

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA  
FACULTAD DE AGRONOMÍA

ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO DE SUELOS BAJO  
PRADERAS PASTOREADAS POR VACAS LECHERAS

por

Pablo ROVIRA RODRIGUEZ

TESIS presentada como uno  
de los requisitos para obtener el  
título de Ingeniero Agrónomo

MONTEVIDEO  
URUGUAY  
2011

Tesis aprobada por:

Director:-----  
Ing. Agr. PhD. Amabelia del Pino

-----  
Ing. Agr. Dra. Laura Astigarraga

-----  
Ing. Agr. PhD. Carlos Perdomo

-----  
Ing. Agr. MSc. Pilar Irisarri

Fecha: 21 de julio de 2011

Autor:-----  
Pablo Rovira Rodríguez

## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a Amabelia del Pino por la ayuda brindada en la elaboración de este trabajo, tanto en la etapa a campo, como en el análisis de las muestras y análisis de los datos.

Agradezco a Sabrina Latorre quien me enseñó la técnica de medición de  $N_2O$  en el cromatógrafo de gases y a Gimena Rodríguez por la ayuda brindada en el análisis de las muestras de suelo.

A Pilar Irizarri quien puso a disposición el CG 115 para los análisis que se debían realizar y los aportes realizados para el análisis de los datos de gases y a Laura Astigarraga y Carlos Perdomo por los aportes realizados para la concreción de este trabajo.

## TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES.....	VI
1. <u>INTRODUCCIÓN</u> .....	1
1.1. EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO AL 2004-URUGUAY.....	2
1.2. CONTRIBUCIONES RELATIVAS AL CALENTAMIENTO GLOBAL DE LOS 3 GEI MÁS IMPORTANTES.....	4
1.3. FUENTES Y PROCESOS DE GENERACIÓN DE N <sub>2</sub> O.....	5
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</u> .....	7
2.1. CICLO DEL NITRÓGENO EN EL SISTEMA SUELO -PLANTA.....	7
2.1.1. <u>Amonificación</u> .....	7
2.1.2. <u>Nitrificación</u> .....	9
2.1.3. <u>Desnitrificación</u> .....	10
2.2. FACTORES QUE DETERMINAN LAS EMISIONES DE N <sub>2</sub> O EN PASTURAS BAJO PASTOREO.....	11
2.2.1. <u>Fase gaseosa del suelo, contenido de oxígeno de la                 misma y potencial de óxido- reducción</u> .....	11
2.2.2. <u>Disponibilidad de N mineral en el suelo</u> .....	13
2.2.3. <u>Contenido de carbono orgánico del suelo</u> .....	13
2.2.4. <u>Temperatura y humedad del suelo</u> .....	14
2.2.5. <u>pH del suelo</u> .....	14
2.3. CICLO DEL NITRÓGENO EN PRODUCCIÓN ANIMAL.....	15
2.4. EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN PASTURAS.....	17
2.4.1. <u>Emisiones de óxido nitroso a partir de pasturas                 pastoreadas y sin pastorear</u> .....	17
2.4.2. <u>Emisiones de óxido nitroso a partir de parches de                 orina de vacas lecheras</u> .....	17
2.5. PRÁCTICAS PARA REDUCIR LAS EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO.....	22
2.6. METODOLOGÍA DE MEDICIÓN DE ÓXIDO NITROSO UTILIZADA EN EL CAMPO.....	23
3. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u> .....	25
3.1. SITIO EXPERIMENTAL.....	25
3.2. MUESTREO DE GASES Y DE SUELO.....	26
3.3. ANÁLISIS DE MUESTRAS.....	27
3.4. ANÁLISIS DE DATOS.....	28

4.	<u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u> .....	30
4.1.	<u>CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA</u> .....	30
4.1.1.	<u>Temperatura del suelo y precipitación</u> .....	30
4.1.2.	<u>Características del suelo</u> .....	31
4.1.2.1.	<u>Textura</u> .....	32
4.1.2.2.	<u>Densidad aparente</u> .....	33
4.1.2.3.	<u>Porosidad total</u> .....	33
4.1.2.4.	<u>Nitrógeno total y carbono total</u> .....	34
4.1.2.5.	<u>pH del suelo, en agua y en KCl</u> .....	35
4.1.2.6.	<u>Bases intercambiables</u> .....	36
4.2.	<u>EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO</u> .....	37
4.2.1.	<u>Emisiones de óxido nitroso de suelos bajo pradera de Lotus</u> .....	38
4.2.2.	<u>Emisiones de óxido nitroso de suelos bajo pradera de Alfalfa</u> .....	41
4.2.3.	<u>Comparación de las emisiones de óxido nitroso del experimento con las emisiones que citan los autores</u> .....	43
4.3.	<u>PARÁMETROS DEL SUELO RELACIONADOS CON LAS EMISIONES</u> .....	45
4.3.1.	<u>Humedad y porcentaje del espacio poroso ocupado por agua</u> .....	45
4.3.2.	<u>Nitrógeno mineral del suelo</u> .....	47
4.3.3.	<u>Contenido de C soluble del suelo</u> .....	55
4.3.4.	<u>Contraste entre los parámetros del suelo evaluados y los valores óptimos para los procesos que explican las emisiones de óxido nitroso</u> .....	57
4.3.4.1.	<u>Factores que influyen en los procesos de nitrificación y desnitrificación</u> .....	57
4.3.4.2.	<u>Factores que favorecen las emisiones de óxido nitroso</u> .....	59
5.	<u>CONCLUSIONES</u> .....	60
6.	<u>RESUMEN</u> .....	61
7.	<u>SUMMARY</u> .....	62
8.	<u>BIBLIOGRAFÍA</u> .....	63

## LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

Cuadro No.	Página
1. Emisiones y remociones totales nacionales por gas de efecto invernadero 2004.....	2
2. Evolución de emisiones netas de GEI para el período 1990-2004 en CO <sub>2</sub> equivalente.....	4
3. Resumen de trabajos sobre emisiones de N <sub>2</sub> O a partir de orina en diferentes.....	20
4. Resumen comparativo de emisiones de N <sub>2</sub> O en diferentes sistemas productivos.....	21
5. Composición química de las pasturas Lotus y Alfalfa	25
6. Promedios totales de precipitación y temperatura media mensuales registrados en INIA “Las Brujas” en el período 1971 al 2000.....	30
7. Textura de los suelos bajo cultivo de Lotus y de Alfalfa (0 - 10 cm).....	32
8. Densidad aparente a distintas profundidades de los suelos bajo pastura de Lotus y de Alfalfa.....	33
9. Porosidad total de los suelos bajo pastura de Lotus y Alfalfa.....	33
10. Contenido de N y C total de los suelos bajo pastura de Lotus y Alfalfa (0 - 10 cm).....	34
11. Bases intercambiables de los suelos bajo cultivo de Lotus y de Alfalfa (0 - 10 cm).....	36
12. Picos y momento de emisión de N <sub>2</sub> O para los 3 tratamientos bajo pradera de Lotus.....	38
13. Resultado del Análisis de Varianza para emisiones de N-N <sub>2</sub> O de cada tratamiento de la pradera de Lotus.....	39
14. Resultado del Análisis de Varianza para emisiones de N-N <sub>2</sub> O por muestreo de la pradera de Lotus.....	39
15. Emisiones de N-N <sub>2</sub> O acumuladas para suelos bajo Lotus en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	40

16. Resultados de Análisis de Varianza para emisiones de N-N <sub>2</sub> O de cada tratamiento de la pradera de Alfalfa.....	42
17. Resultados del Análisis de Varianza para emisiones de N-N <sub>2</sub> O por muestreo de la pradera de Alfalfa....	42
18. Emisiones de N-N <sub>2</sub> O acumuladas para suelos bajo Alfalfa en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	43
19. Picos de emisión de N-N <sub>2</sub> O y momento según autor	44

Figura No.

1. Evolución de las emisiones de gases de efecto invernadero en el período 1990-200.....	3
2. Sustratos, enzimas y productos involucrados en el proceso de nitrificación.....	9
3. Sustratos, enzimas y productos involucrados en el proceso de desnitrificación.....	10
4. Factores que determinan las emisiones de N <sub>2</sub> O de los suelos agrícolas.....	11
5. Incremento en la concentración de N <sub>2</sub> O en la cámara cerrada siendo el punto A la concentración ambiental.....	23
6. Temperatura y precipitaciones en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	31
7. pH de los suelos bajo pastura de Lotus y Alfalfa medido en agua y KCl (Relación suelo:solución 1:2.5) en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	35
8. Emisiones de N-N <sub>2</sub> O de suelos bajo pradera de Lotus en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	38
9. Emisiones de N-N <sub>2</sub> O de suelos bajo pradera de Alfalfa en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	41
10. Contenido gravimétrico de agua en el suelo para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010..	45
11. Emisiones de N <sub>2</sub> O y porcentaje del espacio poroso ocupado por agua de los suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de octubre al 15 de	

diciembre de 2010.....	46
12. Emisiones de N <sub>2</sub> O y porcentaje del espacio poroso ocupado por agua de los suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	47
13. Emisiones de N <sub>2</sub> O y contenido de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> de los Suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de Octubre al 15 de diciembre de 2010.....	48
14. Emisiones de N <sub>2</sub> O y contenido de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de los suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de octubre al de diciembre de 2010.....	49
15. Contenido de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> y NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> en los suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	50
16. Emisiones de N <sub>2</sub> O y contenido de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> de los suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	51
17. Emisiones de N <sub>2</sub> O y contenido de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de los Suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	52
18. Contenido de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> y N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de los suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	53
19. Contenidos de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> y NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de los suelos 4 suelos en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	54
20. Emisiones de N <sub>2</sub> O y contenido C soluble de los suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	55
21. Emisiones de N <sub>2</sub> O y contenido C soluble de los suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	56
22. Contenido de C soluble de los suelos bajo Lotus y Alfalfa en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.....	57

## 1. INTRODUCCIÓN

La mayor parte de la energía solar que recibe la Tierra se absorbe y se convierte en calor. Parte de ese calor es irradiado desde la superficie terrestre hacia la atmósfera, el cual puede ser absorbido por distintos gases que componen la atmósfera (vapor de agua, dióxido de carbono, óxido nitroso y metano) y devuelto a la superficie de la tierra provocando un calentamiento de la atmósfera y la superficie terrestre. Entre esos gases, el N<sub>2</sub>O además de producir calentamiento atmosférico, degrada la capa de ozono provocando un aumento de la radiación ultravioleta que llega a la tierra (Crutzen 1981, Yamulki et al. 2000).

Este mecanismo de absorción de radiación infrarroja es denominado efecto invernadero. Dicho efecto es el que determina temperaturas que permiten el desarrollo de la vida en la tierra y si bien es normal que ocurra, se ha venido intensificando debido a actividades humanas que aumentan el contenido de los gases que favorecen dicho efecto, alterando el equilibrio natural que existía entre la energía solar entrante y la energía terrestre saliente, y resultando en el aumento de la temperatura global de la Tierra.

Este calentamiento puede producir alteraciones en las zonas actuales de vegetación, cambios en la cantidad y distribución de las precipitaciones, derretimiento de glaciares determinando un aumento en el nivel del mar e inundaciones de las zonas costeras, entre otros.

## 1.1. EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO AL 2004 – URUGUAY

Cuadro 1. Emisiones y remociones totales nacionales por gas de efecto invernadero 2004.

CATEGORÍAS DE FUENTES Y SUMIDEROS	Cantidades emitidas (kton de masa total del contaminante)						
	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	NO <sub>x</sub>	CO	COVDM	SO <sub>2</sub>
<b>Total Nacional de Emisiones Netas</b>	<b>-4.909,02</b>	<b>887,35</b>	<b>39,30</b>	<b>38,76</b>	<b>285,97</b>	<b>43,81</b>	<b>51,50</b>
1 Energía	5.122,62	1,40	0,11	38,11	279,20	25,96	51,08
1A Quema de combustibles (Método Sectorial)	5.122,62	0,49	0,11	37,99	278,77	24,58	49,08
1B Emisiones fugitivas de los combustibles		0,92		0,13	0,43	1,38	2,00
2 Procesos industriales	317,19			0,05	0,20	17,84	0,42
3 Solventes y Usos de otros productos							
4 Agricultura		821,52	38,94	0,59	6,57		
5 Cambio en el Uso de la Tierra y Silvicultura	-10.348,83						
6 Desperdicios		64,42	0,25				
<b>PARTIDAS INFORMATIVAS:</b>							
Bunkers Internacionales	1.198,59	3,6E-03		29,94	0,86	0,03	16,35
CO <sub>2</sub> generado por la quema de biomasa	2.038,96						

Fuente: URUGUAY. MVOTMA (2010)

Como se puede observar en el Cuadro No. 1 de estimaciones de emisiones de GEI, existe un balance negativo de emisiones de CO<sub>2</sub> en el Uruguay. Esto no quiere decir que no existan emisiones de CO<sub>2</sub>, que de hecho las hay, siendo la fuente principal la quema de combustibles fósiles para la obtención de energía (94%), sino que la política de forestación que ha sido adoptada por gobiernos anteriores hace que la captura del gas supere significativamente a las emisiones de CO<sub>2</sub>. Se considera que existe una fijación neta de CO<sub>2</sub> de 4909,2 kton/año al año 2004.

Con respecto al CH<sub>4</sub>, la principal fuente de emisión es la agricultura (incluyendo producción ganadera y cultivos) (92,6%), y en segundo lugar emisiones a partir de desperdicios (7,4%), entre ellos la materia orgánica de los residuos sólidos urbanos, aguas residuales tanto industriales como domésticas. La emisión estimada en el 2004 es de 887,35 kton/año de CH<sub>4</sub>.

La agricultura explica el 99,1% de las emisiones nacionales de N<sub>2</sub>O para el año 2004. De ese 99,1%, el 61,9% está determinado por las emisiones de los suelos procedentes de pastoreo de animales, praderas y pastizales. Las emisiones al 2004 ascienden a los 39,3 kton/año de N<sub>2</sub>O.

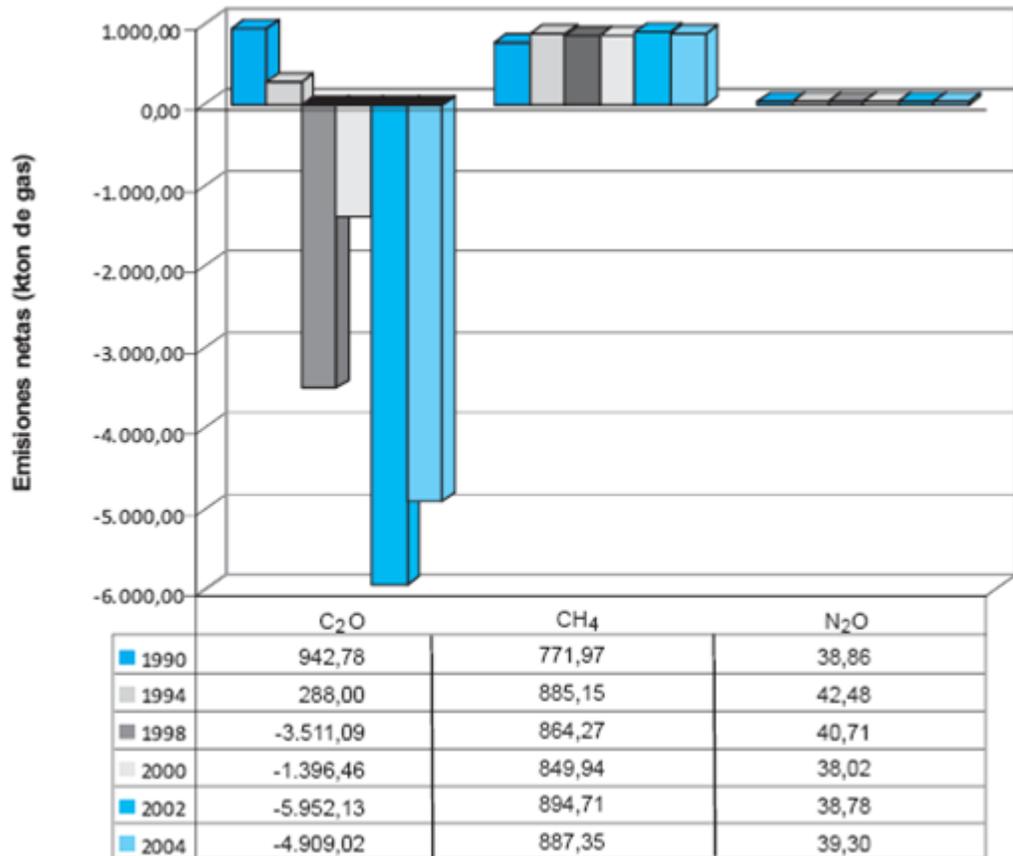


Figura 1. Evolución de las emisiones de gases de efecto invernadero en el período 1990-2004

Fuente: URUGUAY. MVOTMA (2010)

En el gráfico se puede observar la evolución de las emisiones netas de los 3 gases que contribuyen en mayor medida al efecto invernadero en el período 1990-2004 con intervalos de 2 y 4 años.

Las emisiones netas de CO<sub>2</sub> han disminuido desde el 90 hasta tener valores negativos en el año 2004 (fijación de CO<sub>2</sub>) por la remoción del gas provocada por un aumento del área forestada con *Eucalyptus* y *Pinus*. La remoción de CO<sub>2</sub> por éste sector aumentó más de un 250% con respecto al año 1990.

Sin embargo las variaciones en las emisiones de CH<sub>4</sub> en el período estudiado han sido poco significativas. Se registraron aumentos y disminuciones que al año 2004 resultaron en un aumento neto del 15 % en relación al 90.

Para el N<sub>2</sub>O, en el período 1990-1994, las emisiones crecieron un 9,3%, en el período 1994-1998 decrecieron un 4,2% y para el período 1998-2000 continuaron descendiendo otro 6,6% más. Para los años 2002 y 2004 las emisiones presentaron un leve crecimiento, recuperando la caída de los años anteriores, resultando en el 2004 en emisiones de óxido nitroso similares a las de 1990.

## 1.2. CONTRIBUCIONES RELATIVAS AL CALENTAMIENTO GLOBAL DE LOS TRES GASES DE EFECTO INVERNADERO MÁS IMPORTANTES

Como los gases de efecto invernadero presentan una diferente capacidad de atrapar calor en la atmósfera el IPCC (1994) definió el concepto de Potencial de Calentamiento Global (PCG) de diferentes gases, tomando como referencia al CO<sub>2</sub>. Se ha estimado que el CH<sub>4</sub> es 21 veces más efectivo que el CO<sub>2</sub> en atrapar calor (el PCG del metano es 21). El valor de PCG estimado para el óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) es de 310.

Conociendo las emisiones de N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> al 2004 y utilizando los potenciales de calentamiento atmosférico de cada gas es posible expresar las emisiones de los tres gases en equivalentes CO<sub>2</sub> para poder determinar la contribución de cada gas en el calentamiento global.

Por ejemplo para el 2004 los equivalentes CO<sub>2</sub> para el N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> son:

Eq CO<sub>2</sub> para el CH<sub>4</sub> = 21 (PCG) x 887,35 kton = 18634,35 kton eq CO<sub>2</sub>

Eq CO<sub>2</sub> para el N<sub>2</sub>O = 310 (PCG) x 39,3 kton = 12183 kton eq CO<sub>2</sub>

Cuadro 2. Evolución de emisiones netas de GEI para el período 1990-2004 en CO<sub>2</sub> equivalente

Gas	PCA 100 años	Emisión Neta a 100 años (kton CO <sub>2</sub> eq)					
		1990	1994	1998	2000	2002	2004
CO <sub>2</sub>	1	942,78	288,00	-3.511,09	-1.396,46	-5.952,13	-4.909,02
CH <sub>4</sub>	21	16.211,33	18.588,22	18.149,76	17.848,69	18.788,89	18.634,34
N <sub>2</sub> O	310	12.046,48	13.170,08	12.618,62	11.786,22	12.022,69	12.181,93
<b>Total</b>		<b>29.200,58</b>	<b>32.046,31</b>	<b>27.257,29</b>	<b>28.238,44</b>	<b>24.859,45</b>	<b>25.907,25</b>
<b>Variación respecto año anterior</b>			9,7%	-14,9%	3,6%	-12,0%	4,2%
<b>Variación respecto 1990</b>			9,7%	-6,7%	-3,3%	-14,9%	-11,3%

Fuente: URUGUAY. MVOTMA (2010)

Al año 2004 las emisiones de gases de efecto invernadero expresadas en eq. CO<sub>2</sub> ascienden a unos 25907,25 kton/año, que comparada con las emisiones de dichos gases en el año 1990 resultan en una disminución aproximada del 11,3%, debido a la gran absorción de CO<sub>2</sub> por parte de la biomasa leñosa y los suelos principalmente.

Si bien se estima ha existido una disminución en la emisión de gases de efecto invernadero con respecto al año 1990, el incremento de dicho efecto en el período 1990-2000 estuvo determinado por las emisiones de metano y óxido nítrico. A pesar de que las emisiones de ambos gases fueron completamente distintas, 887,35 kton de CH<sub>4</sub> y 39,3 kton de N<sub>2</sub>O al 2004, los PCG de cada gas también lo son, lo cual hace que las emisiones de N<sub>2</sub>O ponderadas por su PCG (310) fueran similares a las emisiones de metano expresadas en eq de CO<sub>2</sub>.

Por el potencial que tiene el N<sub>2</sub>O como generador del efecto invernadero, el tiempo medio de vida en la atmósfera de 150 años (Saggar et al., 2004a) y su aumento de concentración en la atmósfera se ha generado una necesidad urgente de comprender los principales factores que influyen en el intercambio de N<sub>2</sub>O entre la tierra y la atmósfera para poder desarrollar tecnologías de mitigación eficaces.

### 1.3. FUENTES Y PROCESOS DE GENERACIÓN DE ÓXIDO NITROSO

Es de interés cuantificar los flujos de emisión de N<sub>2</sub>O ya que en un plazo no muy lejano, probablemente se planteará como un requisito para la exportación de productos el dato del impacto que genera la producción de los alimentos en toda la cadena de producción, desde que es materia prima, hasta que llega a la mesa del consumidor.

