo para la contaminación de cursos de agua aledaños durante periodos de alta precipitación.

SUMMARY

In the last decade, livestock production systems in the south of our country have intensified their production as the result of a greater use nitrogen and phosphorus in fertilizer, so that the quantity of nutrients applied per hectare has increased. In the same way, the stocking rate of animals grazing has increased. Experiences in New Zealand and countries of Occidental Europe indicate that cattle intensive systems are one of the mayor contributors of P and N runoff to superficial waters bodies, limiting his quality. The objective of the present study was to evaluate the effect of different stocking rates on P-phosphate and N-nitrate losses in runoff in intensive livestock production systems.

The trial consisted of two treatment defined by the different stocking rate used (3,5 steers ha⁻¹ and 5,0 steers ha⁻¹) in a grazing system of daily stripe change. To quantify P-phosphate and N-nitrate the losses three surface lysimeter of 25 m² were established by treatment, from where the volumes of runoff were collected, in soil Trumao of the Osorno soil Series. The information was analyzed by analysis of variance (ANDEVA) and Tukey (5%) to determine statistical differences between the treatments.

Results of the first year indicate that P-phosphate and N-nitrate losses estimated were low, and that the increase of the stocking rate from 3,5 to 5,0 steers ha⁻¹ did not have a significant effect the losses ($P > 0,05$), suggesting that they were more linked to the animal behavior than to the stocking rate. The average concentration of P-phosphate and N-nitrate measured in both treatments was greater than that of the norm for discharge of residues, a maximum limit of 0,03 mg P-phosphate L⁻¹ and 11,3 mg N-nitrate L⁻¹, indicating that in intensively managed pasture a risk for the contamination of bordering water courses exists during periods of high precipitation.

7 BIBLIOGRAFIA

- ALFARO, M. y SALAZAR, F. 2005. Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica (Chile)* 65: 330-340.
- CAMERON, C., DI, J.; REIJNEN, A., LI, Z., RUSSELL, M. y BARNETT, W. 2002. Fate of nitrogen in dairy factory effluent irrigated onto land. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 45: 207-216.
- CAPECE, J., CAMPBELL, K., BOBLEM, P., GRAETZ, D. y PORTIER, K. 2007. Soil phosphorus, cattle stocking, and water quality in subtropical in Florida, USA. *Rangeland Ecology Manage* 60: 19-30.
- CARPENTER, S., CARACO, N., CORRELL, D., HOWARTH, R., SHARPLEY, A. y SMITH, V. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Soc.Am., Issues in Ecology* N°3. Available at website <http://esa.sdse.edu/Aceessed> / Accessed 5th November 2006.
- CORREL, D.L.1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality* 27: 261-266.
- CHILE, INSTITUTO NACIONAL DE NORMALIZACION. INN. 1984. Decreto supremo N° 90/01 "Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociado a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales Potable. Instituto Nacional de Normalización de Chile. 10 p.
- CHILE, DIRECCIÓN METEREOLÓGICA DE CHILE. 2005. Climas de Chile. Disponible en <http://wwwmeteochile.cl>. Leído el 21 de abril de 2005.

- CLESERI, L., GREENBARG, A. y EALON, A. 1988. Stand methods for the examination of water and waste water American public health association, American water works association, water environment federation united book. Press Inc. Baltimore USA.
- DI, J. y CAMERON, 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.
- DOUGHERTY, W., FLEMING, N., COX, J. y CHITTLEBOROUGH, D. 2004. Phosphorus transfer in surface runoff from intensive pasture systems at various scales: A review. *Journal of Environmental Quality* 33:1973-1988.
- ELRASSHIDI, M., MAYS, M., PEASLEE, S. y HOOPER, D. 2004. A technique to estimate nitrate-nitrogen loss by runoff and leaching for agricultural land lancaster County, Nebraska. *Communications in Soil Science and Plant Análisis* 35: 2593-2615.
- ELRASSHIDI, M., MAYS, M., HARDER, J., SCHROEDER., D, BRAKHAGE., P, PEASLEE., S, SEYBOLD., C. y SCHAECHER, C. 2005. Loss of phosphorus by runoff for agricultural watersheds. *Soil Science* 170: 543-558.
- GBUREK, W. y SHARPLEY. 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 27: 267–277.
- GBUREK, W., SHARPLEY, A., HEATHWAITE, L. y FOLMAR, G. 2000. Phosphorus Management at the watershed scale: A modification of the Phosphorus Index. *Journal of Environmental Quality* 29: 130–144.

- GILLINGHAM, A. y THORROLD, B. 2000. A review of New Zealand research measuring phosphorus in runoff from pasture. *Journal of Environmental Quality* 29: 88-96.
- 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. y IRAIRA, S. 2004. Sistemas de Pastoreo en franjas para producción de carne. Informativo N° 44. Centro de Investigaciones. Agropecuarias. INIA. Remehue. Ministerio de Agricultura. Osorno, Chile. 2 p.
- GOIC, L. y ROJAS, C. 2004. Sistemas de crianza, de recría y engorda en la zona sur. p 107-120. In Rojas, C., Doussoulin, M. y Olivares, A. (eds.). Manual de producción de bovinos de carne para la VIII, IX y X regiones. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigaciones Carillanca y Fundación para la Innovación Agraria, Temuco Chile. 254 p.
- HATCH, D., GOULDING, K., y MURPHY, D. 2002. Nitrogen. *Agricultura hydrology and water quality*. CAB Internacional.
- HAYGARTH, M., HEPWORTH, L. y JARVIS, C. 1998. Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *Journal Soil Science* 49: 64-12.
- HAYGARTH, M. y JARVIS, C. 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soil. *Advances in Agronomy* 66: 195-245.

- HAYNES, R. y WILLIAMS, P. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* 18: 119-199.
- HOODA, P., MOYNAGH, M., SVOBODA, I., EDWARDS, A., ANDERSON, H. y SYM, G. 1999. Phosphorus loss in drainflow from intensively managed grassland soils. *Journal of Environmental Quality* 28: 1235-1242.
- 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, 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.
- JENNINGS, E., *et al.*, 2000. Eutrophication from agricultural sources seasonal patterns effects of phosphorus. Environmental RTDI Programme 2000-2006. Prepared for the Environmental Protection Agency. Ireland. Available at website [http:// www.epa.ie](http://www.epa.ie). Accessed 8th April 2006.
- MAPFUMO, W., WILLMS, D. and CHANASSYK, S. 2002. (Water quality of surface runoff from grazed fescue grassland watersheds in Alberta). *Water Quality Research Journal of Canada* 37: 543-562 (Original no consultado).
- MONAGHAN, R., PATON, R. y DREWRY, J. 2002. Nitrogen and phosphorus losses in mole and tile drainage from a cattle-grazed pasture in eastern southland. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 45:197-205.

- MORA, M., ORDOÑEZ, C., CARTES, P., VISTOSO, E., PINO, J., JARA, A. y DEMANET, R. 2004. Reciclaje de nitrógeno proveniente de purines en una pastura de *Lolium perenne* L Boletín N° 20. Sociedad Chilena de las Ciencias del Suelo pp: 243-256.
- ORTEGA, L. 1992. Drenaje y riego en praderas permanentes. Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA, Centro Regional de Investigación Remehue. Chile. Serie Remehue N° 31.
- ORTEGA, C. y MOLINA, M. 2003. Tecnologías para mejorar la eficiencia de uso del nitrógeno en Chile. Centro de Agricultura de Precisión. Revista de extensión de la Facultad de Agronomía y Forestal. Universidad Católica de Chile 19: 20-25.
- OYARZÚN, C., 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.
- 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.
- PINOCHET, D. 2000a. El suelo como contaminante. El problema de la contaminación difusa. Simposio "Ley sobre conservación del suelo". Boletín de la Sociedad de la Ciencia del suelo. Chile 14: 32-41.

- PINOCHET, D. 2000b. Visión Agronómica del Fósforo Olsen. Simposio: "Normalización de Técnicas de acreditación de Laboratorios para el análisis de suelos y de tejidos vegetales. Boletín de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Chile 16: 89-98.
- PONCE, M. 2000. Sistemas de pastoreo. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Remehue. Ministerio de Agricultura. Informativo N°18. Osorno, Chile. 2 p.
- PREEDY, K. McTIERNAN, R. MATTHEWS, L. HEATHWAITE, y HAYGARTH, M. 2001. Rapid incidental phosphorus transfers from grassland. Journal of Environmental Quality 30:2105-2112.
- RAMIREZ, J. 2005. Transporte de sedimentos y fósforo en escorrentía bajo simulación de lluvia. Tesis Ing. Agr. M. Sc. Puerto Rico. Universidad de Puerto Rico. 185 p.
- RANDAL, G. y MULLA, D. 2001. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. Journal of Environmental Quality. 30: 337-334.
- RUIZ, I. 1988. Carga animal y presión de pastoreo. In Ruiz, I. Praderas para Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile. 721 p.
- RUZ, E. 1994. Dinámica del nitrógeno en sistemas ganadero. In Latrille, L. Producción Animal. Instituto de Producción Animal. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Austral de Chile. Serie B-18. pp: 98-115.
- RYDEN, J., BALL, P. y GARWOOD, E. 1984. Nitrate leaching from grassland. Nature 311: 50-53.