En Uruguay la producción ganadera y lechera se realiza mayoritariamente en condiciones de pastoreo. Esto implica que los animales consumen el forraje de forma directa de la pastura y depositan sus deyecciones en la misma simultáneamente. Una porción importante del N consumido es eliminado en la orina en forma de urea principalmente. La orina posee altas concentraciones de N y los contenidos de N en la orina son variables dependiendo principalmente de la dieta. Con la orina se produce un retorno desigual de N al suelo, que si bien es potencialmente reciclable, representa una fuente potencial de pérdidas. Dado que el N<sub>2</sub>O es un gas producto intermediario en los procesos de nitrificación y desnitrificación (Byrnes et al., 1990), es de esperar que los parches de orina sean la principal fuente de N<sub>2</sub>O en las pasturas bajo pastoreo.

En este trabajo se intenta cuantificar y contrastar los flujos de emisión de óxido nitroso ( $N_2O$ ) a partir de suelos con parches y sin parches de orina de vacas lecheras en una pastura de Lotus y otra de Alfalfa en primavera durante 7 semanas en un suelo del sur del Uruguay. También se pretende relacionar emisiones de  $N_2O$  con parámetros del suelo y clima y determinar en qué momento se producen los picos de emisión luego de agregada la orina.

Para cumplir con los objetivos planteados se realizaron muestreos y análisis tanto de gases como de suelos.

## 2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. CICLO DEL NITRÓGENO EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA

Las plantas pueden absorber el N en forma de ion nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) o ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), que junto con el ion nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) representan el 2% del N del suelo aproximadamente (Tisdale y Nelson, 1991). El restante 98% se encuentra formando parte de la materia orgánica del suelo (MOS), por lo cual el N disponible para las plantas está en íntima asociación con el N orgánico del suelo, es decir la mayoría del N inorgánico que toman las plantas no fijadoras deriva del N de la MOS (Tisdale y Nelson, 1991).

La dinámica del N en el suelo está determinada principalmente por procesos biológicos que afectan las formas minerales y las formas orgánicas de reserva de N. Entre dichos procesos se destacan la amonificación, nitrificación y desnitrificación.

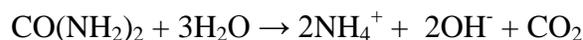
Como estos procesos son mediados por microorganismos, existen múltiples factores que los afectan y por lo tanto determinan las cantidades de N mineral ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ ) disponibles y de N orgánico en el suelo. Dentro de dichos factores se destacan:

- El clima y la vegetación
- Tipo de suelo
- Material madre
- Manejo

#### 2.1.1. Hidrólisis de la urea

La hidrólisis de la urea es el proceso de transformación del N presente en la orina en amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) mediante la intervención de la enzima ureasa. Dicha enzima es abundante en el suelo, las raíces de las plantas y las heces de animales (Whitehead, 1995).

El N en la orina se encuentra mayoritariamente en forma de urea ( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ). El N contenido en la urea es hidrolizado y liberado en forma de  $\text{NH}_4^+$  según la siguiente ecuación:



Lantinga et al. (1987) encontraron que la hidrólisis de la urea en la orina se completa después de tres días de depositada.

Durante el proceso de hidrólisis de la urea, que ocurre rápidamente, se produce la liberación de iones hidróxido ( $\text{OH}^-$ ) que generan un aumento de pH en los parches de orina de hasta 3 unidades (van Groenigen et al., 2005). Dicho aumento de pH, favorece el proceso de volatilización del  $\text{NH}_4^+$  en forma de  $\text{NH}_3$ . En dicho proceso una porción importante del N de la orina puede ser perdida.

Dentro de los factores que intervienen en el proceso de hidrólisis de la urea se destaca la temperatura, la cual determina la actividad microbiana y por lo tanto las concentraciones de ureasa en el suelo. La actividad microbiana cesa a temperaturas inferiores a los  $-4^\circ\text{C}$ . Gould et al. (1986) observó que la actividad de la ureasa aumenta con el aumento de la temperatura de  $2$  a  $45^\circ\text{C}$ , con un valor óptimo a  $37^\circ\text{C}$ . Pero no sólo la temperatura es un factor importante en el proceso de hidrólisis de la urea, el contenido de humedad del suelo también determina la tasa de transformación del N en la urea a  $\text{NH}_4^+$ , ya que a contenidos muy bajos de humedad la actividad de la ureasa se inhibe. El alto pH de la orina (8,6) podría favorecer directamente la hidrólisis de la urea (Sherlock y Goh, 1984) ya que dicho pH es el óptimo para la actividad de la ureasa (Vlek et al., 1980).

El  $\text{NH}_4^+$  obtenido mediante el proceso de hidrólisis de la urea puede ser adsorbido por los coloides del suelo, volatilizado o transformado en  $\text{NO}_3^-$  a través del proceso de nitrificación.

El N en forma de  $\text{NH}_4^+$  puede ser transformado en amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) según la siguiente ecuación:



Como se puede observar en la ecuación, el proceso de volatilización se ve favorecido con aumentos en la alcalinidad de los suelos que ocurre durante el proceso de hidrólisis de la urea. Además los  $\text{OH}^-$  generados en dicho proceso favorecen el proceso de nitrificación.

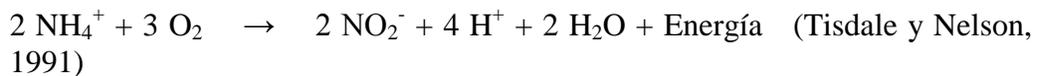
Ball y Ryden (1984) estudiaron el ciclo del N en parches de orina y encontraron una variabilidad estacional considerable en la volatilización del N amoniacal. Entre un 6 y un 66% del  $\text{NH}_4^+$  puede ser perdido en forma de  $\text{NH}_3$  mediante ese proceso. Bussink y Oenema (1998) llegaron a la conclusión a partir de una revisión de la literatura que estas pérdidas pueden variar entre el 4 y el 44% del N aplicado con la orina.

### 2.1.2. Nitrificación

Es un proceso de oxidación donde el  $\text{NH}_4^+$  se transforma en  $\text{NO}_3^-$  en condiciones oxidantes (presencia de  $\text{O}_2$ ) generalmente mediante la intervención de microorganismos quimioautótrofos denominados nitrobacterias que obtienen energía mediante este proceso. La nitrificación ocurre en dos etapas:

- Nitritación

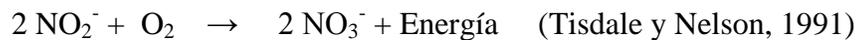
Incluye la transformación de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$  y es llevado a cabo lentamente en su mayoría por las bacterias del género *Nitrosomonas* según la siguiente ecuación:



Como se puede observar en la ecuación anterior, de la reacción de nitritación se generan iones  $\text{H}^+$  que pueden acidificar el suelo en un corto período (Doak 1952, Haynes y Williams 1992).

- Nitratación

Abarca la rápida transformación del  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$  por intervención de bacterias del género *Nitrobacter* en su mayoría, según la siguiente reacción:



Como el proceso de nitratación es más rápido que el de nitritación, la mayor parte del N se acumula en los suelos bajo la forma de  $\text{NO}_3^-$ .

El proceso de nitrificación puede ser resumido en la siguiente figura:

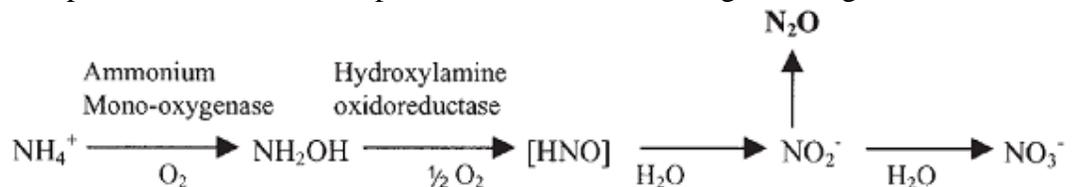


Figura 2. Sustratos, enzimas y productos involucrados en el proceso de nitrificación.

Fuente: Sagar et al. (2004a)

Como se puede observar en la Figura No. 2, en el proceso de nitrificación es posible que se produzca  $\text{N}_2\text{O}$  a partir del ion nitrito formado.

La emisión de  $N_2O$  a partir del proceso de nitrificación es llevado a cabo por bacterias nitrificantes del género *Nitrosomonas* que reducen el  $NO_2^-$  a  $N_2O$ , pudiendo llegar a  $N_2$  en condiciones anóxicas. A este proceso se le denominó nitrificación desnitrificante.

### 2.1.3. Desnitrificación

El proceso de desnitrificación implica una serie de etapas en las cuales microorganismos facultativos utilizan al  $NO_3^-$  o al  $NO_2^-$  como aceptores de electrones para reducirlos a  $N_2$ . Dentro de los microorganismos responsables de la desnitrificación se pueden encontrar bacterias del género *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archomobacter* y *Bacillus* y autótrofos como *Thiobacillus denitrificans* y *Thiobacillus thioparus* (Tisdale y Nelson, 1991).

El proceso puede ser representado mediante la siguiente figura:

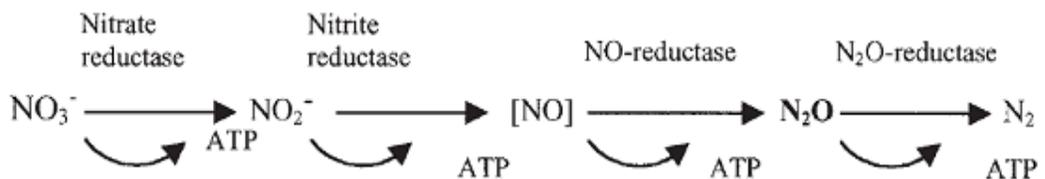


Figura 3. Sustratos, enzimas y productos involucrados en el proceso de desnitrificación.

Fuente: Saggari et al. (2004a)

Como se puede observar en el proceso de desnitrificación se generan otros productos como el  $N_2O$  que se acumula en la atmósfera en caso de darse el proceso de forma incompleta. Si no está presente la enzima  $N_2O$  reductasa el  $N_2O$  no es reducido a  $N_2$  y es liberado a la atmósfera. Es decir el  $N_2O$  es un producto o un subproducto del proceso de desnitrificación dependiendo de la existencia de la enzima  $N_2O$  reductasa en el suelo, quien toma al  $N_2O$  como sustrato para la producción de  $N_2$  (Robertson y Tiedje, 1987).

El  $NO_3^-$  producido mediante el proceso de nitrificación en micrositios anóxicos del suelo puede ser reducido a  $N_2O$ ; por lo tanto el proceso de nitrificación y de desnitrificación pueden ocurrir de forma simultánea (Irisarri, 2009).

En conclusión el  $N_2O$  es un gas que puede producirse y consumirse de forma simultánea en el proceso de nitrificación y desnitrificación, y su balance explica la emisión neta del gas por parte del suelo.

## 2.2. FACTORES QUE DETERMINAN LAS EMISIONES DE N<sub>2</sub>O EN PASTURAS BAJO PASTOREO

Como el N<sub>2</sub>O es un producto intermediario de los procesos de nitrificación y desnitrificación, aquellos factores que afecten dichos procesos, alterarán el flujo de emisiones de N<sub>2</sub>O a la atmósfera. Si bien el N<sub>2</sub>O es un gas emitido naturalmente por los suelos, el manejo del rodeo (carga, intensidad y frecuencia de pastoreo entre otros) pueden contribuir a aumentar dichas emisiones por afectar los factores que se destacan en la Figura No 4.

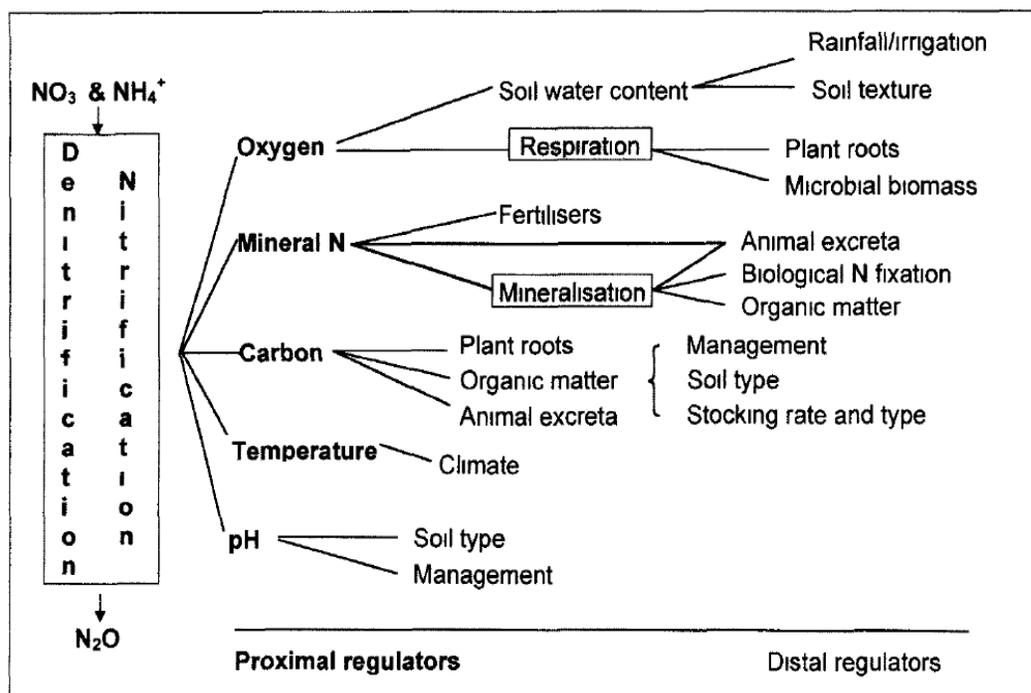


Figura 4. Factores que determinan las emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos agrícolas  
Fuente: de Klein et al. (2001)

### 2.2.1. Fase gaseosa del suelo, contenido de oxígeno de la misma y potencial de óxido-reducción

El contenido de oxígeno en el suelo es importante para el crecimiento y desarrollo de microorganismos, ya que determinan los procesos de mineralización de N, nitrificación y desnitrificación entre otros. La fase gaseosa del suelo está determinada por la textura y estructura del mismo ya que determinan la porosidad que existe en el suelo, mientras que las precipitaciones y el riego determinarán el volumen de esos poros que contienen aire.

Condiciones de aerobiosis y por lo tanto oxidantes favorecen al proceso de nitrificación (oxidación del  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$ ). Las nitrobacterias son microorganismos aerobios, por lo que en condiciones anaerobias este proceso se vería inhibido y el N se acumularía bajo la forma de  $\text{NH}_4^+$ .

Condiciones reductoras, favorecen al proceso de desnitrificación (reducción de  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{N}_2$ ). Cuanto más reducido es el medio mayor es la relación  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$  emitido.

Saggar et al. (2002b, 2003c, 2004a, 2004d) mostró que la microporosidad posee una influencia importante en los flujos de  $\text{N}_2\text{O}$  de dos sitios pastoreados. Cuando el suelo está cerca de la capacidad de campo seguido de una lluvia, se dan condiciones reductoras que hacen que las pérdidas de N aumenten. Por lo tanto en invierno cuando las lluvias son prolongadas y la evapotranspiración es baja, el contenido de humedad del suelo determina condiciones reductoras que son favorables para el proceso de desnitrificación y consiguientes emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  (Luo et al., 2000).

Davidson (1991) mostró que las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  debidas a la nitrificación se dan cuando el contenido de humedad del suelo es menor al 60% de la máxima cantidad de agua que puede retener el mismo, y al proceso de desnitrificación cuando el contenido de humedad es mayor al 60%.

No sólo es importante el volumen de aire en el suelo, sino el contenido de oxígeno del mismo. La respiración por parte de las plantas y la biomasa microbiana determinarán el contenido de oxígeno del aire del suelo.

Entre los factores que alteran el potencial redox del suelo están los cambios en la humedad del mismo (Carran et al. 1995, MacKenzie et al. 1998, Dobbie et al. 1999, Dobbie y Smith 2001, Hedley et al. 2002). También la textura (Ineson et al. 1998, Kaiser et al. 1998), las prácticas de manejo, el laboreo, la compactación, la aplicación de riego y las prácticas que faciliten el drenaje (Mosier et al., 1986) ya que todas ellas modifican las propiedades físicas del suelo como la aireación y el contenido de agua (Staley et al. 1990, Hansen et al. 1993).

La compactación es uno de los problemas que afectan la eficiencia del ciclado del N, algunos factores que lo causan son: el uso intensivo de maquinaria, las rotaciones forrajeras cortas, los pastoreos intensivos, las altas cargas y los manejos inapropiados del suelo. La compactación del suelo genera condiciones reductoras (ausencia de  $\text{O}_2$ ) que favorecen al proceso de desnitrificación, posibilitando pérdidas de N en forma de  $\text{N}_2\text{O}$  (Núñez et al., 2005).

### 2.2.2. Disponibilidad de N mineral en el suelo

La disponibilidad de N en la solución del suelo ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NO}_2^-$ ), determina las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  a partir del mismo (Ball et al. 1997, Castaldi y Smith 1998). El N mineral contenido en el suelo generalmente proviene de la mineralización de la MO, de aplicaciones de fertilizantes o de las excreciones animales.

A mayor disponibilidad de  $\text{NH}_4^+$ , sustrato de los microorganismos nitrificantes, se favorecerá la producción de  $\text{NO}_3^-$  cuando están dadas las demás condiciones. Por lo tanto el proceso de nitrificación está íntimamente relacionado al proceso de hidrólisis de la urea.

La orina, como se comentó anteriormente posee altas concentraciones de N en forma principalmente de urea que es rápidamente hidrolizada a  $\text{NH}_4^+$  en los parches de orina, por lo tanto es factible que ocurran emisiones importantes de  $\text{N}_2\text{O}$  a partir de dichas manchas (Monaghan y Barraclough, 1992).

El  $\text{NO}_3^-$  y el  $\text{NO}_2^-$  son los sustratos iniciales para el proceso de desnitrificación, por lo cual altas concentraciones de dichos iones en la solución del suelo favorecen las pérdidas de N- $\text{N}_2\text{O}$  por desnitrificación.

### 2.2.3. Contenido de C orgánico del suelo

El contenido de C orgánico del suelo, fácilmente descomponible, es importante ya que los microorganismos heterótrofos desnitrificantes lo utilizan para la obtención de energía mediante su oxidación (Ineson et al. 1998, Kaiser et al. 1998). Es por esta causa que la desnitrificación ocurre principalmente en los horizontes superiores donde radica la mayor parte de la materia orgánica fácilmente descomponible.

En las manchas de orina, tanto el N como el C son proporcionados por la orina, lo cual debería de favorecer los procesos de nitrificación y desnitrificación.

En un experimento de Bhandral et al. (2007) el cual consistía en la aplicación al suelo de distintas fuentes de N (orina,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  y urea), observaron que alrededor de los 4 días de la aplicación existía un pico de concentración de C soluble para todos los tratamientos. La aplicación de orina generó el pico de C soluble más alto, alrededor de  $1,0 \text{ mg C kg}^{-1}$  suelo. Esto se debe a que la aplicación de N favorece la microflora descomponedora de la MO (mineralización) dejando disponible el C para su utilización por otros

microorganismos. El pico de emisión de  $N_2O$  fue aproximadamente de  $900 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  y estuvo asociado a un contenido de C soluble de  $1,0 \text{ mg C kg}^{-1}$  de suelo. De acuerdo a estos autores el pico de C soluble con la aplicación de orina se da alrededor de 2 días después del pico de emisión de  $N_2O$ . Es decir el pico de emisión de  $N_2O$  no se debe al contenido de C en la orina sino al disponible en la solución del suelo. Seguramente emisiones posteriores si se deban al C proveniente de la orina.

#### 2.2.4. Temperatura y humedad del suelo

Tisdale y Nelson (1991) citan como temperatura óptima para el proceso de nitrificación  $30 \text{ }^\circ\text{C}$ , pero el proceso puede transcurrir hasta temperaturas de  $3 \text{ }^\circ\text{C}$ . Sin embargo el rango de temperatura en el cual se puede producir la desnitrificación oscila entre los  $2,7 \text{ }^\circ\text{C}$  y los  $75 \text{ }^\circ\text{C}$ , siendo la temperatura óptima los  $65 \text{ }^\circ\text{C}$  (Firststone, 1982).

La temperatura junto con el contenido de agua del suelo pueden explicar variaciones temporales de las emisiones de  $N_2O$  (Ryden 1986, Aulakh et al. 1991). Dobbie y Smith (2001) encontraron que existe un efecto positivo de la temperatura sobre la desnitrificación y encontraron que el efecto es mayor en suelos que no fueron regados que en suelos bajo riego. Con un aumento de la temperatura de  $10\text{-}20 \text{ }^\circ\text{C}$ , la tasa de desnitrificación aumentó aproximadamente 10 veces en parcelas de secano y tres veces en parcelas de regadío (de Klein y van Logtestijn, 1996).

La temperatura y la humedad no solo controlan la velocidad de los procesos de nitrificación y de desnitrificación sino que también la velocidad de mineralización de C y N, el consumo de N por las plantas, el nivel de agua subterránea y la difusión de gases en el suelo; y todos estos factores regulan el flujo de  $N_2O$  (Williams et al., 1999).

#### 2.2.5. pH del suelo

Como los involucrados en los procesos de transformación del N son microorganismos, son necesarias determinadas condiciones de pH que permitan su crecimiento y desarrollo.

Tisdale y Nelson (1991) encontraron que la nitrificación se da en un rango de pH de 5,5 a 10. Conti (2000) encontró que los pH óptimos para dicho proceso son los cercanos a la neutralidad. A pH mayores a 7 se ve mayormente afectado el proceso de nitratación (pasaje de  $NO_2^-$  a  $NO_3^-$ ) mientras que a pH

mayores a 8 el mayor perjudicado es el proceso de nitrificación (pasaje de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$ ) (Perdomo y Barbazan, 1999).

El rango óptimo de pH para que ocurra la desnitrificación oscila en 6 y 8 disminuyendo hasta pH de 3,5 en los cuales es casi nula (Firestone, 1982). Bajo condiciones de laboratorio Tisdale y Nelson (1991) incubaron anaeróbicamente muestras de suelo de pH que oscilaban en 4,9 y 7,9 y encontraron que a valores entre 4,9 y 5,6 la mayor parte de las pérdidas ocurrían como  $\text{N}_2\text{O}$  y a valores entre 7,3 y 7,9 fueron principalmente como  $\text{N}_2$ .

El pH del suelo controla la relación  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ . Dicha relación disminuye con aumentos de pH a consecuencia de que la reducción de  $\text{N}_2\text{O}$  a  $\text{N}_2$  es inhibida en condiciones ácidas (Flessa et al., 1998). Van der Weerden et al. (1999) también encontró una fuerte relación negativa entre el pH del suelo y la relación  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$  y sugieren que el mantenimiento del pH del suelo alrededor de 6,5 podría ayudar a mantener una tasa baja de emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  por desnitrificación. A pesar de ello a pH de 8,6 se liberan cantidades significativas de  $\text{N}_2\text{O}$  (Williams et al., 1999).

### 2.3. CICLO DEL NITRÓGENO EN PRODUCCIÓN ANIMAL

Para la producción de proteína en la glándula mamaria de las vacas es necesario un equilibrio entre el suministro de energía y de N al animal. Gran parte de este N es suministrado por las pasturas y otra parte puede provenir de la suplementación con concentrados proteicos. Un máximo del 43% del N ingerido por vacas lecheras puede ser transformado en proteína láctea y carne, el resto es eliminado en las excretas (Van Vuuren y Meijis, 1987). Wetselaar y Ganry (1982) sugieren que en sistemas de producciones ganaderas, aproximadamente el 10 % del N del forraje consumido es incorporado al cuerpo del animal donde hasta un 90% puede ser excretado. El N que no es exportado con los productos, ni utilizado para el crecimiento de los animales, es excretado.

El N ingerido por las vacas no es utilizado totalmente sino que se producen pérdidas en diferentes partes del organismo de los animales (Tamminga, 1992b). Existen pérdidas ruminales como resultado principalmente de un desequilibrio entre la cantidad de hidratos de carbono (energía) y la proteína degradable en el rumen. Dichas pérdidas pueden ser generadas por una asincronía entre la velocidad a la que los hidratos de carbono y las proteínas se degradan (Stern et al., 1994). También existen pérdidas posruminales de N que se producen por pérdidas endógenas del tracto digestivo (descamaciones del mismo). Estas pérdidas se pueden cuantificar en las heces. Un tercer grupo importante de pérdidas de N son las pérdidas postabsortivas, causadas

principalmente por un desequilibrio entre la disponibilidad de energía (neta) y aminoácidos a nivel de tejido (Hof et al. 1994, Subnel et al. 1994), y en menor medida debido a un desequilibrio en el perfil aminoacídico (deficiencia en algún aminoácido esencial) (Armentano, 1994). Al tercer grupo de pérdidas se las encuentra en la orina. La naturaleza y la fuente de estas pérdidas no está claro, pero el hígado y la glándula mamaria son generalmente los órganos responsables (Reynolds et al., 1994). En producciones lecheras se espera que la eficiencia de utilización de los aminoácidos absorbidos de la sangre por la glándula mamaria sea alta, la mayoría de los aminoácidos que son utilizados por la glándula mamaria son aminoácidos esenciales. El 90% de los aminoácidos esenciales de la sangre son exportados en la leche (Baldwin y Kim, 1993). Por lo tanto gran parte del N consumido se pierde en la orina.

Los contenidos de N en la orina son variables dependiendo principalmente de la dieta. Van Vuuren y Mejis (1987) encontraron que dependiendo de la calidad de las pasturas consumidas, del 69 al 80 % del N es excretado en la orina, mientras que Haynes y Williams (1993) en su revisión citan valores entre 40 y 83 %. La orina posee altas concentraciones de N (2.5 a 8.3 g de N L<sup>-1</sup>) de los cuales aproximadamente 75% está presente en forma de urea (Doak, 1952).

De un 20 a un 35% del área de pastoreo es cubierta con grandes cantidades de N aplicadas con las excretas de vacas lecheras (Whitehead, 1995). Las vacas orinan un volumen promedio de 1.5 a 3.5 litros por vez (Holmes, 1989) y orinan de 8 a 12 veces por día (Afzal y Adams 1992, Whitehead 1995). La orina de vacas lecheras puede aumentar la concentración de N de 20 a 80 g N m<sup>-2</sup> en los parches de orina (Haynes y Williams 1993, Oenema et al. 1997).

La tasa de aplicación de N por parche de orina es equivalente a 200-1000 kg ha<sup>-1</sup> (Haynes y Williams, 1993) y la tasa promedio se ha estimado en 500 kg ha<sup>-1</sup> (Saunders, 1984). Sin embargo, como la distribución de la orina es desigual, se pueden originar aplicaciones localizadas de 400-2000 kg N ha<sup>-1</sup> (Jarvis et al., 1995).

Parte de ese N es utilizado por las plantas para el crecimiento. La respuesta del forraje depende de la concentración de N en la orina y puede durar de 2 a 3 meses (Ledgard et al., 1982). Ball y Ryden (1984) estudiaron el ciclo del N en los parches de orina y encontraron una variabilidad estacional considerable en la absorción del N por las plantas. Ellos encontraron que de un 10-53% del nitrógeno aplicado fue utilizado para el crecimiento de las plantas, por ende, la concentración de N en los parches de orina supera ampliamente los

requisitos del nutriente por parte de las mismas, lo que lo hace susceptible a pérdidas.

## 2.4. EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN PASTURAS

### 2.4.1. Emisiones de óxido nitroso a partir de pasturas pastoreadas y sin pastorear

Saggar et al. (2002a, 2002b, 2003c, 2003d, 2004a, 2004d) encontraron que los flujos de  $N_2O$  de las pasturas son mayores cuando son pastoreadas que sin pastorear. Además identificaron variaciones espaciales y temporales en los flujos de  $N_2O$  de pasturas pastoreadas 2 veces por día, encontrando grandes emisiones luego de cada pastoreo y precipitación, seguidos de un descenso de los mismos. Las variaciones espaciales de los flujos de  $N_2O$  a lo largo del año observados en sitios pastoreados fueron grandes con un rango de coeficiente de variación de 56 y 262%. La variabilidad espacial de las emisiones de  $N_2O$  es debida principalmente a la heterogeneidad de suelos. Dicha variabilidad aumenta como resultado del pastoreo y la distribución desigual de las excreciones a partir de las cuales se generan importantes emisiones de  $N_2O$ . El pastoreo además introduce variabilidad espacial por efecto del pisoteo (Saggar et al. 2002b, 2003c, 2004a, 2004d, Bhandral et al. 2003a, 2003b).

Saggar et al. (2004a) determinaron que las emisiones de pasturas de trébol bajo pastoreo de vacas lecheras fueron de  $26,4 \text{ g } N_2O \text{ ha}^{-1}d^{-1}$  para un suelo franco arenoso fino y  $32,0 \text{ g } N_2O \text{ ha}^{-1}d^{-1}$  para un suelo franco limoso. En dicho experimento, el flujo promedio de una pastura de trébol sin pastoreo fue de  $4,3$  y  $5,0 \text{ g } N_2O \text{ ha}^{-1}d^{-1}$  respectivamente.

Clayton et al. (1994) encontraron que las emisiones de  $N_2O$  procedentes de pasturas bajo pastoreo pueden ser tres veces superiores a las de las pasturas sin pastoreo ya que la interacción entre el pisoteo y la liberación de excretas estimularía las emisiones de  $N_2O$ .

### 2.4.2. Emisiones de óxido nitroso a partir de parches de orina de vacas lecheras

Varios investigadores han encontrado que la desnitrificación es el principal responsable de la producción de  $N_2O$  en los parches de orina (de Klein y van Logtestijn 1994, Williams et al. 1998). Oenema et al. (1997) estimó que entre el 0,1 y el 3,8% del N en la orina se emite a la atmósfera en forma de  $N_2O$ .

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) utiliza un coeficiente de 2 % como factor de emisión de  $N_2O$  a partir de parches de orina. (Mosier et al. 1998a, IPCC 2000).

Luo et al. (2008) en su estudio de emisiones de  $N_2O$  a partir de parches de orina en diferentes épocas del año en Nueva Zelanda indican que las aplicaciones de orina de vacas incrementaron los flujos de  $N_2O$  con respecto al sitio control durante 6 semanas. Obtuvieron los picos de emisión de  $N_2O$  entre el primer día y las 3 semanas después de la aplicación de la orina dependiendo de la estación del año, registrando una tasa máxima de aplicación de  $6,1 \text{ mg de N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  obtenida a los 18 días post aplicación de la orina en el invierno. Las emisiones de  $N_2O$  fueron altas durante el invierno y la primavera, estaciones en las cuales el suelo tenía un volumen de agua cercano a la capacidad de campo; y las emisiones fueron bajas durante el verano y el otoño donde la cantidad de agua en el suelo era baja. El rango del factor de emisión estimado del suelo con orina fue de 0,02 a 1,52% del N aplicado.

En un estudio donde se midieron emisiones de  $N_2O$  de suelos con orina, de Klein y van Logtestijn (1994) en Nueva Zelanda, encontraron que del 8 al 16 % del N aplicado en la orina fue perdido como  $N_2O$  durante dos medidas. La menor emisión de  $N_2O$  por parte del parche de orina fue de  $20\text{-}50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . El proceso de desnitrificación fue el principal productor de  $N_2O$  inmediatamente después de la aplicación de la orina y 14 días después de la aplicación de la orina cuando el contenido de humedad bajó al 15 % (V/V) el proceso de nitrificación se convierte en el proceso que emite mayores cantidades de  $N_2O$ . Las emisiones de  $N_2O$  desde la orina se incrementaron significativamente 14 días después de la aplicación con tasas de  $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ .

En otro estudio, la cantidad de N perdido como  $N_2O$  mediante la desnitrificación no fue significativo y todo el  $N_2O$  producido se debió al proceso de nitrificación (Koops et al., 1997).

Sherlock y Goh (1983) en Nueva Zelanda midieron pérdidas mayores de  $N_2O$  cuando se aplicaba orina al suelo que cuando se aplicaba urea en solución. El pico de emisión fue observado a las 24 – 48 hs luego de la aplicación de la urea, y donde se aplicó orina inmediatamente a la aplicación. Las mayores emisiones fueron observadas inmediatamente luego de la aplicación de la orina.

De Klein y van Logtestijn (1994), Koops et al. (1997) también observaron incrementos en las emisiones de  $N_2O$  en las 24 hs de aplicada la orina.

Lovell y Jarvis (1996) informaron de emisiones significativas de  $N_2O$  siguientes a la aplicación de la orina ( $417 \text{ g de N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ). Las emisiones de  $N_2O$  desde el parche de orina fueron mayores en el centro ( $15,3 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )

y disminuyen lentamente hacia los bordes. La máxima producción de  $\text{N}_2\text{O}$  fue aproximadamente de  $50 \text{ mg N m}^{-2}\text{d}^{-1}$ , equivalente a  $500 \text{ g ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ .

Según Sherlock y Goh (1983), la rápida emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  a partir de la mancha de orina se explicaría por nitrificación química o por la anaerobiosis generada en micrositios en el suelo como resultado del  $\text{CO}_2$  generado por la hidrólisis rápida de la urea contenida en la orina. Ellos encontraron un incremento en las emisiones luego de la aplicación de orina con tasas que pueden alcanzar un máximo de  $89 \text{ mg N m}^{-2}\text{d}^{-1}$  dentro de las 6 hs con una pérdida de N como  $\text{N}_2\text{O}$  estimada del 7% del N en la orina en los 42 días de aplicada.

En el Cuadro No. 3 se presenta un resumen de los datos reportados en cuanto a la proporción del N de la orina que es desnitrificada (factor de emisión). Puede observarse que los resultados varían ampliamente entre sitios y aún en un mismo sitio los rangos de medición son frecuentemente de varios órdenes de magnitud.

Cuadro 3. Resumen de trabajos sobre emisiones de N<sub>2</sub>O a partir de orina en diferentes países del mundo.

A review of reported N<sub>2</sub>O emission factors for urine on pasture soils in the literature

Country	Soil type <sup>a</sup>	Period (d)	Setup <sup>b</sup>	Urine type <sup>c</sup>	Emission calculation <sup>d</sup>	N <sub>2</sub> O emission (%)	Reference
The Netherlands	River clay	28	F	C	N difference	0.5	Velthof and Oenema (1994)
Belgium	Sand loam	19–35	F	C	N difference	0.1–2.4	Vermoesen et al. (1997)
Germany	Loess	77	F	C	N difference	3.8	Flessa et al. (1996)
United Kingdom	Silty clay loam	100	F	C	N difference	0.07–1.0	Yamulki et al. (1998)
United Kingdom	Clay loam	30	I	C	<sup>15</sup> N labelling	1.0–5.0	Monaghan and Barraclough (1993)
New Zealand	Clay loam	12	I	C	N difference	4.3	Williams et al. (1998)
United Kingdom	Coarse silt	42	I	C	N difference	7.0	Williams et al. (1999)
United Kingdom	Clay	38	I	C	N difference	~12.7 <sup>e</sup> , ~15.5 <sup>e</sup>	Lovell and Jarvis (1996)
New Zealand	Silt loam	150–351	F	C	N difference	0.6–3.7	De Klein et al. (2003)
	Peat	80		AO		0.4–2.4	
				C		0.3	
				AO		0.6	
	Stony silt loam	231		C		0.5	
Australia	Sand	28	I	S	<sup>15</sup> N labelling	0.0	Bronson et al. (1999)
New Zealand	Silt loam	42	I	S	N difference	>0.5%	Sherlock and Goh (1983)
Germany	Sand	365		S	N difference	0.4–1.3	Poggemann et al. (1995)
United Kingdom	Silt loam	16	I	S	N difference	0.7–2.0	Colbourn (1992)
	Acid brown earth					2.6	
	Peat					0.4–0.5	
New Zealand	Silt loam	112	L	AO	<sup>15</sup> N labelling	0.8	Clough et al. (1998)
	Sandy loam					1.0	
	Clay					1.9	
	Peat					1.9	
New Zealand	Silt loam	100	L	AO	<sup>15</sup> N labeling	1.5–3.0	Clough et al. (1996)
	Peat					>1.0	
New Zealand	Silt loam	60	I	AO	N difference	0.8	Clough et al. (2003a)
New Zealand	Silt loam	21	I	AO	N difference	0.5–6.4	Clough et al. (2003b)
The Netherlands	Sandy	14	I	AO	N difference	7.5–16.3 <sup>e</sup>	De Klein and Van Logtestijn (1994)
The Netherlands	Peat	31	I	AO	N difference	2.2	Koops et al. (1997)
The Netherlands	Sandy	103	I	AO	N difference	0.2–2.3	This study
Germany	Sandy silty loam	357	F	AU	N difference	0.3–4.2	Anger et al. (2003)
United States	Sandy loam	~530	F	U	N difference	>5.0	Mosier et al. (1998b)
United States	Clay loam	300	F	U	N difference	0.6	Mosier and Parton (1985)

<sup>a</sup> As reported in the respective papers.

<sup>b</sup> I, laboratory incubation study; L, lysimeter study; and F, field study.

<sup>c</sup> C, cow urine; S, sheep urine; U, urea solution; AU, artificial urine with only urea as N source; AO, artificial urine with other N sources in addition to urea.

<sup>d</sup> N difference, urine-derived emissions are calculated by subtracting total N<sub>2</sub>O emissions from soil treated with urine, from emissions from untreated soils;

<sup>e</sup> <sup>15</sup>N labeling, applied urine was labeled with <sup>15</sup>N and the total N<sub>2</sub>O flux was analyzed for its <sup>15</sup>N content.

<sup>e</sup> Emissions might have significantly increased due to horizontal diffusion from intact soil cores in experimental setup. Reported numbers are N<sub>2</sub>O production, rather than emission.

Fuente: van Groenigen et al. (2005)

En el Cuadro No. 4 se presenta la comparación entre las estimaciones de emisiones de N<sub>2</sub>O en diferentes lugares y sistemas de producción. Los datos presentados ponen en evidencia que no se puede generalizar la emisión de un sistema de producción dado, sino que los resultados varían de acuerdo a variaciones del clima y manejo.

Cuadro 4. Resumen comparativo de emisiones de N<sub>2</sub>O en diferentes sistemas productivos.

Country	Production system	N <sub>2</sub> O emisión (kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	References
United Kingdom	Grassland	0.86 µg kg <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup>	Abbasi and Adams (1998)
United Kingdom	Grassland	4.7 µg kg <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup>	
United Kingdom	Agriculture	1.01-3.22	Brown <i>et al.</i> (2002)
Wales, UK	Grassland soil under field condition	0.1-5.28	Abbasi and Adams (2000)
SW England	Dairy farmer	42-48*	Jarvis (1993)
England and Wales	Grazing grassland	1-4	Webb <i>et al.</i> (2005a)
United States	Different system production	0.1-1.0	Burke <i>et al.</i> (2002)
	Rangeland dry land	0.4-2	
	Irrigated system	3-6	
Europe	Livestock dairy systems	0.9	Schils <i>et al.</i> (2005)
Mongolia	Grassland	0.06-0.21	Wang <i>et al.</i> (2005)
France	Extensive grassland	1.9-2.9	Pervanchon <i>et al.</i> (2005)
	Intensive grassland	6.6-9.9	
	Extensive grazed grassland	1.4-2.0	
	Intensive grazed grassland	6.2-9.4	
China	Agricultural soil	9.2-11.7 µg N kg <sup>-1</sup> 0 and 14.4-248.8 µg N kg <sup>-1</sup> (soil group 0 and 1)	Cheng <i>et al.</i> (2005)
New Zealand	Cattle grazing	7-30*	Ledgard <i>et al.</i> (1999)
New Zealand	Dairy farms	5-25*	Ledgard <i>et al.</i> (1998)
New Zealand	Grazed grassland (grazing regimen)	4-8	Saggar <i>et al.</i> (2007)
New Zealand	Dairy-grazed pasture	26.4-32 g ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	Saggar <i>et al.</i> (2004c)
New Zealand	Restricted autumn dairy grazing	0.6-1.4	de Klein <i>et al.</i> (2006)
Indinburgh-Scotland	Grassland	7-9 (1999)* and 4-107 (2002)*	Rees <i>et al.</i> (2004)
Australia	Intensive managed irrigated pasture	4.5-5.5**	Phillips <i>et al.</i> (2007)
Australia	Intensive managed irrigated pasture	5-6 (NGGI)*** 14-17 (IPCC)***	Phillips <i>et al.</i> (2007)
Australia	Intensive pasture systems	0.3-13.3	Eckard <i>et al.</i> (2006)
Gippsland, Australia	Temperate perennial pasture	5-10*	Eckard <i>et al.</i> (2003)
Spain	Tillage of perennial pasture	0.027-0.56	Pinto <i>et al.</i> (2004)
Swiss Central Plateau	Dairy production	6-32*	Dueri <i>et al.</i> (2007)
Ireland	Fertilized grazed	2.2-8.3 (year 1)	Hyde <i>et al.</i> (2006)
		13-24 (year 2)	
Chile	Grazing systems	2.8-3.2***	Núñez <i>et al.</i> (2007a; 2007b)

\*Denitrification; \*\*Measured; \*\*\*Estimated.

Fuente: Núñez et al. (2007)

## 2.5. PRÁCTICAS PARA REDUCIR LAS EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO

Las opciones de mitigación para reducir las emisiones de óxido nitroso deben considerar el ciclo del N de los sistemas agrícolas en su conjunto, y el objetivo de aumentar la eficiencia del N de estos sistemas (Jarvis et al., 1996).

Las opciones de manejo para reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O se centran en la reducción de la cantidad de N utilizado en el sistema agrícola (Delgado y Mosier 1996, Mosier et al. 1998b, Skiba et al. 1998b). Para intentar reducir la utilización de N se debería mejorar la eficiencia en el uso de dicho nutriente.

La mayor parte de las emisiones de estos gases en sistemas ganaderos, provienen de excreciones de animales, por lo tanto las prácticas utilizadas para disminuir las emisiones de N<sub>2</sub>O de pasturas tienen que centrarse en los gases emitidos desde las deyecciones de los animales.

Se produce una disminución en las emisiones de N<sub>2</sub>O si se reduce el pastoreo en condiciones de alta humedad en el suelo ya que se evitaría la compactación y desnitrificación asociada a las excretas de los animales (Luo et al., 2008).

La emisión desde parches de orina disminuye cuando el pastoreo se realiza en pasturas con un avanzado estado fenológico (poco contenido de N en planta y baja digestibilidad).

Otra forma de disminuir las emisiones de N<sub>2</sub>O sería intentando aumentar el ciclaje del elemento en el sistema suelo-planta-animal, como por ejemplo reutilizando el estiércol animal en la producción de cultivos.

Otra posibilidad es intentar mantener pH del suelo en valores cercanos a 6,5 ya que esto podría ayudar a mantener una tasa baja de emisión de N<sub>2</sub>O por desnitrificación.

Las estrategias de mitigación propuestas deben ser evaluadas en cuanto a su efecto neto (capacidad de reducir la emisión de todos los gases de efecto invernadero en términos de PCG) a consecuencia de que estrategias que disminuyen las emisiones de un gas pueden incrementar las emisiones netas de otro (Irisarri, 2009). Además es importante agregar que estas recomendaciones intentan disminuir las emisiones de N<sub>2</sub>O y algunas desde el punto de vista agronómico no son factibles de llevarlas a cabo ya que hacen al rubro poco rentable.

## 2.6. METODOLOGÍA DE MEDICIÓN DE ÓXIDO NITROSO UTILIZADA EN EL CAMPO

Las tasas de emisión de  $N_2O$ , comúnmente se determinan midiendo el aumento de concentración de  $N_2O$  en el aire por encima del suelo en el tiempo. Existe gran variabilidad tanto espacial como temporal de los flujos de  $N_2O$  como consecuencia de la multiplicidad de factores que intervienen en los procesos de nitrificación y desnitrificación. Por ende, las mediciones de las emisiones de gas de un solo punto a largos intervalos de tiempo no son suficientes para estimar con precisión las pérdidas temporales o anuales de una pastura o del campo (Mosier y Heinemeyer, 1985). Por este motivo la medición ideal sería continua o a intervalos cortos de tiempo. No obstante este tipo de metodología es cara y costosa de implementar, por lo que en muchos estudios se utilizan cámaras cerradas en las que se miden periódicamente las emisiones.

El  $N_2O$  puede ser medido mediante el método de la cámara cerrada, el cual supone una relación lineal entre el flujo de emisión y el tiempo (IAEA, 1992).