- ROBARGE, W., EDWARDS, A. y JOHNSON, B. 1983. Water and waste water analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. Department science. In Soil Sci. Plant anal 14: 1207-1215.
- RODRIGUEZ, J. 1993. La fertilización de los cultivos, un método racional. Facultad de Agronomía. Pontificia Universidad Católica de Chile. 291 p.
- SALAZAR, F., ALFARO, M., TEUBER, N.; IRAIRA, S.; VILLAROEL, D. y RAMIREZ, L. 2004. Pérdidas de nitrógeno por arrastre superficial y lixiviación en sistemas de producción de carne de la Décima Región. In: XXX Reunión anual de la Sociedad Chilena de Producción Animal. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales. Universidad de la frontera. Temuco Chile 30: 221-222.
- SCHOLEFIELD, D. y STONE, A. 1995. Agricultura Ecosystems and Environment 55: 181-191.
- SCHROEDER, P., RADCLIFFE, D., CABRERA, M. y BELEW, C. 2004. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus in runoff: Effects of soil series variability. Journal of Environmental Quality 33:1452-1463.
- SHARPLEY, N., DANIEL, C. y EDWARDS, R. 1993. Phosphorus movement in the landscape. Journal of Production Agriculture. 6: 493-500.
- SHARPLEY, A., CHAPRA, S., WEDEPOHL, R., SIMS, T., DANIEL, T. y REDDY, K. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. Journal of Environmental Quality 23: 437-451.

- SHARPLEY, A. 1995. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality* 24: 947–951.
- SHARPLEY, A., DANIEL, T., SIMS, J. y POTE, D. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal Soil and water Conservation* 51: 160-166.
- SHARPLEY, A.N. y KLEINMAN, P. 2003. Effect of rainfall Simulator and plot scale on overland flow and phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. 32:2172-2179.
- SIERRA, C. y ORTEGA, L. 1992. Fertilidad del suelo y praderas permanentes. In: Seminario Manejo de praderas permanentes. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Estación experimental Remehue. Chile. Serie Remehue N° 31. 152p.
- TURNER, B. y HAYGARTH, M. 2000. Phosphorus forms and concentrations in leachates under four grassland soil types. *Soil Science Society American Journal* 64: 1090-1099
- 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 9th edition. Soil Survey Staff. www.soils.usda.gov/technical/classification/tax_keys/keysweb.pdf.

ANEXOS

ANEXO 1 Análisis químico (0-10 cm) del suelo inicial y final por tratamiento.

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

ANEXO 2 Análisis químico (10-20 cm) del suelo inicial y final por tratamiento.

Parámetro	Tratamiento			
	3,5 terneros ha ⁻¹		5,0 terneros ha ⁻¹	
	25 Marzo	17 Agosto	25 Marzo	17 Agosto
P (mg kg ⁻¹)	23,22	27,50	21,18	28,58
N (mg kg ⁻¹)	19,61	20,27	17,89	27,04
pH H ₂ O	5,63	5,70	5,62	5,55
pH CaCl ₂	4,93	4,97	4,88	4,87
M.O. (%)	17,48	15,31	13,40	14,94
Ca (cmol(+) kg ⁻¹)	6,63	7,47	6,66	7,30
Mg (cmol(+) kg ⁻¹)	1,39	1,39	1,37	1,25
K (cmol(+) kg ⁻¹)	0,60	1,06	0,86	0,83
Na (cmol(+) kg ⁻¹)	0,17	0,14	0,18	0,10
Al int. (cmol(+) kg ⁻¹)	0,16	0,20	0,24	0,27
S (mg kg ⁻¹)	6,30	13,52	6,06	13,41
S. bases (cmol(+) kg ⁻¹)	8,78	10,06	9,07	9,48
Sat. Al (%)	1,84	1,97	2,59	2,79
Al extractable (mg kg ⁻¹)	1073	1010	879	873

ANEXO 3 Registro de precipitaciones diarias (mm) 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
Acumulado	224,1	19,1	337,6	173,7	86,0	94,8	94,1
Nº eventos	18	12	28	24	15	16	23

FUENTE: Estación agrometeorológica INIA-Remehue (2004).

ANEXO 4 Registro de evaporación diaria (mm) durante el período de muestreo.