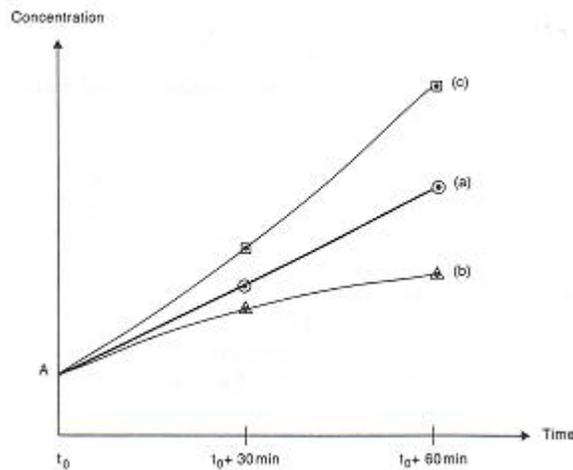


Figura 5. Incremento en la concentración de  $N_2O$  en la cámara cerrada siendo el punto A la concentración ambiental  
Fuente: IAEA (1992)

Si la curva es como a) existe un incremento lineal satisfactorio.

Si la curva es como C) existe un incremento de la pendiente que puede ser debida por ejemplo a incrementos de la temperatura del suelo en la cámara.

Si la curva es como (b) existe un decrecimiento en la pendiente de la curva que puede ser explicada por pérdidas de gas, por no estar bien sellada la cámara, o por un decrecimiento en la difusión del gas desde el suelo a la superficie debido al aumento de concentración de  $N_2O$  en la cámara en el tiempo (saturación).

Problemas generalmente atribuidos al método de la cámara cerrada (IAEA, 1992):

- La concentración de  $N_2O$  dentro de la cámara puede llegar a niveles que inhiban la tasa de emisión normal.
- Al ser la cámara cerrada, se eliminan o alteran las fluctuaciones de la presión atmosférica en la superficie del suelo debidas al normal movimiento del aire. Estas fluctuaciones pueden generar un bombeo de gases desde el suelo hacia la superficie, por lo cual el método de la cámara cerrada podría subestimar los flujos de emisión de  $N_2O$ .
- La capa límite de resistencia del sistema en la atmósfera del suelo puede ser más alta dentro de la cámara que en el exterior lo cual puede llegar a imposibilitar el flujo del gas hacia la cámara.
- Pueden ocurrir cambios de temperatura en el suelo y la atmósfera dentro de la cámara alterando el balance energético del área cerrada.
- Las plantas dentro de la cámara, pueden tener algún efecto en la emisión.
- Puede existir reabsorción del gas por parte del suelo.

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. SITIO EXPERIMENTAL

El experimento se realizó en la Estación Experimental Centro Regional Sur (CRS) entre el 27 de octubre y el 15 de diciembre de 2010.

Se compararon 2 pasturas con la siguiente composición botánica:

- a) *Medicago sativa*, *Bromus auléticus*, y *Trifolium repens*.
- b) *Lotus corniculatus*, *Lolium multiflorum* y *Trifolium repens*.

De aquí en adelante para simplificar me referiré a pastura de Lotus y Alfalfa respectivamente.

Cuadro 5. Composición química de las pasturas de Lotus y Alfalfa

	Primer período		Segundo período	
	Lotus	Alfalfa	Lotus	Alfalfa
<b>MS%</b>	92,84	91,41	92,25	92,54
<b>MO(%MS)</b>	88,84	90,08	88,38	91,31
<b>PC(%MS)</b>	10,66	21,25	10,82	16,57
<b>N (%MS)</b>	1,71	3,4	1,73	2,65
<b>FDN (%MS)</b>	59,26	47,06	55,88	52,58
<b>FDA (%MS)</b>	28,8	25,78	32,96	34,23
<b>Dig MS% en capones</b>	59,3	69,5	63,9	68,2

La disponibilidad de MS ha<sup>-1</sup> fue de 2281 kg para la pradera con Alfalfa y 2070 kg para la pastura con Lotus.

Ambas pasturas fueron pastoreadas por vacas lecheras con una producción media de 20 L d<sup>-1</sup> y un peso vivo de 600 kg con una carga instantánea de 16 vacas ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> para la pastura de Alfalfa y 11,1 vacas ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> para la pastura de Lotus. Esto representa una carga media para el período de duración del ensayo (49 días) de 0,3 y 0,2 vacas ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> para la pastura de Alfalfa y Lotus respectivamente.

En Lotus, las vacas habían pastoreado el día anterior y se pudo identificar perfectamente los lugares donde habían orinado por observación del parche mojado. Sin embargo en Alfalfa no se pudo identificar el parche mediante la

observación como en Lotus, sino que se identificó mediante la observación de la pastura, pasturas más oscuras indicarían zonas en donde hubo orina. Esto hace que los parches identificados en Alfalfa sean probablemente más viejos que los parches en Lotus.

### 3.2. MUESTREO DE GASES Y DE SUELO

Fueron implantadas 15 campanas, 8 en Lotus y 7 en Alfalfa. De las 8 campanas en Lotus, 6 estaban sobre Lotus pastoreado y las otras 2 en pastura de Lotus sin pastorear. De las 6 campanas sobre Lotus pastoreado, 3 estaban sobre parches de orina y 3 al lado de los mismos. De las 7 campanas en la pradera de Alfalfa, 6 estaban sobre la Alfalfa pastoreada y 1 sobre la Alfalfa sin pastorear. De las 6 campanas sobre Alfalfa pastoreada, 3 estaban sobre parches de orina y 3 al lado de los mismos. Los tratamientos entonces fueron 3 (testigo, pastoreado sin mancha de orina y pastoreado con mancha de orina) en 2 sitios con diferente pastura (Lotus y Alfalfa).

Las mediciones se realizaron 3 días consecutivos a la instalación del ensayo y luego se continuó midiendo una vez cada semana. Se midieron flujos de gas durante 5 semanas consecutivas y luego se midió por última vez la semana 7. Las mediciones se realizaron a tiempo 0 (aire) a los 15 y a los 30 minutos; realizando las mediciones en el momento de mayor temperatura del día (al mediodía).

Las cámaras o campanas utilizadas para medir flujo de gases fueron elaboradas de caño pvc con una tapa con un orificio, el cual se tapó con un tapón de goma, a través del cual se tomaron las muestras de gas utilizando una jeringa con doble aguja. Se enterraron aproximadamente 5 cm en el suelo quedando una altura de 20 cm por encima del suelo. Las muestras de gas se tomaron en tubos de vidrio de 10 mL de volumen a los cuales previamente se les realizó vacío utilizando una bomba de vacío. Como los tubos estaban a presión negativa, cuando se pinchó la campana y el tubo, el gas contenido en la misma fue desplazado hacia el tubo. Éste método permite realizar colectas de gas midiendo el cambio en la concentración de  $N_2O$  en el tiempo durante un período de cambios lineales en la concentración.

Cada vez que se midió flujo de gas se realizó muestreo de suelos, el cual consistió en tomar con calador a 10 cm de profundidad, 4 muestras compuestas. Una correspondió al Lotus sin pastorear o lo que se tomó como testigo, otra al Lotus pastoreado, dos más que correspondieron a la Alfalfa sin pastorear o testigo y a la Alfalfa pastoreada.

Se registraron las precipitaciones, así como las temperaturas cada 15 minutos durante el período experimental mediante una estación meteorológica ubicada en el CRS.

### 3.3. ANÁLISIS DE MUESTRAS

El cálculo de contenido de humedad se realizó por gravimetría, pesando las muestras de suelo húmedas, las que se secaron en estufa (105°C) durante 2 días hasta peso constante, y se volvió a determinar el peso. El contenido de humedad se calculó mediante la diferencia de la masa final y la masa inicial y se expresó en porcentaje.

Se extrajo el N mineral de los suelos mediante agitación con KCl 2 M durante una hora. Las relaciones suelo-solución extractiva utilizadas para dichos análisis fueron de 1:10. Se cuantificó contenido de  $\text{NO}_3^-$  en suelo mediante la técnica colorimétrica por reducción con cadmio cuperizado, según la metodología de Mulvaney (1996), utilizando un Espectrofotómetro a 540 nm de longitud de onda. Se determinó  $\text{N-NH}_4^+$  con Polifenol mediante la técnica colorimétrica de Rhine et al. (1998), la cual utiliza una longitud de onda de 660 nm.

El N total del suelo se cuantificó mediante la metodología de Kjeldhal.

Se determinó C soluble y total en suelo según la técnica colorimétrica de Nelson y Sommers (1996). Dicha técnica implica la oxidación del C por  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  y la determinación colorimétrica a 600 nm de longitud de onda en el Espectrofotómetro.

El pH del suelo se determinó en agua y en cloruro de potasio (KCl) según la técnica potenciométrica de Thomas (1982) con una relación suelo:solución de 1:2,5 y se utilizó un electrodo Orion Research 710A.

Para la densidad aparente se utilizó la metodología del cilindro, con un muestreador con anillos de  $68.7 \text{ cm}^3$ .

Para el análisis de muestras de aire se utilizó un Cromatógrafo de gases de marca Shimadzu modelo GC-14B con un módulo de comunicación CBM-101. Se utilizó  $\text{N}_2$  como gas carrier. La temperatura del detector fue de 300°C, la del inyector 90°C y la de la columna 70°C.

Para la cuantificación del gas, se utilizaron curvas de calibración realizadas con estándares de  $\text{N}_2\text{O}$  a distintas concentraciones

Para calcular la emisión total por hectárea en el período que duró el experimento se procedió de la siguiente manera:

- Como las mediciones de gas se realizaron consecutivamente los primeros tres días se tomó como flujo del día los valores registrados. Posteriormente se midió a la semana, por lo cual se interpolaron los valores de emisión para los días 4, 5, 6 y 7. Luego las mediciones se realizaron semanalmente hasta la semana 5, y también se procedió a interpolar entre esos muestreos y por último se realizó una última medición la semana 7 donde también se interpolaron los valores.
- Luego los valores fueron ponderados por los días.
- Finalmente se sumaron los productos resultantes de la ponderación.

Ambos cálculos se realizaron tanto para Lotus como para Alfalfa.

### 3.4. ANÁLISIS DE DATOS

Para la cuantificación de flujo de N<sub>2</sub>O se utilizó una planilla Excel elaborada por el Ing. Agr. (PhD) Carlos Perdomo a partir de la serie de la IAEA (International Atomic Energy Agency) “Manual on measurement of methane and nitrous oxide emissions from agriculture”. En dicha planilla se ingresaron datos de temperatura, altura de la campana por encima del suelo (volumen de aire) y concentración del gas. La misma cuantifica los flujos e indica si dichos flujos son significativos o no. Para la utilización de la planilla son necesarios como mínimo 3 medidas de gas (tiempo 0, 15 y 30 minutos en este caso) que permite chequear la linealidad del incremento en la concentración del gas en la campana. La planilla determina la linealidad indicando el valor del coeficiente de la regresión a partir de los datos en los 3 tiempos de cada campana determinando si el incremento en el flujo de la emisión es significativo a  $P < 10\%$ .

Para el análisis de varianza se utilizó el programa GLM del SAS, tomando una  $P \leq 0,05$ . Se realizaron 2 comparaciones:

- 1) Para todos los datos se compararon los tratamientos en cada pastura (Lotus y Alfalfa). Es decir 3 comparaciones, los datos del tratamiento testigo, con los datos del tratamiento con y sin parche y los datos del tratamiento con y sin parche entre ellos.

- 2) Para cada muestreo se realizó un procedimiento diferente en Lotus y Alfalfa, debido a que en Alfalfa el testigo tenía una sola repetición. En la pradera de Lotus se utilizó el procedimiento ls means/pareado del programa SAS debido a que existe diferencia en el número de repeticiones para cada tratamiento, lo que no permite el uso de un método convencional de separación de medias. En el caso de las emisiones de suelos bajo pastura de Alfalfa se tuvieron 3 repeticiones de cada tratamiento (sin parche y con parche), y no se tomó en cuenta el testigo ya que no se tomaron repeticiones en el campo; es decir la comparación que se realizó fue entre los tratamientos con y sin parche.

Para estos análisis, como no existe homogeneidad de varianza se realizó una transformación de las mismas aplicándoles el logaritmo en base diez a todos los datos con tal fin para ambas pasturas.

Además se realizó el análisis de correlación entre los parámetros que se estudiaron y las emisiones de gases con el fin de determinar el parámetro que más influye en la emisión de  $N_2O$ . El programa utilizado para dicho análisis es proc. Corr. de SAS.

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA

#### 4.1.1. Temperatura y precipitación

Los datos meteorológicos (Cuadro No. 5) utilizados para contrastar con los datos obtenidos en la estación meteorológica del CRS son de la Estación Experimental INIA Las Brujas (Ruta 48, Km 10, Canelones). Se eligió esta estación por ser la más cercana al CRS, estando a 15 Km aproximadamente.

Cuadro 6. Promedios totales de precipitación y temperatura media mensuales registrados en INIA “Las Brujas” en el período 1971 al 2000

<b>Mes</b>	<b>T med (°C)</b>	<b>Precip. (mm)</b>
<b>Octubre</b>	15,9	95,7
<b>Noviembre</b>	18,4	90,8
<b>Diciembre</b>	21,3	70,8

Fuente: INIA (2001)

El experimento se llevó a cabo en el período de octubre a diciembre, en primavera y se registraron temperaturas bajas para dicha estación (Figura No. 6). La temperatura media del mes de noviembre (mes en el cual transcurrió la mayor parte del experimento) fue de 17,1 °C que es más baja que la temperatura media de dicho mes en el período 1971-2000 en INIA “Las Brujas”, la cual es de 18,4 °C. La temperatura media diaria en el período experimental fluctuó de 11 a 24 °C. La estación fue bastante seca ya que se registraron pocos eventos de lluvia y los ocurridos fueron de escasa magnitud acumulando un total de 46 mm en el período estudiado (49 días). Esto es mucho menor que la media del mes de noviembre que fue de 90,8 mm. El evento de precipitación mayor ocurrió el 29 de octubre, descargando 15 mm de agua.

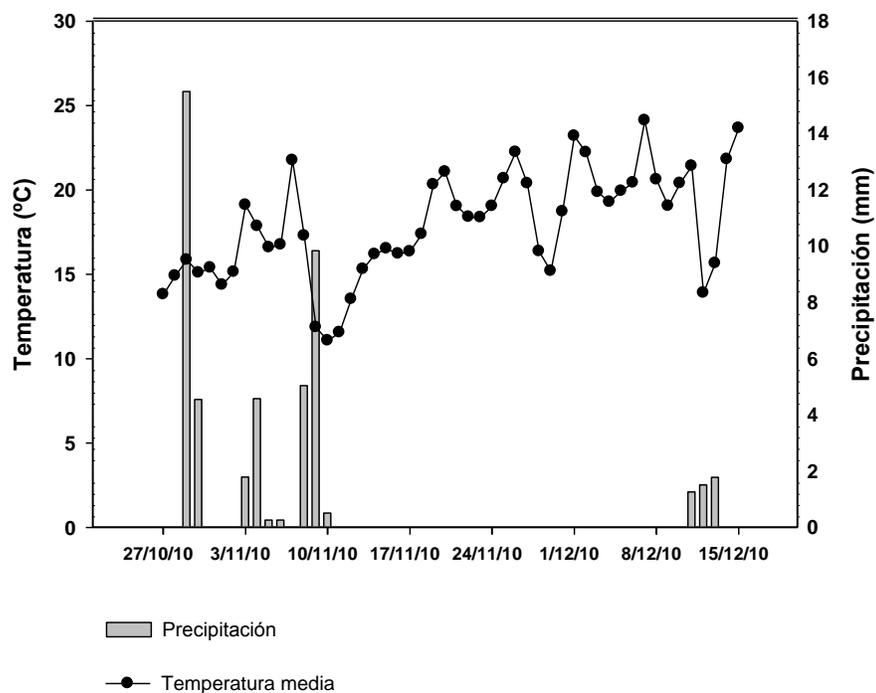


Figura 6: Temperatura y precipitaciones en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010 (Centro Regional Sur, Facultad de Agronomía-Canelones)

#### 4.1.2. Características del suelo

Los suelos están ubicados en la Unidad Tala-Rodríguez (carta a escala 1:1.000.000), donde el material formador corresponde a sedimentos limo-arcillosos de la formación Libertad o Raigón. No presenta rocosidad ni pedregosidad, el área no es inundable y el relieve predominante son lomadas suaves a fuertes (URUGUAY. MAP. DSA, 1976).

Comparando las descripciones de los suelos dominantes y asociados de dicha unidad con los datos que se obtuvieron en el laboratorio, se encontró que los suelos involucrados en el experimento probablemente corresponden a Brunosoles Subéutricos. Debe destacarse que en esta zona de Uruguay los suelos han sido sometidos a manejos diversos durante los últimos 200 años, por lo que difícilmente conserven las propiedades originales.

#### 4.1.2.1. Textura

Cuadro 7. Textura de los suelos bajo cultivo de Lotus y de Alfalfa (0 - 10 cm)

	<b>Lotus test</b>	<b>Lotus past</b>	<b>Alfalfa test</b>	<b>Alfalfa past</b>
<b>Arcilla (%)</b>	17,9	19,19	25,4	21,75
<b>Arena (%)</b>	12,99	13,54	23,09	13,42
<b>Limo (%)</b>	69,11	67,28	51,51	64,83

Si bien los 4 suelos poseen textura franco limosa según los contenidos de arcilla, limo y arena (Cuadro No. 7); existieron diferencias entre los suelos bajo pastura de Lotus y de Alfalfa. Los suelos con Alfalfa poseen más arcilla, más arena y menos limo que los suelos con Lotus. No existieron diferencias en los contenidos de estas fracciones entre suelos bajo pastura de Lotus a diferencia de los suelos bajo pastura de Alfalfa. El suelo de la Alfalfa sin pastorear posee menos limo y más arcilla que el suelo bajo Alfalfa pastoreada. Estas diferencias en las fracciones de los suelos bajo Alfalfa, sugerirían que dichos suelos son diferentes. Los cuatro suelos estudiados, por su contenido de fracciones finas (limo y arcilla) corresponden a suelos pesados. Estos suelos con altos contenidos de humedad podrían tener un movimiento lento de agua y de aire lo cual generaría condiciones reductoras que propician las emisiones de N<sub>2</sub>O por desnitrificación. Si bien esos suelos con dicho contenido de humedad favorecerían la emisión de N<sub>2</sub>O, también retardarían la difusión de gases lo cual permitiría la saturación de N<sub>2</sub>O de la fase gaseosa del suelo, disminuyendo las emisiones de dicho gas.

Los suelos pesados con altos contenidos de humedad al secarse se tienden a agrietarse al formarse terrones, lo cual aseguraría condiciones oxidantes que favorece la emisión de N<sub>2</sub>O producido por la nitrificación, además de favorecerse la difusión de gases del suelo a la atmósfera.

Observando los contenidos de arcilla y sabiendo que son las responsables de la CIC, es de esperar que los suelos bajo pradera de Alfalfa tengan los mayores valores de CIC en relación a los suelos bajo pradera de Lotus.

#### 4.1.2.2. Densidad aparente

Cuadro 8. Densidad aparente a distintas profundidades de los suelos bajo pastura de Lotus y de Alfalfa

	<b>Lotus Test.</b>	<b>Lotus Past.</b>	<b>Alfalfa Test.</b>	<b>Alfalfa Past.</b>
<b>Profundidad</b>	<b>g cm<sup>-3</sup></b>			
<b>0 – 5</b>	1,19	1,12	1,06	1,05
<b>5 – 10</b>	1,35	1,26	1,24	1,23
<b>10 – 15</b>	1,24	1,27	1,44	1,52

Los dos suelos bajo pradera de Lotus presentaron densidades aparentes similares en cada una de las 3 profundidades. Lo mismo ocurre para Alfalfa. Al comparar ambos sitios se observó que el suelo bajo pradera de Alfalfa tuvo una densidad aparente menor en las dos primeras profundidades y mayor en la tercera que el suelo bajo pradera de Lotus. Esto indicaría que los suelos bajo Alfalfa deberían de estar más estructurados que los suelos bajo Lotus, lo que se corroboraría con mayores cantidades de materia orgánica.

#### 4.1.2.3. Porosidad total

Cuadro 9: Porosidad total de los suelos bajo pastura de Lotus y Alfalfa

	<b>Lotus Test</b>	<b>Lotus Past</b>	<b>Alfalfa Test</b>	<b>Alfalfa Past</b>
<b>Profundidad</b>	<b>%</b>			
<b>0 – 5</b>	54	57	59	60
<b>5 – 10</b>	48	52	52	53
<b>10 – 15</b>	52	51	45	42

Los suelos bajo pradera de Alfalfa presentaron mayor porosidad (menor densidad aparente) en los primeros 10 cm, que los suelos bajo pradera de Lotus (Cuadro No. 9). Los suelos más estructurados en general poseen mayor porosidad (macro y microporosidad); por lo cual es de esperar que el suelo bajo Alfalfa sea más drenado que el suelo bajo Lotus (debido a la macro-porosidad) y su contenido de agua a capacidad de campo (debido a la micro-porosidad) sea también mayor lo cual favorece el crecimiento de las plantas. Suelos con mayor porosidad son suelos más aireados por lo que las condiciones que favorecen las pérdidas de N-N<sub>2</sub>O mediante el proceso de nitrificación deberían ser mejores en el suelo bajo pradera de Alfalfa que bajo pradera de Lotus en los primeros 10 cm de perfil. Es importante observar que en la tercer profundidad la densidad aparente fue mayor en suelos bajo pradera de Alfalfa que de Lotus, lo que podría explicarse por el laboreo del suelo que produjo compactación. Esto hace que a esa profundidad la porosidad sea menor y por lo tanto se disminuya

significativamente el drenaje favoreciendo la existencia de períodos con altos contenidos de agua que podrían llegar a favorecer las pérdidas de N-N<sub>2</sub>O mediante el proceso de desnitrificación.

No solo es importante tener en cuenta la porosidad del suelo sino también el relieve de la zona. Este interviene en la escorrentía cuando las lluvias son significativas, ayudando a disminuir las condiciones reductoras que favorecen el proceso de desnitrificación. La zona en la cual se instaló el ensayo posee un relieve de lomadas suaves y los suelos estaban ubicados en las laderas de las mismas, por lo cual la escorrentía se ve favorecida.