EVAPORACION (mm)							
Fecha	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre
1	1,2	0,4	0,4	0,7	0,4	1,6	0,6
2	0,8	0,8	0,9	0,5	0,6	0,8	2,6
3	2,2	1,2	0,6	0,3	0,4	0,7	2,7
4	0,7	1,5	1,2	0,8	0,5	0,6	2,1
5	0,9	1,3	1,0	0,6	0,6	0,4	2,1
6	0,8	0,4	0,3	1,0	1,1	0,7	1,1
7	0,7	0,4	0,8	0,6	1,8	0,9	3,0
8	0,9	0,6	0,5	0,2	0,8	1,1	0,4
9	0,6	0,8	0,4	0,7	0,6	1,7	0,6
10	0,6	0,8	0,6	0,0	0,7	1,4	0,3
11	0,7	0,7	0,4	0,4	0,3	1,9	1,3
12	1,1	1,2	0,1	0,5	0,4	2,5	3,4
13	1,9	1,4	0,6	0,3	1,5	1,2	1,7
14	0,7	0,4	0,6	0,1	0,6	0,9	2,4
15	0,5	0,6	0,2	0,3	0,4	1,9	0,7
16	1,7	0,6	0,5	0,5	1,0	2,6	3,2
17	1,2	0,5	0,4	0,7	1,4	1,0	1,9
18	1,5	0,6	0,4	0,6	1,0	1,2	2,0
19	0,7	0,8	0,9	0,5	1,3	1,3	3,8
20	0,8	0,3	0,2	0,4	0,5	1,4	1,8
21	1,1	1,2	0,3	0,5	1,5	0,7	0,7
22	1,9	0,9	0,2	0,3	0,7	2,1	1,7
23	1,2	0,7	0,3	0,4	0,5	0,4	0,7
24	0,7	0,3	0,2	0,4	1,9	1,8	0,9
25	0,9	0,1	0,2	0,4	0,9	0,9	1,8
26	1,2	0,7	0,3	0,6	0,6	2,0	3,4
27	1,5	0,5	0,5	0,6	1,2	1,9	3,0
28	0,8	0,4	0,7	0,9	0,5	2,5	2,2
29	1,3	0,5	0,1	0,8	1,3	2,1	3,5
30	0,6	0,5	0,4	0,5	1,4	1,7	0,9
31		0,6		0,9	1,1		1,5
Acumulado	31,4	21,7	14,2	16,0	27,5	41,9	58,0

FUENTE: Estación agrometeorológica INIA-Remehue (2004).

ANEXO 5 Andeva del escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	2,42731	1	2,42731	3,28	0,071
DENTRO GRUPOS	244,918	331	0,73993		
TOTAL	247,345	332			

ANEXO 6 Andeva del escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	0,491202	1	0,491202	2,3	0,1306
DENTRO GRUPOS	55,7536	261	0,213615		
TOTAL	56,2448	262			

ANEXO 7 Andeva para la concentración de P-fosfato por escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	3,92612	1	3,92612	12,72	0,0004
DENTRO GRUPOS	88,2818	286	0,308678		
TOTAL	92,2079	287			

ANEXO 8 Andeva para la concentración de P-fosfato por escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	1,99887	1	1,99887	4,89	0,0285
DENTRO GRUPOS	64,2088	157	0,408973		
TOTAL	66,2077	158			

ANEXO 9 Andeva para las pérdidas de P-fosfato por escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	4,41947	1	4,41947	5,32	0,0219
DENTRO GRUPOS	236,956	286	0,831425		
TOTAL	241,376	287			

ANEXO 10 Andeva para las pérdidas de P-fosfato por escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	4,78805	1	4,78805	8,16	0,0049
DENTRO GRUPOS	92,1271	157	0,586797		
TOTAL	96,9151	158			

ANEXO 11 Andeva para la concentración de N-nitrato por escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	0,177627	1	0,177627	0,32	0,573
DENTRO GRUPOS	160,073	287	0,557747		
TOTAL	160,251	288			

ANEXO 12 Andeva para la concentración de N-nitrato por escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	0,727424	1	0,727424	1,98	0,1607
DENTRO GRUPOS	67,099	183	0,366661		
TOTAL	67,8264	184			

ANEXO 13 Andeva para las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento superficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	2,48036	1	2,48036	3,69	0,0557
DENTRO GRUPOS	192,769	287	0,671764		
TOTAL	195,277	288			

ANEXO 14 Andeva para las pérdidas de N-nitrato por escurrimiento subsuperficial para el tratamiento 3,5 terneros ha⁻¹ y 5,0 terneros ha⁻¹.

F.V	S.C	G.L	C.M	F. cal	P. valor
ENTRE GRUPOS	0,131233	1	0,131233	0,65	0,422
DENTRO GRUPOS	37,0909	183	0,202682		
TOTAL	37,2221	184			