#### 4.1.2.4. Nitrógeno total y Carbono total

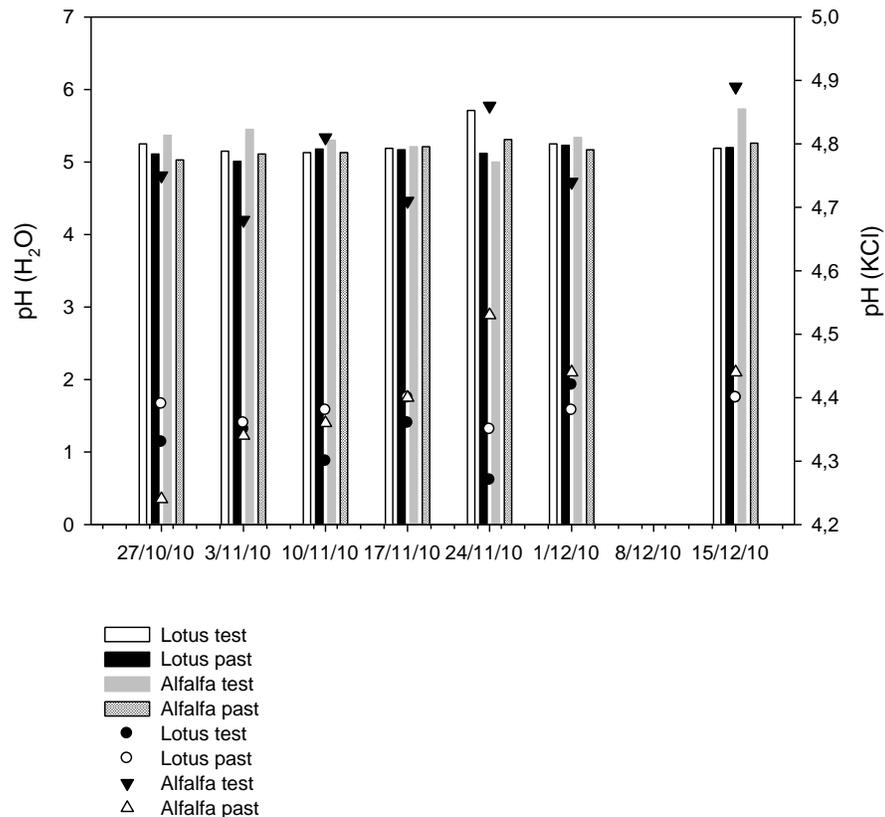
Cuadro 10. Contenido de N y C total de los suelos bajo pastura de Lotus y Alfalfa (0-10 cm)

	<b>Lotus Test</b>	<b>Lotus Past</b>	<b>Alfalfa Test</b>	<b>Alfalfa Past</b>
<b>N Total (%)</b>	0,20	0,17	0,26	0,24
<b>C Total (%)</b>	2,56	2,35	2,94	2,85

Según el Cuadro No. 10, los contenidos de N y C total de los suelos bajo las 2 pasturas fueron diferentes. El suelo bajo Alfalfa mostró ser más rico en C total que el suelo bajo Lotus (lo cual corroboraría la mejor estructura del suelo bajo Alfalfa en relación al suelo bajo Lotus) y como era de esperarse también fue más rico en N orgánico que el suelo bajo Lotus (98 % del N en el suelo se encuentra asociado a la MO del mismo). Como los contenidos de N del suelo bajo Alfalfa fueron mayores que los contenidos de dicho nutriente en el suelo con Lotus, es de esperar que los contenidos de N mineral del suelo con Alfalfa sean mayores que los contenidos de N en el suelo con Lotus y que las emisiones de N<sub>2</sub>O a partir de dicho suelo también lo sean.

Si se contrastan los suelos bajo la misma pastura se puede observar que no existieron diferencias entre los porcentajes de C y N de los suelos con Alfalfa, pero sí entre los suelos bajo pastura de Lotus, el suelo bajo Lotus pastoreado presentó menores porcentajes tanto de C como de N que el suelo bajo Lotus testigo.

#### 4.1.2.5. pH del suelo, en agua y en KCl



Las barras indican pH en agua y los puntos pH en KCl.

Figura 7. pH de los suelos bajo pastura de Lotus y Alfalfa medido en agua y KCl (Relación suelo:solución 1:2.5) en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010.

No existieron diferencias apreciables de pH de los suelos bajo pradera de Alfalfa y Lotus (Figura 7). Los pH fueron bajos (rango 5-5.73 en agua). A pesar de este hecho, los cultivos (leguminosas) y principalmente la alfalfa que es uno de los cultivos más sensibles al pH, no parecieron haberse visto afectados.

Como el pH fue menor a la neutralidad para los 4 suelos, parte de las cargas permanentes debieron estar ocupadas por H<sup>+</sup>, sitios que podrían estar ocupados por bases. De todos modos el relativamente alto contenido de arcilla y de C estarían determinando una relativamente alta CIC.

#### 4.1.2.6. Bases intercambiables

Cuadro 11. Bases intercambiables de los suelos bajo cultivo de Lotus y de Alfalfa (0 - 10 cm)

	<b>K<sup>+</sup></b>	<b>Na<sup>+</sup></b>	<b>Ca<sup>2+</sup></b>	<b>Mg<sup>2+</sup></b>	<b>BT</b>
	<b>Cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> suelo</b>				
<b>Lotus test</b>	0,53	0,43	7,54	2,41	10,91
<b>Lotus past</b>	0,39	0,52	7,53	2,55	10,99
<b>Alfalfa test</b>	0,56	0,64	13,46	4,29	18,95
<b>Alfalfa past</b>	0,54	0,53	9,23	3,94	14,24

Como se observa en el Cuadro No. 11, los contenidos de bases totales para los 4 suelos fueron medios pero más bajos en los suelos bajo Lotus. Existieron diferencias en los contenidos de cada base y en los contenidos totales de bases entre los suelos de Lotus con respecto a los de Alfalfa. No existieron diferencias entre los contenidos de cada base y en el contenido de bases totales entre los suelos de Lotus, a diferencia de los suelos de Alfalfa, lo cual corroboraría que los suelos bajo Alfalfa eran diferentes entre sí.

La cantidad de bases totales rondaron en los 11 Cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> suelo para los suelos bajo Lotus y 14 y 18 Cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> suelo para los suelos bajo pradera de Alfalfa, lo que coincidió con los suelos descritos como Brunosoles Subéutricos de la Unidad Tala – Rodríguez (URUGUAY. MAP.DSA, 1976).

No se midió pH, N mineral ni C soluble en la parte del suelo que fue cubierta con orina animal, por lo cual no se pudieron determinar los cambios en el pH del suelo con parche a consecuencia del proceso de hidrólisis de la urea, ni las variaciones en los contenidos de N mineral y C soluble en el período que duró el experimento; datos que serían de gran utilidad a la hora de justificar los factores que afectan las emisiones de N<sub>2</sub>O a partir del suelo cubierto con orina. También debe considerarse que este muestreo tiene sus complicaciones, debido a que no es conveniente muestrear dentro de la campana, sino que habría que muestrear en un área adyacente con mancha de orina, bajo la hipótesis que el volumen y concentración de orina del área adyacente son similares a las del área bajo la campana.

## 4.2. EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO

Para la medición del flujo de gas se utilizó el método de la cámara cerrada. Se eligió este método porque permite medir flujos pequeños de gas, las cámaras son de fácil construcción y baratas y son fácilmente instaladas y removidas.

Al utilizar la planilla Excel para generar las regresiones de cada tratamiento en cada muestreo en las dos pasturas con el fin de obtener los valores de flujo de emisión de  $N_2O$ , se observó que a consecuencia de las regresiones obtenidas ( $r^2$ ) al realizar el análisis estadístico de significancia de los flujos, la mayoría de los flujos resultaron no significativos. A pesar de ello se utilizaron todos los datos de emisión para realizar el análisis estadístico. Si bien no se chequearon los tiempos de saturación del gas en las campanas, se tomaron tiempos cortos (15 y 30 minutos) de modo que ese hecho no sucediera.

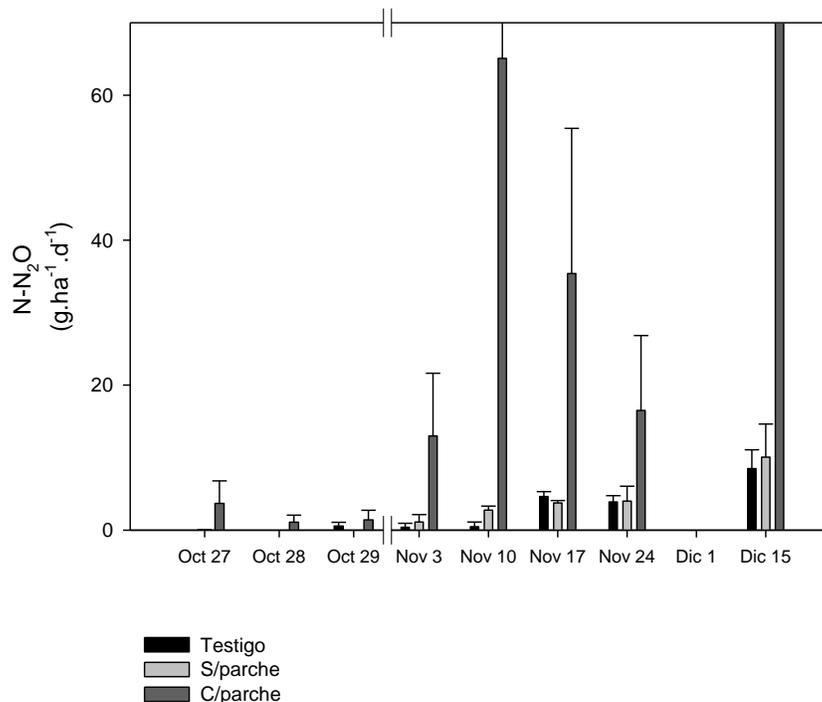
Las causas por las cuales no se obtuvo una relación lineal entre el tiempo y la concentración de  $N_2O$  del aire en la superficie del suelo pueden ser:

Que al momento de realizar la medición, principalmente en la última medida (a los 30 minutos) hubiera un incremento de la temperatura del aire en la cámara que podría haber favorecido la emisión de  $N_2O$  al aumentar la capacidad del aire de contener el gas.

Que puedan haberse sucedido pérdidas de  $N_2O$  a consecuencia de no estar bien sellada la campana.

Que no hubieran emisiones de  $N_2O$ , o que éste sea consumido en el suelo y no se desprenda como gas.

#### 4.2.1. Emissiones de óxido nítrico de suelos bajo pradera de Lotus



El desvío estándar para el día 10 de noviembre fue de 16,6

El promedio y el desvío estándar para el día 15 de diciembre fueron de 153,1 y 148,3 respectivamente

Figura 8. Emisiones de N-N<sub>2</sub>O de suelos bajo pradera de Lotus en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

De la Figura No. 8 se desprende que existieron 2 picos de emisión marcados en los 3 tratamientos. El hecho de que se observaran picos de emisión para los 3 tratamientos, indicaría que los mismos no son debidos a la aplicación de orina sino a algún otro parámetro que haya favorecido el proceso de emisión.

Cuadro 12: Picos y momento de emisión de N<sub>2</sub>O para los 3 tratamientos bajo pradera de Lotus

Tratamiento	Pico (g ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Días pos aplicación
<b>Testigo</b>	4,64	21
<b>Testigo</b>	8,48	49
<b>S/parche</b>	4,01	28
<b>S/parche</b>	10,07	49
<b>C/parche</b>	65,08	14
<b>C/parche</b>	153,10	49

En el Cuadro No. 12 se observa que el primer pico se dio a las 2, 3 y 4 semanas para los tratamientos con parche, testigo y sin parche respectivamente, y el segundo a las 7 semanas para los tres tratamientos. El segundo pico en general fue el doble del primero para los 3 tratamientos. No existieron diferencias apreciables entre los picos de los tratamientos testigo y sin parche. Los picos del tratamiento con parche fueron significativamente mayores a los picos de los otros dos tratamientos.

Cuadro 13: Resultados de Análisis de Varianza para emisiones de N-N<sub>2</sub>O de cada tratamiento de la pradera de Lotus

	<b>g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup></b>
<b>Testigo</b>	2,04
<b>S/parche</b>	2,41
<b>C/parche</b>	32,14

Comparando los tratamientos en todos los muestreos, el tratamiento con parche mostró emisiones significativamente mayores a los otros dos tratamientos con una  $P < 0,05$ .

Las emisiones medias rondaron en los 2 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para los tratamientos testigo y sin parche de orina, mientras que para el tratamiento con parche de orina la emisión fue de 32 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

Cuadro 14: Resultados del Análisis de Varianza para emisiones de N-N<sub>2</sub>O por muestreo de la pradera de Lotus

	<b>g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup></b>		
<b>Muestreo</b>	<b>Testigo</b>	<b>S/parche</b>	<b>C/parche</b>
<b>27/10</b>	0,84	0,02	3,69
<b>28/10</b>	0,00	0,00	1,10
<b>29/10</b>	0,87	0,00	1,41
<b>3/11</b>	3,02	1,11	12,99
<b>10/ 11</b>	4,01	2,76	65,08
<b>17/11</b>	8,76	3,75	35,30
<b>24/11</b>	3,00	4,00	16,50
<b>1/12</b>	0	0	0
<b>15/12</b>	8,48	10,07	153,10

El tratamiento con parche mostró emisiones significativamente superiores ( $P < 0,05$ ) a las emisiones de los tratamientos sin parche y testigo en todas las fechas salvo en los muestreos del 3 y 17 de julio donde no existieron diferencias significativas entre el tratamiento testigo y con parche. No se

observaron diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) entre el tratamiento testigo y sin parche. Es de destacar que si bien en estos muestreos no existieron diferencias significativas entre los tratamientos testigo ( $3,02$  g y  $8,76$  g  $\text{N-N}_2\text{O ha}^{-1}\text{d}^{-1}$ ) y los tratamientos c/parche ( $12,99$  y  $35,30$  g  $\text{N-N}_2\text{O ha}^{-1}\text{d}^{-1}$ ), la distancia entre los valores de cada tratamiento es grande. Esta falta de significación estadística se explicaría por la gran variabilidad de los datos.

Cuadro 15. Emisiones de  $\text{N-N}_2\text{O}$  acumuladas para suelos bajo Lotus en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

	Emisión (g $\text{N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ )	Desvío estándar
Testigo	169,2	18,80
S/parche	197,37	21,93
C/parche	2540,02	282,22

A partir del Cuadro No. 15 se puede afirmar que no existieron demasiadas diferencias en las emisiones de  $\text{N-N}_2\text{O}$  de los tratamientos testigo y sin parche. Sin embargo las emisiones para el tratamiento con parche fueron significativamente mayores alcanzando los  $2,5$  kg  $\text{N-N}_2\text{O ha}^{-1}$ .

#### 4.2.2. Emisiones de óxido nitroso de suelos bajo pradera de Alfalfa

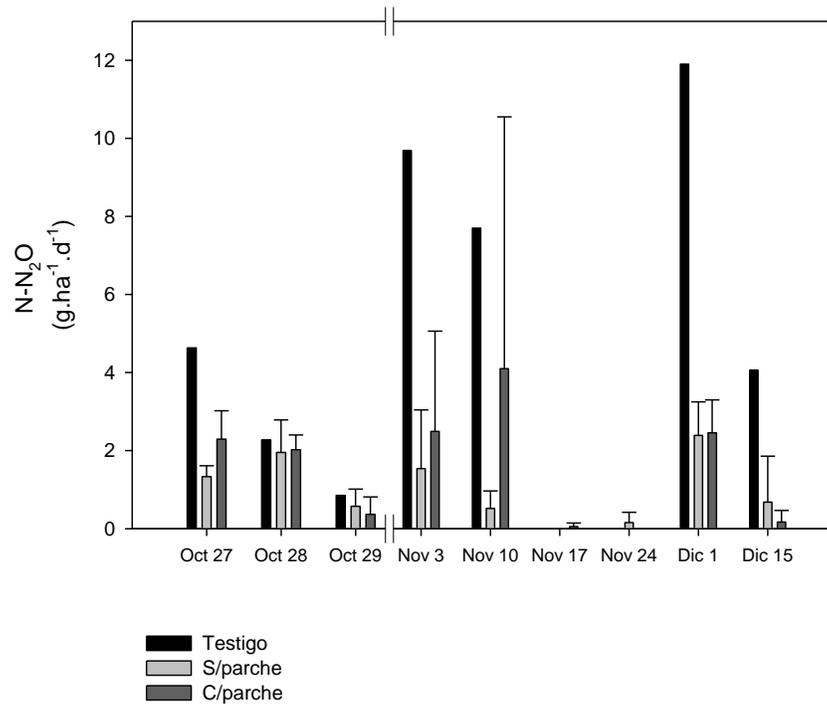


Figura 9. Emisiones de N-N<sub>2</sub>O de suelos bajo pradera de Alfalfa en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

En Alfalfa no se encontró un pico de emisión definido a diferencia de Lotus, se cree que este hecho fue consecuencia de que las manchas de orina fueron identificadas mediante la observación de la pastura. Esto indicaría que la hidrólisis de la urea de la orina, la nitrificación y la absorción del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por parte de las plantas ya debió de ocurrir; por lo tanto la emisión de N<sub>2</sub>O debió estar explicada en mayor medida por el N del suelo más que por el N residual proveniente de la orina. Además es importante observar que las emisiones del suelo testigo sin pastoreo fueron mayores que la emisión tanto del suelo pastoreado sin parche como el suelo pastoreado con parche, lo cual reafirma lo dicho anteriormente. Una posible explicación a este hecho es que el suelo con el tratamiento testigo debería ser diferente al suelo con el tratamiento con y sin parche, lo cual fue corroborado con las propiedades físicas y químicas del suelo analizadas anteriormente.

Cuadro 16: Resultados de Análisis de Varianza para emisiones de N-N<sub>2</sub>O de cada tratamiento de la pradera de Alfalfa

	<b>g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup></b>
<b>Testigo</b>	4,56
<b>Sin</b>	1,01
<b>Con</b>	1,55

En este suelo las emisiones fueron de menor magnitud que para Lotus (Figura No. 9). No existieron diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) entre las emisiones de los tratamientos con y sin parche de orina, mientras que las emisiones del tratamiento testigo fueron significativamente superiores a las emisiones de los otros dos tratamientos.

Cuadro 17: Resultados del Análisis de Varianza para emisiones de N-N<sub>2</sub>O por muestreo de la pradera de Alfalfa

	<b>g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup></b>	
	<b>S/parche</b>	<b>C/parche</b>
<b>1</b>	1,33	2,29
<b>2</b>	1,95	2,02
<b>3</b>	0,57	0,36
<b>4</b>	1,53	2,49
<b>5</b>	0,52	4,1
<b>6</b>	0,00	0,05
<b>7</b>	0,15	0
<b>8</b>	2,39	2,45
<b>9</b>	0,68	0,17

En el análisis de varianza no se encontraron diferencias significativas entre el tratamiento con parche y sin parche en cada muestreo a pesar de que en general las emisiones del suelo con parche de orina fueron mayores que las emisiones del suelo sin parche de orina (Cuadro No. 17).

Como se cree que no existió un efecto definido de la orina en la emisión del suelo bajo pradera de Alfalfa, no se procedió a contrastar las emisiones de los suelos bajo las diferentes pasturas. Además, como el coeficiente de variación de emisiones de gases en Lotus fue del 267% y el de Alfalfa de 116% no se realizó la comparación entre muestreos ya que es lógico que existan diferencias significativas entre ambas pasturas.

Cuadro 18. Emisiones de N-N<sub>2</sub>O acumuladas para suelos bajo Alfalfa en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

	Emisión (g N-N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> )	Desvío estándar
Testigo	182,43	20,27
S/parche	31,71	3,52
C/parche	53,96	6,00

Según el Cuadro No. 18, las emisiones del tratamiento testigo fueron significativamente mayores a las emisiones de los tratamientos con y sin parche llegando a valores de 182 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>. Este hecho no era de esperarse ya que la aplicación de orina debería de haber tenido algún efecto en la emisión de N<sub>2</sub>O. Las emisiones de los tratamientos con y sin parche fueron muy bajas rondando los 54 y 32 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> respectivamente. Las emisiones del tratamiento testigo no fueron muy diferentes a las emisiones del tratamiento testigo de la pradera de Lotus (169 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>).

#### 4.2.3. Comparación de las emisiones de óxido nitroso del experimento con las emisiones que citan los autores

A consecuencia de que los parches de orina identificados en los suelos bajo pradera de Alfalfa eran viejos y no se encontró un pico de emisión definido, para realizar los contrastes de los valores obtenidos con los valores que citan los autores, se utilizaron los datos de emisión de los suelos bajo pradera de Lotus.

De Klein y van Logestijn (1994), en suelos de Nueva Zelanda, encontraron que el pico de emisión se daba 14 días después de la aplicación de la orina a la pastura y la tasa fue de 6 kg de N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

Luo et al. (2008) en pasturas de Nueva Zelanda, indicaron que las aplicaciones de orina de vacas incrementaron los flujos de N<sub>2</sub>O con respecto al sitio control durante 6 semanas. En el presente trabajo, si bien en el período analizado (7 semanas) se encontró que las emisiones del suelo con parche de orina fueron superiores a las emisiones del suelo sin parche, se registraron 2 picos uno a los 14 días y otro a los 49 días de aplicada la orina. Esto hace pensar que las emisiones del suelo con orina son mayores en un lapso de tiempo mayor. Los picos alcanzaron el valor de 53 g ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> a los 14 días y de 153 g ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> el día 49. En este caso no todas las repeticiones emitieron el mismo valor siendo 322; 50 y 86 g ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para las repeticiones 1, 2 y 3 respectivamente.

Lovell y Jarvis (1996) encontraron que las mayores emisiones de N<sub>2</sub>O se daban inmediatamente después de la aplicación de orina con una tasa de emisión de 417 g N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> con un pico de alrededor de 500 g N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Sherlock y Goh (1983) también encontraron que las mayores emisiones se daban consecutivamente a la aplicación de la orina pero con una tasa de 89 mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> que sería equivalente a 890 g ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. En el experimento presente no se encontró una emisión mayor al principio que el resto del período. Estos autores apelan a que las mayores emisiones de N<sub>2</sub>O seguidas a la aplicación se deben al proceso de desnitrificación, el cual es favorecido por las condiciones reductoras que se generan con el CO<sub>2</sub> obtenido como producto de la reacción de hidrólisis de la urea. Se cree que en el ensayo no se generaron dichas condiciones primero por el bajo contenido de humedad del suelo y segundo por una macroporosidad aumentada por las grietas del suelo seco, las cuales debieron permitir la difusión del CO<sub>2</sub> de la fase gaseosa del suelo con la atmósfera.

Saggar et al. (2004a) determinaron que el flujo promedio de una pastura de trébol sin pastorear es de 4,3 – 5,0 g de N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, lo que es equivalente a 2,74 – 3,18 g N-N<sub>2</sub>O. En el presente trabajo se obtuvieron valores menores para el testigo sin pastoreo (2,05 g de N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) para Lotus y un valor mayor para el testigo de Alfalfa (4,56 g N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>), destacándose el hecho de que el suelo pastoreado mostró niveles mucho menores 1,01 y 1,55 para la zona sin y con parche respectivamente.

Cuadro 19: Picos de emisión de N-N<sub>2</sub>O y momento según autor

<b>Autores</b>	<b>Picos de emisión (g N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Momento del pico de emisión</b>
De Klein y van Logestjin (1994) Nueva Zelandia	6000	A los 14 días
Lovell y Jarvis (1996) SW Inglaterra	417	A las 6 horas
Sherlock y Goh (1983) Nueva Zelandia	890	A los 2 días
Experimento Lotus	65,1	A los 14 días
Experimento Lotus	153,1	A los 49 días

Como se puede observar existe gran diferencia entre los valores de los picos de emisión de suelos con aplicación de orina y los momentos en los cuales se da esa máxima emisión. El mayor pico que se obtuvo en el experimento no llegó a la mitad del pico más bajo publicado por los autores citados. Este hecho depende de las condiciones del suelo que determinan la

emisión, del nivel y tipo de alimentación que reciba el animal y eficiencia en la utilización del N, lo cual explica la concentración de urea en la orina animal. Es de pensar que tanto la calidad como la cantidad del N dado a los animales en el alimento utilizado en los experimentos de los distintos autores, debió ser mayor que el utilizado en nuestro experimento, lo cual explicaría la diferencia en los valores. También las condiciones en las cuales se dieron las emisiones fueron sin duda diferentes (suelo y clima).

#### 4.3. PARÁMETROS DEL SUELO RELACIONADOS CON LAS EMISIONES

Si bien se realizó el análisis estadístico de las correlaciones entre las emisiones y los parámetros relacionados con las mismas, (contenidos de  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_3^-$ , C soluble, % del espacio poroso ocupado por agua y C soluble), no existieron correlaciones significativas.

##### 4.3.1. Humedad y porcentaje del espacio poroso ocupado por agua

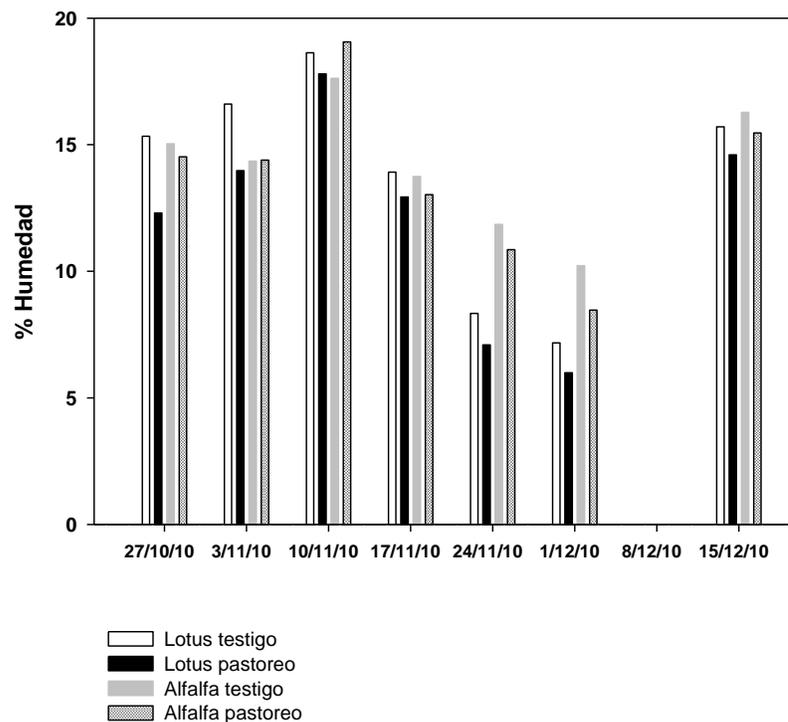
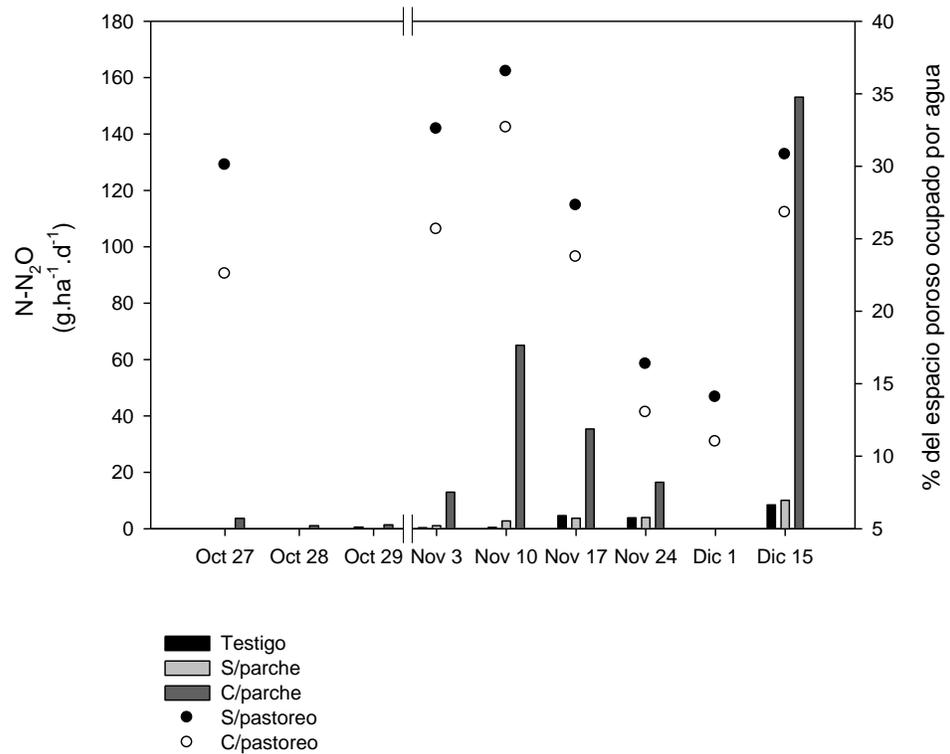


Figura 10. Contenido gravimétrico de agua en el suelo para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

Como se observa en la Figura No. 10, las condiciones hídricas fueron limitantes y el suelo estuvo aireado, por lo cual se cree que el proceso

predominante fue el de nitrificación y las emisiones se debieron a la actividad de bacterias nitrificantes que redujeron el  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{N}_2\text{O}$  en micrositos anóxicos del suelo. Estas condiciones se debieron de dar por el  $\text{CO}_2$  liberado por microorganismos heterótrofos que también fueron estimulados por los eventos de precipitación en las condiciones de sequedad que se venían dando.

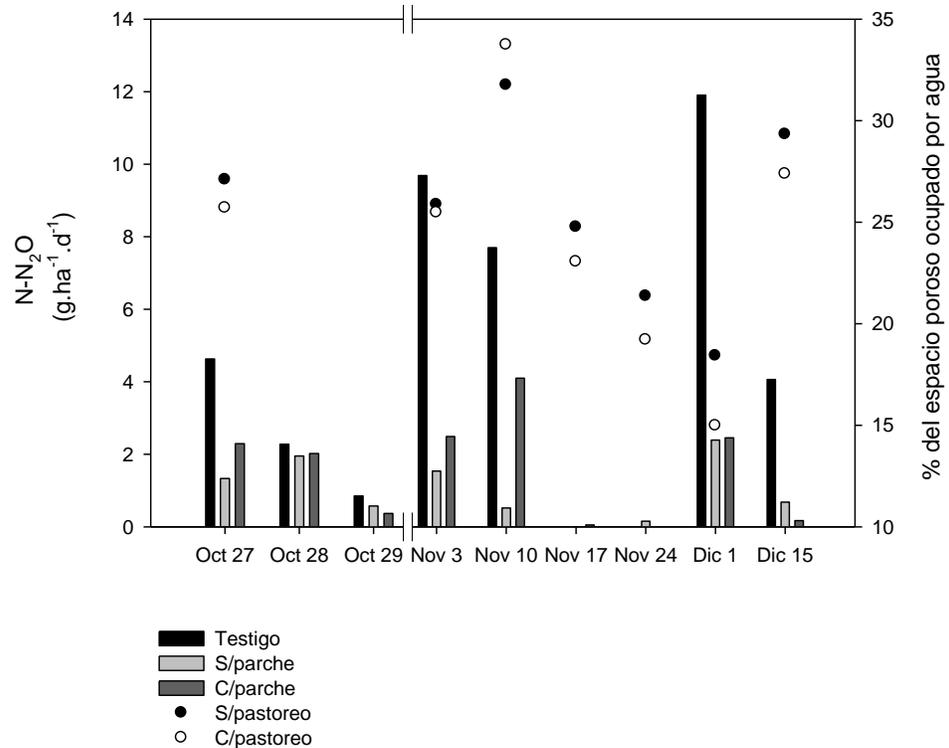


Las barras corresponden a las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , los puntos al porcentaje del espacio poroso ocupado por agua.

Figura 11: Emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  y porcentaje del espacio poroso ocupado por agua de los suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

Como se puede observar en la Figura No. 11, cuando existieron aumentos de la humedad del suelo, también ocurrieron aumentos en la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$ . Es de destacar que la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  fue mayor cuando se da un evento de lluvia luego de condiciones de restricciones hídricas importantes como se dio en el día 15 de diciembre. Esto también fue observado por Saggari et al. (2002a, 2002b, 2003c, 2003d, 2004a, 2004d). El pico del 15 de diciembre estuvo asociado a un evento de lluvia, lo cual reafirma la suposición de que las

manchas de orina en el suelo emiten durante un período mayor a 6 semanas dependiendo de las condiciones hídricas del mismo.



Las barras corresponden a las emisiones de N-N<sub>2</sub>O, los puntos al porcentaje del espacio poroso ocupado por agua.

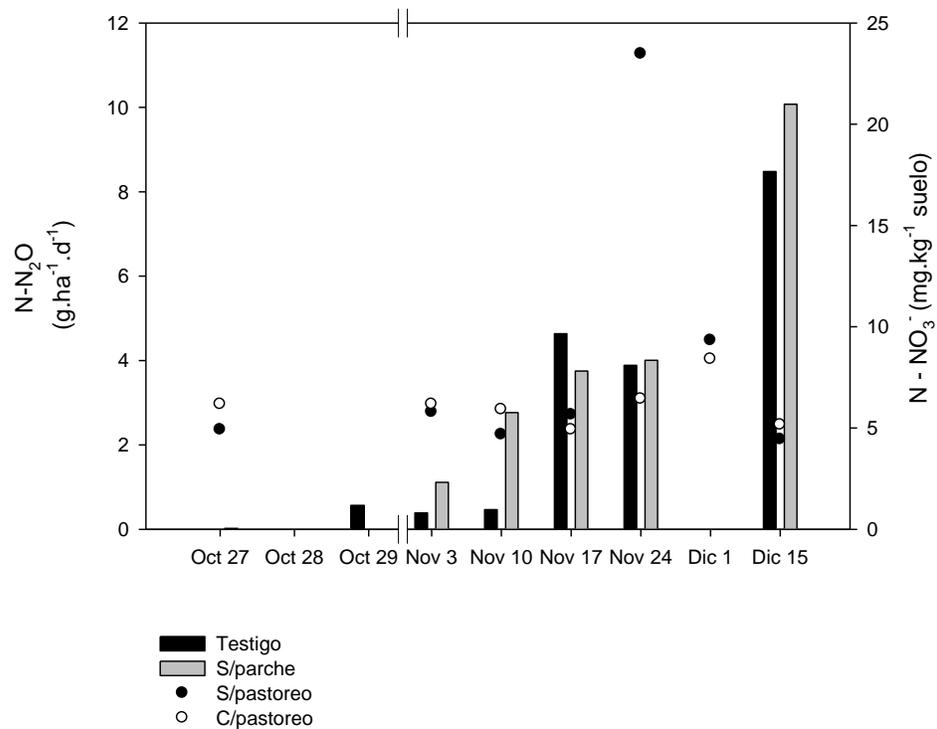
Figura 12. Emisiones de N<sub>2</sub>O y porcentaje del espacio poroso ocupado por agua de los suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

Como se puede observar en la Figura No. 12, no existió una relación entre el porcentaje del espacio poroso ocupado por agua y la emisión de N<sub>2</sub>O para los suelos bajo pradera de Alfalfa.

#### 4.3.2. Nitrógeno mineral del suelo

Es importante destacar que no fue posible contrastar emisiones de N-N<sub>2</sub>O del tratamiento con parche, a consecuencia de que no se realizó muestreo de suelos del área afectada por el parche de orina, con contenidos de N mineral del suelo. Los contrastes que se realizaron fueron entre el tratamiento testigo y

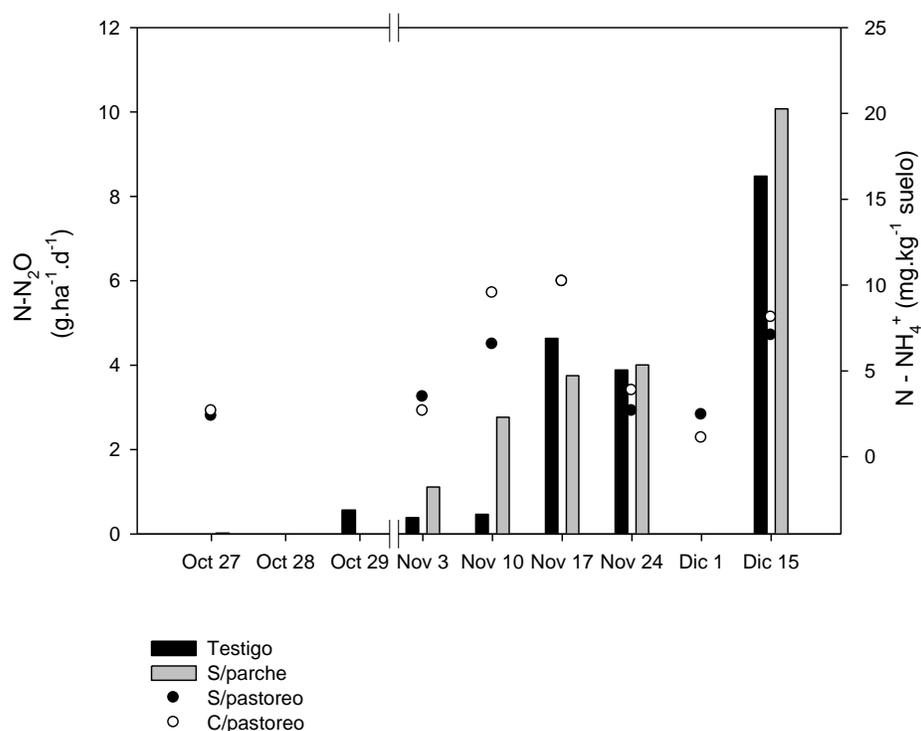
la pradera sin pastorear y el tratamiento sin parche y la pradera pastoreada. Además se contrastaron los contenidos de N mineral de cada suelo. Debe tenerse en cuenta que en el caso de pasturas de rápido crecimiento el valor de análisis de suelo tiene una representatividad baja, ya que se trata de una situación dinámica donde este elemento es absorbido por las plantas. También en la situación bajo pastoreo pudieron existir problemas de muestreo, ya que algunas tomas podrían haber provenído de zonas con manchas de orina, explicando la variabilidad.



Las barras corresponden a las emisiones de  $N_2O$ , los puntos a los contenidos de  $NO_3^-$  de los suelos

Figura 13. Emisiones de  $N_2O$  y contenido de  $NO_3^-$  de los suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

No existió una relación entre el contenido de  $NO_3^-$  del suelo y las emisiones, observándose los menores contenidos de  $NO_3^-$  en el momento donde se da el pico de emisión. No existieron diferencias marcadas entre los contenidos de  $NO_3^-$  de los suelos salvo el día 24 de noviembre, se cree que existió algún error que explica la diferencia entre los contenidos de dicho ion en el suelo testigo.

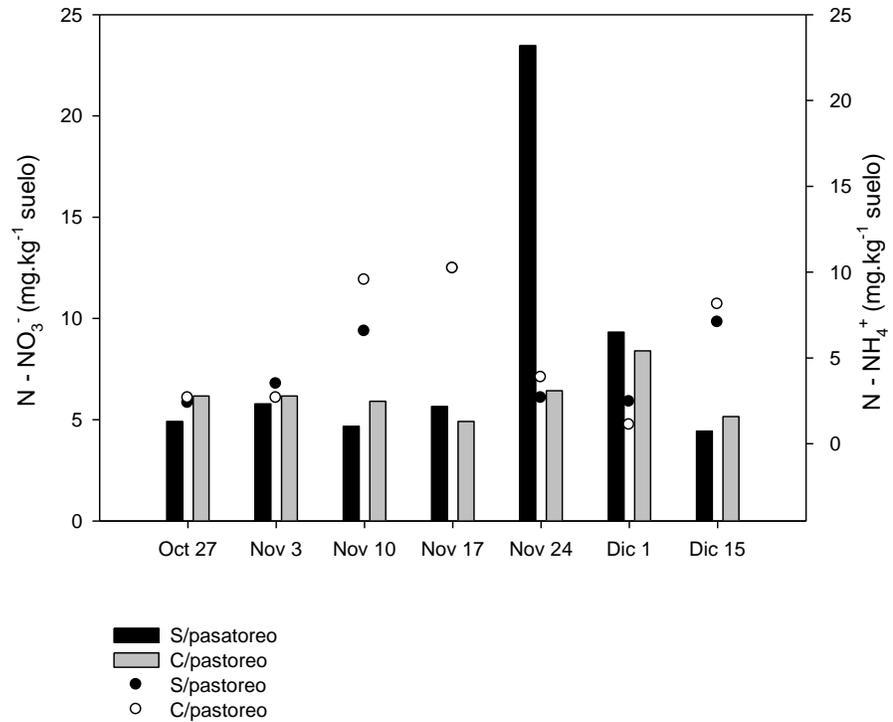


Las barras corresponden a las emisiones de N<sub>2</sub>O, los puntos a los contenidos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de los suelos

Figura 14. Emisiones de N<sub>2</sub>O y contenido de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de los suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

Se observa una tendencia a que el contenido de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fue superior en la pastura pastoreada que en la sin pastorear.

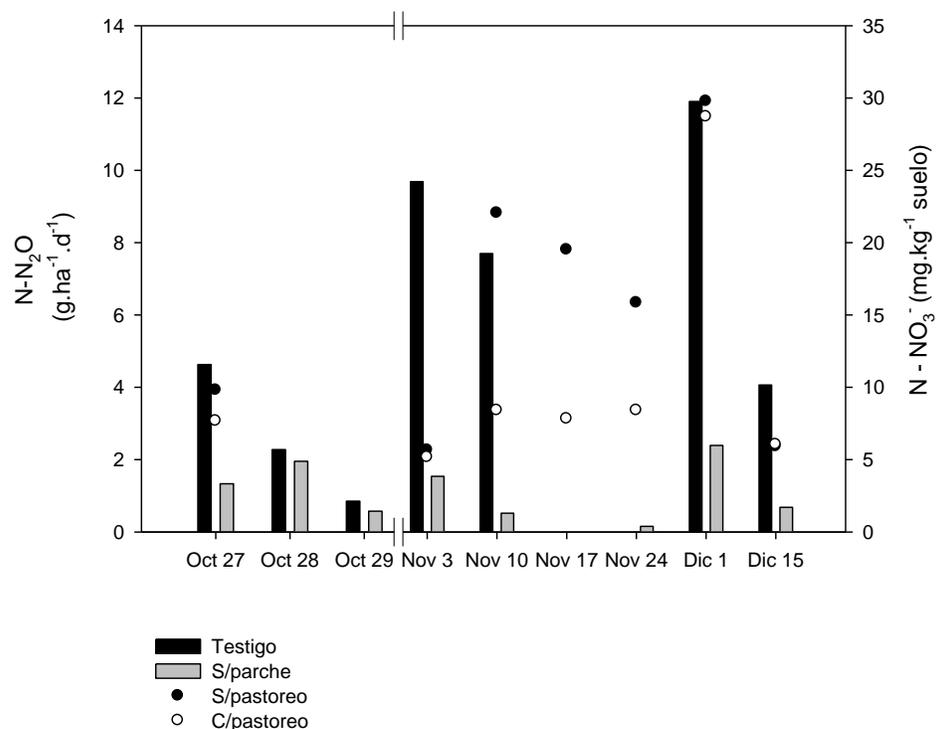
Es importante destacar que los contenidos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> cuantificados no fueron los de la mancha de orina, lo cual justifica que los contenidos de dicho ion al momento de aplicada la orina fueran tan bajos; tendrían que ser muy altos al estar produciéndose la hidrólisis de la urea de la orina. Suponiendo que la mayor parte de la hidrólisis de la urea se realiza en las primeras 24 horas de aplicada la orina al suelo, los contenidos posteriores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> del suelo dependerán de la capacidad del suelo de adsorber dicho ion. Los suelos del sur del Uruguay, por su relativamente alta CIC poseen gran capacidad de absorción de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.



Las barras corresponden a los contenidos de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y los puntos a los contenidos NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de los suelos

Figura 15. Contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en los suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

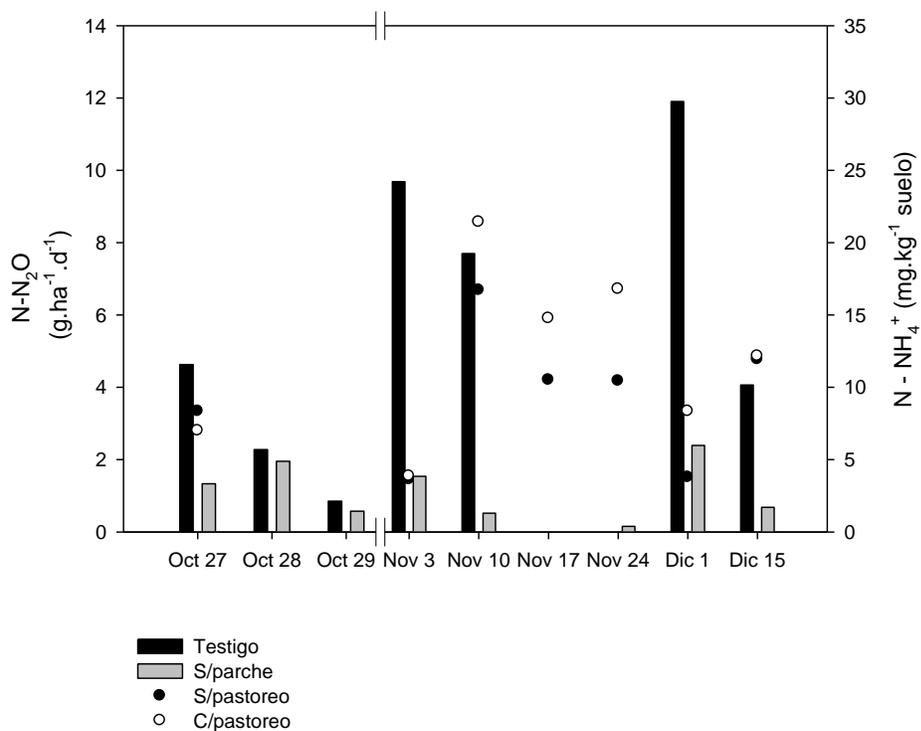
No existió una tendencia entre los contenidos de ambos iones en los suelos bajo pradera de Lotus. En general los contenidos de ambos iones de los suelos fueron similares.



Las barras corresponden a las emisiones de N<sub>2</sub>O y los puntos a los contenidos NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de los suelos

Figura 16. Emisiones de N<sub>2</sub>O y contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de los suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

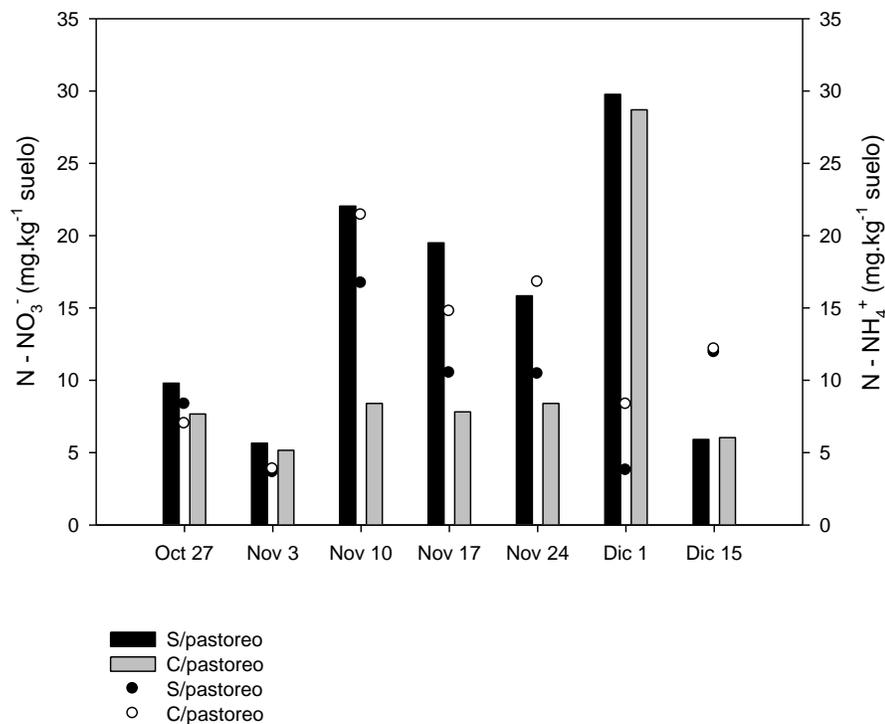
El mayor contenido de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> podría explicar las mayores emisiones de N<sub>2</sub>O por el tratamiento testigo que estuvo sin pastorear. A pesar de ello, uno de los momentos en que se dio la máxima emisión tuvo asociado el menor contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de todo el período de muestreo (3 de noviembre). No se observó una relación entre el contenido de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y las emisiones.



Las barras corresponden a las emisiones de N<sub>2</sub>O, los puntos a los contenidos de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de los suelos

Figura 17. Emisiones de N<sub>2</sub>O y contenido de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de los suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

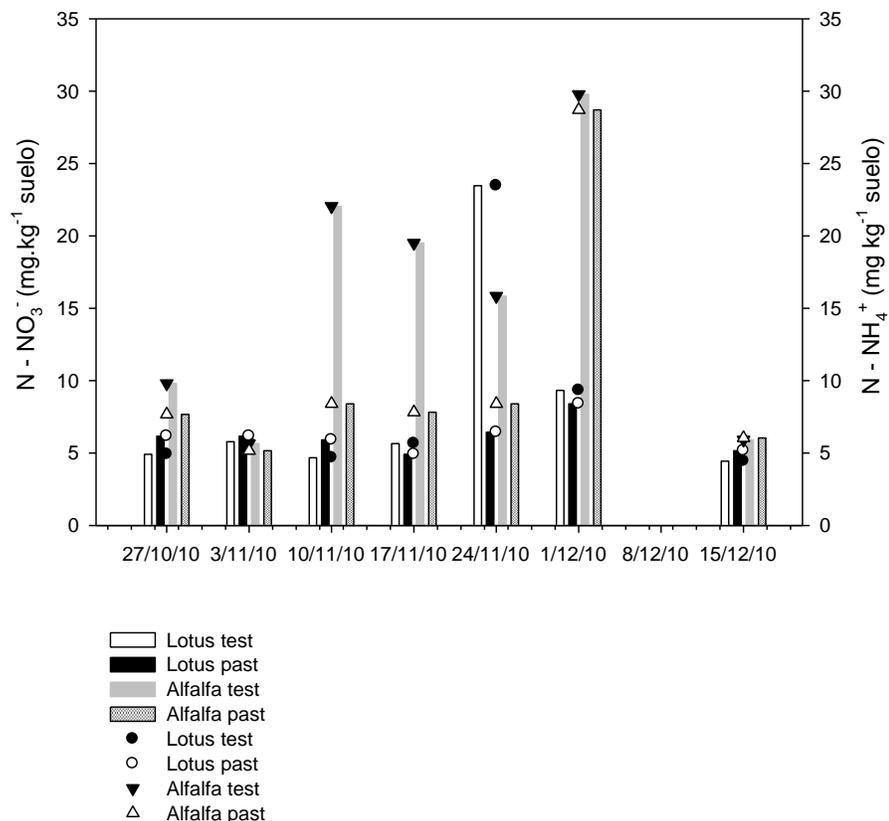
No se observó una relación entre el contenido de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de los suelos y las emisiones.



Las barras corresponden a los contenidos de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del suelo y los puntos a los contenidos de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

Figura 18. Contenido de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de los suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

Como se puede observar en la Figura No. 18, los contenidos de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del suelo sin pastoreo fueron siempre mayores a los contenidos de dicho ion en los suelos pastoreados, esto se podría explicar debido a que el suelo pastoreado estaría absorbiendo mayor cantidad de N a consecuencia del rebrote, además de las diferencias de suelo ya comentadas. No existió una relación clara entre los contenidos de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y los contenidos de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> del suelo bajo Alfalfa.

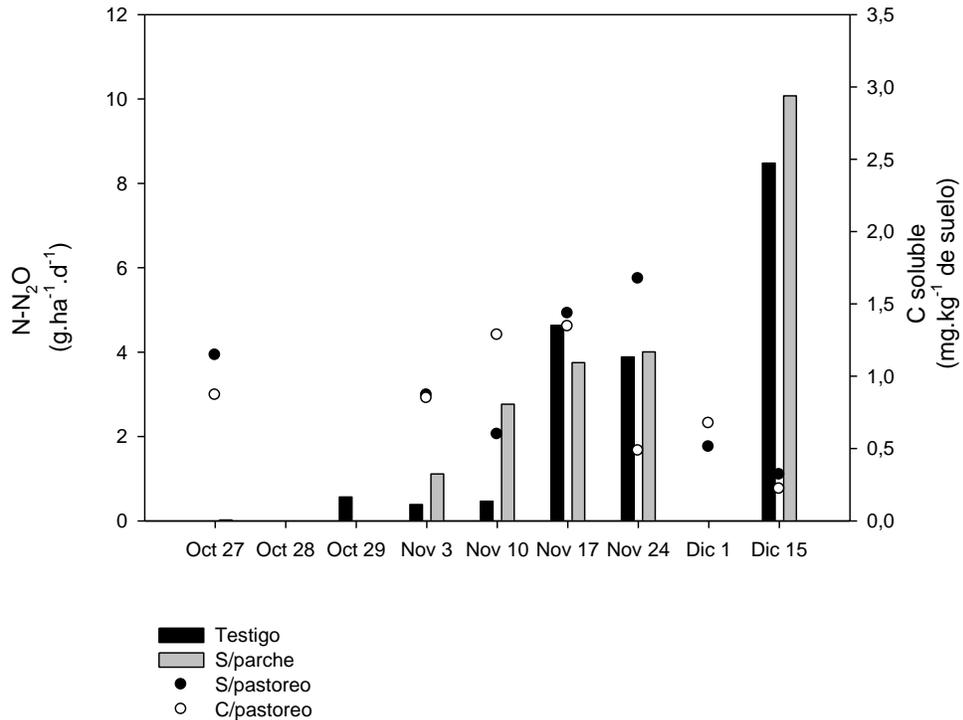


Las barras corresponden a los contenidos de  $\text{NO}_3^-$  y los puntos a los contenidos de  $\text{NH}_4^+$  de los suelos.

Figura 19. Contenidos de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  de los 4 suelos en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

Si se comparan los contenidos de N mineral de los suelos bajo las dos pasturas (Lotus y Alfalfa), es posible observar que en general los contenidos de N mineral de los suelos bajo Alfalfa fueron mayores, esto debió estar asociado al mayor contenido de MO, los contenidos de arcilla y por ende la CIC del suelo. A pesar de ello, las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  (salvo entre tratamientos testigo), no fueron mayores a las registradas en los suelos bajo Lotus.

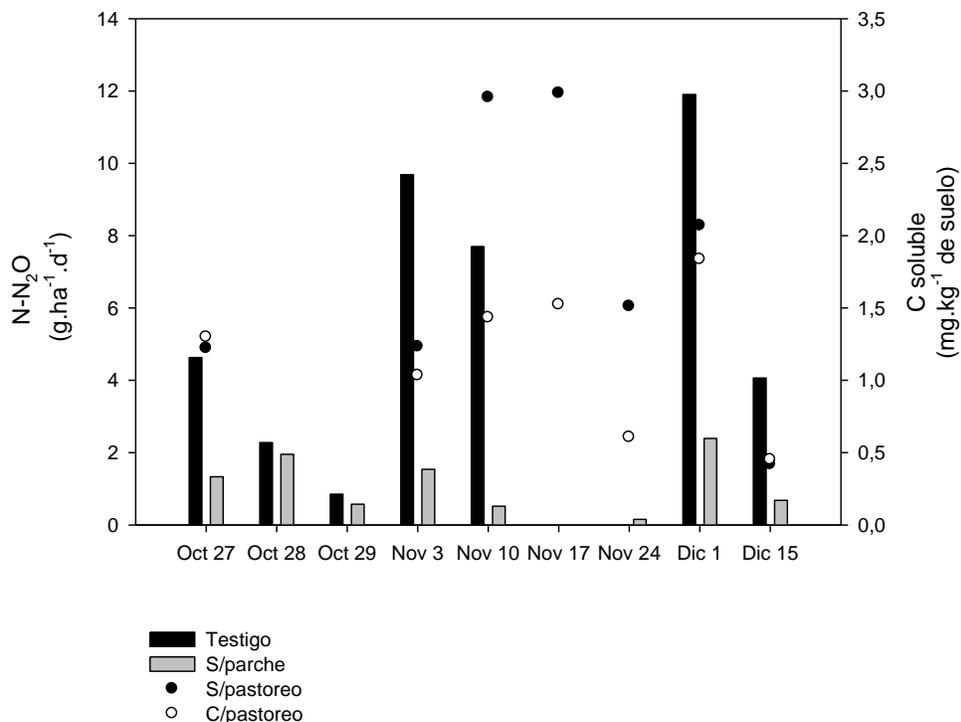
#### 4.3.3. Contenido de carbono soluble del suelo



Las barras corresponden a las emisiones de N-N<sub>2</sub>O, los puntos a los contenidos de C soluble de los suelos

Figura 20. Emisiones de N<sub>2</sub>O y contenido C soluble de los suelos bajo pradera de Lotus para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

Como se mencionó anteriormente, el C soluble cuantificado es el del suelo bajo pastura de Lotus con y sin pastoreo y no el presente en la mancha de orina. Por lo tanto no fue posible contrastar la emisión desde el parche de orina con los contenidos de C soluble del suelo. De la Figura No. 20 se puede concluir que no existió un efecto definido del contenido de C soluble del suelo y la emisión de N<sub>2</sub>O.



Las barras corresponden a las emisiones de N-N<sub>2</sub>O, los puntos a los contenidos de C soluble de los suelos

Figura 21. Emisiones de N<sub>2</sub>O y contenido C soluble de los suelos bajo pradera de Alfalfa para el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

Para el caso del suelo bajo Alfalfa caben las mismas consideraciones que para los suelos bajo Lotus en cuanto al escaso efecto del C soluble sobre emisiones.

En este caso el testigo tendió a mostrar valores mayores de concentración de C soluble que el suelo bajo pastoreo, pero no es posible vincularlos a los períodos de mayores emisiones de dicho tratamiento.

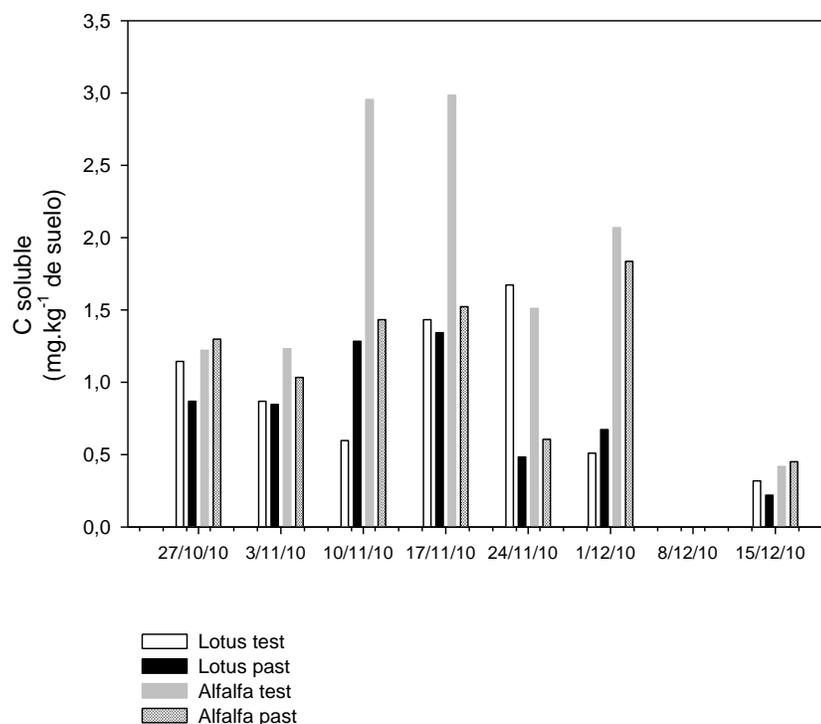


Figura 22. Contenido de C soluble de los suelos bajo Lotus y Alfalfa en el período 27 de octubre al 15 de diciembre de 2010

De la Figura No. 22 se puede observar que los suelos bajo Alfalfa tendieron a poseer más C soluble que los suelos bajo Lotus. A pesar de ello, las emisiones de suelos con Alfalfa fueron menores que las de suelos con Lotus salvo el suelo con tratamiento testigo de Alfalfa. Además se corroboró que el suelo bajo Alfalfa testigo es diferente y contenía más C soluble que el suelo bajo Alfalfa pastoreada.

#### 4.3.4. Contraste entre los parámetros del suelo evaluados y los valores de óptimos para los procesos que explican las emisiones de óxido nitroso

##### 4.3.4.1. Factores que influyen en los procesos de nitrificación y desnitrificación

Considerando la disponibilidad de N deben destacarse dos situaciones diferentes. Por un lado las manchas de orina, en las cuales es obvio que existían altas concentraciones de N, por lo menos en Lotus, y por otro lado la mineralización de N del suelo. Si bien no existieron grandes concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en el suelo, en el testigo de Lotus las mayores emisiones se dieron en

momentos en los cuales también las concentraciones de dicho ion eran altas. Si bien no se encuentra una relación lineal entre ambos parámetros (correlación) podrían estar relacionados positivamente y determinar las emisiones de  $N_2O$ . Para que se produzca la desnitrificación es necesario que exista  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$  en el suelo, los cuales por los análisis de N mineral no fueron limitantes.

Si bien las temperaturas medias diarias en el período del experimento comparadas con las mismas en los últimos 30 años fueron bajas, al momento del muestreo se intentó que ésta fuera la más alta del día (al medir al mediodía), y como la temperatura óptima para el proceso de nitrificación es  $30\text{ }^\circ\text{C}$  se cree que las mismas favorecieron dicho proceso. Como la desnitrificación se da en un rango amplio de temperatura  $2,7\text{ }^\circ\text{C} - 75\text{ }^\circ\text{C}$  (Firestone, 1982), la temperatura tampoco fue un factor limitante en dicho proceso, sino que por el contrario el rango de temperaturas máximas durante el período del experimento (27 de octubre - 15 de diciembre de 2010) puede ser considerado muy favorable.

Como los contenidos de humedad del suelo fueron bajos, se cree que existieron condiciones de aerobiosis que favorecen al proceso de nitrificación.

Debido a que las nitrobacterias son más sensibles a excesos de humedad que a condiciones secas del suelo y como las condiciones hídricas del suelo en lo que duró el experimento fueron secas, las emisiones de  $N_2O$  se podrían explicar por el proceso de nitrificación.

Las condiciones de anaerobiosis y por lo tanto de reducción existentes en el suelo pueden haber sido limitantes a consecuencia de las pocas precipitaciones que se sucedieron en el período del experimento. No solo las condiciones de anaerobiosis han de haber influido en dicho proceso, sino que también el contenido de humedad del suelo puede haber limitado el crecimiento y desarrollo de los microorganismos del suelo en general.

El pH en general fue relativamente bajo, si bien no era el citado como más favorable, se estima que no fue una limitante para la nitrificación ya que se ha registrado nitrificación a  $\text{pH} = 3,8$  (Tisdale y Nelson, 1991). Si bien el rango óptimo de pH para desnitrificación es de  $6,0 < \text{pH} < 8,0$  (Tisdale y Nelson, 1991) se ha registrado emisión de  $N_2O$  a consecuencia de la desnitrificación a  $\text{pH} = 3,5$  por lo cual no parece ser un factor que limite el proceso.

Los contenidos de energía disponible (traducidos en C soluble) no fueron limitantes para dicho proceso, lo cual favorece las condiciones para que existan pérdidas de  $N-N_2O$ . En un experimento de Bhandral et al. (2007) donde aplica orina a un suelo compactado y otro sin compactar, encuentra un pico de

emisión de  $900 \text{ g ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  asociado a un contenido de C soluble aproximado de  $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$  de suelo. Los contenidos de C soluble en las muestras de suelo sin parche de orina fueron en general mayores.

#### 4.3.4.2. Factores que favorecen las emisiones de óxido nitroso

Las condiciones de humedad del suelo fueron bajas a consecuencia de las escasas precipitaciones y la evapotranspiración alta. Se registraron las mayores emisiones seguidas a los eventos de precipitación, por lo cual es probable que la humedad del suelo condicionara la actividad microbiana del mismo en todos los sentidos. Si bien el suelo estuvo aireado y las condiciones oxidantes debieron ser las dominantes favoreciéndose el proceso de nitrificación, probablemente a consecuencia de la actividad microbiana (principalmente de microorganismos heterótrofos), se debieron de generar condiciones reductoras en micrositios que favorecieron las pérdidas de  $\text{N-N}_2\text{O}$  por desnitrificación o por nitrificación desnitrificante. Davison (1991) afirma que las pérdidas de  $\text{N-N}_2\text{O}$  dependen del contenido de agua del suelo. Cuando el suelo posee un contenido de agua menor al 60% del contenido máximo, la emisión se debe al proceso de nitrificación y cuando es mayor al 60%, al proceso de desnitrificación.

Si bien no se determinó C soluble en el parche de orina, área donde la concentración de dicho nutriente seguramente debió ser alta, el contenido de dicho nutriente fue alto para el resto del suelo.

El relativamente bajo pH determinado para los 4 suelos (rango 5,00 – 5,73) no fue limitante para el proceso de nitrificación ni para el de desnitrificación, por lo cual gran parte de las pérdidas de  $\text{N-N}_2\text{O}$  se podrían explicar por el proceso de nitrificación desnitrificante. Flessa et al. (1998) afirma que a pH bajos la relación  $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$  aumenta al verse inhibida la reducción de  $\text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ .

La temperatura fue un factor que favoreció el crecimiento microbiano en general por lo cual todos los procesos microbianos en los que participen microorganismos mesófilos fueron favorecidos.

Si bien las vacas pastoreaban 2 praderas diferentes, por lo cual las concentraciones de N en la orina deberían de ser diferentes y por lo tanto las emisiones también, no se pudo observar este efecto a consecuencia de que en la pradera de Alfalfa los parches de orina identificados eran viejas.

## 5. CONCLUSIONES

En Lotus se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos con parche y los otros dos tratamientos (testigo y sin parche).

No se encontraron diferencias significativas entre las emisiones de los tratamientos testigo y sin parche de los suelos bajo pastura de Lotus.

Se encontraron dos picos de emisión de N<sub>2</sub>O para los tres tratamientos bajo pastura de Lotus. Los picos de emisión registrados para el tratamiento con parche son significativamente menores a los obtenidos por los distintos autores.

Si bien existen diferencias entre el momento en el cual se observa el pico de emisión para el tratamiento con orina (enseguida de la aplicación de la orina o días después), se observó un primer pico de emisión a las 2 semanas y otro a las 7 semanas (65,1 y 153,1 g N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> respectivamente). Cada pico estuvo asociado a un mayor contenido de agua del suelo como consecuencia de las condiciones hídricas restringidas o limitantes de los suelos y no tanto a los otros parámetros del suelo (pH, N mineral, C soluble, etc), los cuales parecieron no haber sido limitantes para los procesos que generan el gas.

No se encontró un pico de emisión para los suelos bajo Alfalfa. La emisión a partir de suelos con parche de orina en Alfalfa no fueron superiores a las emisiones del tratamiento testigo, probablemente a consecuencia de que los parches de orina en esa pastura se identificaron mediante la observación de la misma. Las emisiones del tratamiento testigo en la pastura de Alfalfa fueron inferiores a las emisiones de suelos bajo Lotus con el mismo tratamiento. No se encuentra la causa que limite la emisión de N<sub>2</sub>O ya que se cree que los valores de los parámetros del suelo determinados fueron óptimos para que ocurra la emisión.

## 6. RESUMEN

El objetivo del siguiente trabajo fue cuantificar y contrastar los flujos de emisión de óxido nitroso ( $N_2O$ ) a partir de suelos con parches y sin parches de orina de vacas lecheras en una pastura de Lotus y otra de Alfalfa en primavera durante 7 semanas en un suelo del sur del Uruguay. También relacionar emisiones de  $N_2O$  con parámetros del suelo y clima y determinar en qué momento se producen los picos de emisión luego de agregada la orina. El experimento se desarrolló en el Centro Regional Sur de la Facultad de Agronomía ubicado en la localidad de Progreso en el Departamento de Canelones, Uruguay. El experimento se desarrolló en dos suelos, uno cubierto con pastura de Lotus y otro con pastura de Alfalfa. En cada sitio se definieron 3 tratamientos, el tratamiento testigo ubicado en la pastura sin pastorear y los tratamientos con y sin parche de orina ubicados en la pastura pastoreada. Entre los dos sitios y los tres tratamientos se implantaron 15 campanas utilizadas en la recolección de muestras gaseosas y en cada muestreo de gas se realizó muestreo de suelos (2 muestras compuestas de cada pastura, pastoreado y sin pastorear). Para medir el flujo de  $N_2O$  se utilizó el método de la cámara cerrada y se midió el flujo de gas al tiempo 0, 15 y 30 minutos. En el suelo se determinó pH, N total, C total, N mineral ( $NO_3^-$  y  $NH_4^+$ ), C soluble, porosidad total, densidad aparente, textura y % de poros con agua. Se registraron temperaturas y precipitaciones cada 15 minutos para el periodo de duración del experimento. En la pastura de Lotus el tratamiento con parche de orina produjo significativamente mayores emisiones que el testigo no pastoreado y el pastoreado sin parche. Los resultados muestran 2 picos de emisión para los suelos bajo pastura de Lotus,  $65,1 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  la semana 2 y  $153,1 \text{ g N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  la semana 7. Los picos de emisión del tratamiento con aplicación de orina fueron mucho menores a los citados en la bibliografía y como las condiciones hídricas de los suelos fueron limitantes, el único parámetro que se asoció al pico de emisión fue el contenido hídrico del suelo; los mismos se dieron en la semana 2 y 7 respectivamente. En Alfalfa no hubo diferencia entre tratamientos en cuanto a emisiones de N- $N_2O$ . No se encontró un pico de emisión definido para los suelos bajo pastura de Alfalfa y no se encontró una correlación del mismo con algún parámetro del suelo.

Palabras clave: Emisiones de  $N_2O$ ; Parche de orina; Vacas lecheras.

## 7. SUMMARY

The aim of this study was to quantify and compare the nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) flow from soils with patches and no patches of urine of dairy cows in a pasture of Lotus and Alfalfa for 7 weeks in spring in a southern Uruguayan soil. The amounts of N<sub>2</sub>O emissions also were correlated with parameters of soil and climate and determine when the peaks of emission occur after aggregate of urine. The experiment was conducted in the Centro Regional Sur of the College of Agriculture located in the town of Progreso in the Department of Canelones, Uruguay. The experiment was conducted in two soils, a pasture covered with Lotus and other with Alfalfa. At each site were defined 3 treatments, control treatment located in the ungrazed pasture and patch and no urine patch treatment, located in the pasture grazed. In the two sites and three treatments were implemented 15 chambers used in the collection of gas samples. In each gas sampling date composite soil sample were collected (2 composite samples from each pasture, grazed and ungrazed). To measure the flow of N<sub>2</sub>O closed chamber method was used and the gas flow measured at time 0, 15 and 30 minutes. In soil pH was determined, total N, total C, mineral N (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), soluble C, total porosity, bulk density, texture, water filled pore space. Temperatures and rainfall were recorded every 15 minutes for the duration of the experiment. In Lotus pasture, treatment with urine patch produced significantly higher emissions than the control unglazed and grazed without patch. The results showed 2 peaks of emission for Lotus soils under pasture, 65.1 g N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> by week 2 and 153.1 g N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> in the 7th week. The emission peaks of treatment with application of urine were lower than those cited in the literature. As the soil water conditions were limiting, the only parameter associated with the emission peak was the soil water content, which occurred in week 2 and 7 respectively. In Alfalfa, there was no difference between treatments in N-N<sub>2</sub>O emissions. There was no defined peak emission for Alfalfa soils under pasture and found no correlation with any parameter of the soil.

Keywords: N<sub>2</sub>O emissions; Patch of urine; Dairy cow.

## 8. BIBLIOGRAFÍA

1. AFZAL, M.; ADAMS, W.A. 1992. Heterogeneity of soil mineral nitrogen in pasture grazed by cattle. *Soil Science Society of America Journal*. 56: 1160–1166.
2. ARMENTANO, L.E. 1994. Impact of metabolism by extragastrointestinal tissues on secretory rate of milk protein. *Journal of Dairy Science*. 77:2809.
3. AULAKH, M.S.; DORAN, J. W.; MOSIER, A.R. 1991. In-field evaluation of four methods for measuring denitrification. *Soil Science Society of America Journal*. 55:1332–1338.
4. BALDWIN, R. L.; KIM, W. Y. 1993. Lactation. In: Forbes, J. M.; France, J. eds. *Quantitative aspects of ruminant digestion and metabolism*. Wallingford, UK, CABI. 433 p.
5. BALL, P.R.; RYDEN, J.C. 1984. Nitrogen relationships in intensively managed temperate grasslands. *Plant Soil*. 76:23–33.
6. BALL, B. C.; HORGAN, G. W.; CLAYTON, H.; PARKER, J. P. 1997. Spatial variability of nitrous oxide fluxes and controlling soil and topographic properties. *Journal of Environmental Quality*. 26:1399–1409.
7. BHANDRAL, R.; SAGGAR, S.; BOLAN, N.S.; HEDLEY, M.J. 2003a. Nitrous oxide emission from effluent irrigation. In: Joint Australia/New Zealand Forum on Non-CO<sub>2</sub> Emissions (2<sup>nd</sup>, 2003, Melbourne). Proceedings. s.n.t. s.p.
8. \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_. 2003b. Nitrous oxide fluxes in soil as influenced by compaction. *New Zealand Grassland Association*. 65:265–271.
9. \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_. 2007. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. *Soil and Tillage Research*. 94:482–492.
10. BUSSINK, D.W.; OENEMA, O. 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas; a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 51:19–33.

11. BYRNES, B.H.; C.B. CHRISTIANSON; HOLT, L.S.; AUSTIN, E.R. 1990. Nitrous oxide emissions from the nitrification of nitrogen fertilizers. *In*: Bowman, A.F. ed. Soils and the greenhouse effect. Chichester, UK, John Wiley. pp. 489-495.
12. CARRAN, R. A.; THEOBALD, P. W.; EVANS, J. P. 1995. Emission of nitrous oxide from some grazed pasture soils in New Zealand. *Australian Journal of Soil Research*. 33:341–352.
13. CASTALDI, S.; SMITH, K. A. 1998. Effect of cycloheximide on N<sub>2</sub>O and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> production in a forest and agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils*. 27:27–34.
14. CLAYTON, H.; ARAH, J.R.M.; SMITH, K.A. 1994. Measurement of nitrous oxide emissions from fertilized grassland using closed chambers. *Journal of Geophysics Research Atmosphere*. 99:16599–16607.
15. CONTI, M. 2000. Principios de Edafología con énfasis en suelos argentinos. 2<sup>a</sup> ed. Buenos Aires, Facultad Agronomía. 430 p.
16. CRUTZEN, P. J. 1981. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. *In*: Delwiche, C.C. ed. Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide. New York, USA, John Wiley. pp. 17-44.
17. DAVIDSON, E.A. 1991. Fluxes of nitrous and nitric oxide from terrestrial ecosystems. *In*: Rogers, J.E.; Whitman, W.B. eds. Microbial production and consumption of greenhouse gases, methane, nitrogen oxides and halomethanes. Washington DC, USA, American Society for Microbiology. pp. 219–235.
18. DE KLEIN, C.A.M.; VAN LOGESTIJN, R.S.P. 1994. Denitrification and N<sub>2</sub>O emission from urine-affected grassland soil. *Plant and Soil*. 163:235–242.
19. \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_. 1996. Denitrification in grassland soils in the Netherlands in relation to irrigation, nitrogen application rate, soil water content and soil temperature. *Soil Biology and Biochemistry*. 28:231–237.
20. \_\_\_\_\_; SHERLOCK, R.R.; CAMERON, K.C.; VAN DER WEERDEN, T.J., 2001. Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand —a review of current knowledge and directions for future research. *Journal of the Royal Society of New Zealand*. 31:543–574.

21. DELGADO, J. A.; MOSIER, A.R.; FOLLET, R.H.; FOLLET, R.F.; WESTFALL, D.G.; KLEMEDTSSON; L.K.; VERMEULEN, J. 1996. Effects of N management on N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes and 15N recovery in an irrigated mountain meadow. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 46:127-134.
22. DOAK, B.W. 1952. Some chemical changes in the nitrogenous constituents of urine when voided on pasture. *Journal of Agricultural Science*. 42:162–171.
23. DOBBIE, K.E.; MC TAGGART, I.P.; SMITH, K.A. 1999. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysics Research*. 104:26891–26899.
24. \_\_\_\_\_; SMITH, K.A. 2001. The effect of temperature, water-filled pore space, and land use on N<sub>2</sub>O emissions from an imperfectly drained gleysol. *European Journal of Soil Science*. 52:667–673.
25. FIRESTONE, M.K. 1982. Biological denitrification. *In*: Stevenson, F. J. ed. *Nitrogen in agricultural soils*. Madison, WI, American Society of Agronomy. pp. 289-326 (Monography no. 22).
26. FLESSA, H.; WILD, U.; KLEMISCH, M.; PFADENHAUER, J. 1998. Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agricultura. *European Journal of Soil Science*. 49:327-335.
27. GOULD, W.d.; HAGEDORN, C.; MC CREADY, G.L. 1986. Urea transformations and fertilizers efficiency in soil. *Advances in Agronomy*. 40: 209-237.
28. HANSEN. S.; MAEHLUM, J. E.; BAKKEN, L. R. 1993. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biology and Biochemistry*. 25:621–630.
29. HAYNES, R.J.; WILLIAMS, P.H. 1992. Changes in soil solution composition and pH in urine-affected areas of pasture. *Journal of Soil Science*. 43:323–334.
30. \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*. 49:171–173.

31. HEDLEY, C.; SAGGAR, S.; DANDO, J. 2002. Use of intact soil cores to assess the effect of soil water content on nitrous oxide emissions from a poorly drained pasture soil. *In*: Back to the Future, New Zealand Soil Science Society Golden Jubilee Conference (2002, Wellington, New Zealand). Proceedings. s.n.t. p.85.
32. HOFF, G.; TAMMINGA, S.; LENAERS, P. J. 1994. Efficiency of protein utilization in dairy cows. *Livestock Production Science*. 38:169-178.
33. HOLMES, W. 1989. Grass; its production and utilization. Blackwell, Oxford, The British Grasslands Society. 306 p.
34. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). 1992. Manual on measurement of methane and nitrous oxide emissions from agriculture. s.l. 91 p.
35. INESON, P.; COWARD, P.A.; HARTWIG, U.A. 1998. Soil gas fluxes of N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> beneath *Lolium perenne* under elevated CO<sub>2</sub>: the Swiss free air carbon dioxide enrichment experiment. *Plant and Soil*. 198:89–95.
36. INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS (INIA). 2001. Estadísticas agroclimáticas mensuales 1971 – 2000. (en línea). Montevideo. Consultado 10 may. 2011. Disponible en <http://www.inia.org.uy/online/site/51777611.php>
37. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). 1994. Radiative forcing of climate change. The 1994 report of the Scientific Assessment Working Group of IPCC; summary for policy makers. IPCC/WMO. New York, USA, University Press. 347 p.
38. \_\_\_\_\_. 2000. IPCC good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories OECD/ODCE. Paris, IPCC. 506 p.
39. IRISARRI, P. 2009. Emisiones de metano y óxido nitroso; principales gases de efecto invernadero producidos por el sector agropecuario en Uruguay. Montevideo, Facultad de Agronomía. 79 p.
40. JARVIS, S.C.; SCHOLEFIELD, D.; PAIN, B.F. 1995. Nitrogen cycling in grazing systems. *In*: Bacon, P.W. ed. Nitrogen fertilization in the environment. New York, USA, Marcel Dekker. pp. 381–491.

41. \_\_\_\_\_.; WILKINS, R.J.; PAIN, B.F. 1996. Opportunities for reducing the environmental impact of dairy tanning managements a systems approach. *Grass and Forage Science*. 51:21-31.
42. KAISER, E. A.; KOHRS, K.; KUCKE, M.; SCHNUG, E.; HEINEMEYER, O.; MUNCH, J. C. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biology and Biochemistry*. 30:1553–1563.
43. KOOPS, J.G.; VAN BEUSICHEM, M.L.; OENEMA, O. 1997. Nitrous oxide production, its source and distribution in urine patches on grassland on peat soil. *Plant and Soil*. 191:57–65.
44. LANTINGA, E.A.; KEUNING, J.A.; GROENWOLD, J.; DEENEN, P.J.A.G. 1987. Distribution of excreted nitrogen by grazing cattle and its effects on sward quality, herbage production and utilization. *In*: Van der Meer, H.G.; Unwin, R.J.; van Dijk, T.A.; Ennik, G.C. eds. *Animal manure on grassland and fodder crops; fertilizer or waste*. Dordrecht, Netherlands, Martinus Nijhoff. pp. 103-117.
45. LEDGARD, S.F.; STEELE, K.W.; SAUNDERS, W.M.H. 1982. Effects of cow urine and its major constituents on pasture properties. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 25:61–68.
46. LOVELL, R.D.; JARVIS, S.C. 1996. Effects of urine on soil microbial biomass, methanogenesis, nitrification and denitrification in grassland soils. *Plant and Soil*. 186:265–273.
47. LUO, J.; TILLMAN, R.W.; BALL, P.R. 2000. Nitrogen loss through denitrification in a soil under pasture in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry*. 32:497–509.
48. \_\_\_\_\_.; LINDSEY, S.B.; LEDGARD, S.F. 2008. Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. *Biology Fertility Soils*. 44:463–470
49. MACKENZIE, A.F.; FAN, M.X.; CADRIN, F. 1998. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality*. 27:698–703.
50. MONAGHAN, R.M.; BARRACLOUGH, D. 1992. Some chemical and physical factors affecting the rate and dynamics of nitrification in urine-affected soil. *Plant and Soil*. 143:11–18.

51. MOSIER, A.R.; HEINEMEYER, O. 1985 Current methods used to estimate N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions from field soils In: Golterman, H.L. ed. Denitrification in the nitrogen cycle. New York, USA, Plenum Press. pp. 79-99
52. \_\_\_\_\_; GUENZI, W.D.; SCHWEIZER, E.E. 1986. Soil losses of dinitrogen and nitrous oxide from irrigated crops in northeastern Colorado. Soil Science Society of America Journal. 50:344–348.
53. \_\_\_\_\_; DUXBURY, J.M.; FRENEY, J.R.; HEINEMEYER, O.; MINAMI, K. 1998a. Assessing and mitigating N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils. Climatic Change. 40:7-38.
54. \_\_\_\_\_; KROEZE, C.; NEVISON, C.; OENEMA, O.; SEITZINGER, S.P.; VAN CLEEMPUT, O. 1998b. Closing the global N<sub>2</sub>O budget; nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 52:225–248.
55. MULVANEY, R.L. 1996. Nitrogen - inorganic forms. In: Sparks, D.L.; Page, A.L.; Helmke, P.A.; Loeppert, R.H.; Soltanpour, P.N.; Tabatabai, M.A.; Johnson, C.T.; Sumner, M.E. eds. Methods of soil analysis. Madison, WI, ASA/SSSA. pt. 3, pp. 1123-1184.
56. NELSON, W.D; SOMMERS, L.E. 1996 Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Sparks, D.L.; Page, A.L.; Helmke, P.A.; Loeppert, R.H.; Soltanpour, P.N.; Tabatabai, M.A.; Johnson, C.T.; Sumner, M.E. eds. Methods of soil analysis. Madison, WI, ASA/SSSA. pt. 3, pp. 96-1010.
57. NÚÑEZ, P.; DEMANET, R.; MATUS, F.; MORA, M. de la L. 2007. Grazing management, ammonia and nitrous oxide emissions; a general review. Journal of Soil Science Plant Nutrition. 7 (3):61-99.
58. OENEMA, O.; VELTHOF, G.L., YAMULKI, S.; JARVIS, S.C. 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. Soil Use and Management. 13:288–295.
59. PERDOMO, C.; BARBAZAN, M. 1999. Nitrógeno. Montevideo, Facultad de Agronomía. 71 p.

60. REYNOLDS, C.K.; HARMON, D. L.; CECAVA, M. J. 1994. Absorption and delivery of nutrients for milk protein synthesis by portal drained viscera. *Journal of Dairy Science*. 77:2787-2808.
61. RHINE, E.D. SIMS, G.H. MULVANEY, R.L. PRATT, E.J. 1998. Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. *Soil Science Society of America Journal*. 62:473-480.
62. ROBERTSON, G.P.; TIEDJE, J.M. 1987. Nitrous oxide sources in aerobic soils; nitrification, denitrification and other biological processes. *Soil Biology and Biochemistry*. 19:187-193.
63. RYDEN, J. C. 1986. Gaseous losses of N from grassland. *In*: van Meer, H. H.; Ryden, J. C.; Ennik, G. C. eds. *Nitrogen fluxes in intensive grassland systems*. Dordrecht, Netherlands, Martinus Nijhoff. pp. 59-73.
64. SAGGAR, S.; ANDREW, R.M.; TATE, K.R.; RODDA, N.J.; HEDLEY, C.B.; TOWNSEND, J.A. 2002a. Measurements and modelling of nitrous oxide emissions from dairy pastures. *In*: *Workshop on Dairy Farm Soil Management (2002, New Zealand)*. Proceedings. Palmerston North, New Zealand, s.e. pp. 201-214.
65. \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_. 2002b. Modelling nitrous oxide emissions from New Zealand dairy-grazed pastures. *Nutrient Cycling Agroecosystems*. 68:243-155.
66. \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_; HEDLEY, C.B.; TOWNSEND, J.A.; LAMBIE, S. 2003a. Nitrous oxide emissions from New Zealand dairy- and sheep grazed pastures. *In*: *Australia/New Zealand Forum on Non-CO<sub>2</sub> Emissions (2<sup>nd</sup>, 2003, Melbourne, Australia)*. Proceedings. s.n.t. s.p.
67. \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_. 2003b. Simulation of nitrous oxide emissions from New Zealand dairy-grazed pastures and its mitigation strategies. *In*: *International Methane and Nitrous Oxide Mitigation Conference (3<sup>rd</sup>, 2003, Beijing, China)*. Proceedings. s.n.t. pp. 461-468.
68. \_\_\_\_\_; BOLAN, N.S.; BHANDRAL, R.; HEDLEY, B.; LUO, J. 2004a. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 47:513-544

69. \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_.; RODDA, N.J.; TOWNSEND, J.A. 2004b. Modelling nitrous oxide emissions from New Zealand dairy grazed pastures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 68:243–255.
70. \_\_\_\_\_.; HEDLEY, C.; TOWNSEND, J.; LAMBIE, S.; TATE, K.; GILTRAP, D.; LI, C.S. 2004c. Simulation of nitrous oxide emissions from New Zealand grazed pastures using NZ-DNDC. *In: The Trace Gas Workshop (2004, Wellington, New Zealand)*. Proceedings. s.n.t. pp. 43–47.
71. SAUNDERS, W.M.H. 1984. Mineral composition of soil and pasture from areas of grazed paddocks, affected and unaffected by dung and urine. *New Zealand Journal Agricultural Research*. 27:405–412.
72. SHERLOCK, R.R.; GOH, K.M. 1983. Initial emission of nitrous oxide from sheep urine applied to pasture soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 15:615–617.
73. \_\_\_\_\_.; \_\_\_\_\_. 1984. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. Field experiments. *Fertilizer Research*. 5:181–195.
74. SKIBA, U.M.; SHEPPARD, L.J.; MACDONALD, J.; FOWLER, D.; OLIVER, H.R.; BELL, B.G.; CLYMO, R.S. 1998. Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. *Atmospheric Environment*. 12:3311-3320.
75. STALEY, T.E.; CASKEY, W.H.; BOYER, D.G. 1990. Soil denitrification and nitrification potentials during the growing season relative to tillage. *Soil Science Society of America Journal*. 54:1602–1608.
76. STERN, M.D.; VARGA, G. A.; CLARK, J. H.; FIRKINS, J.L.; HUBER, J.T.; PALMQUIST, D.L. 1994. Evaluation of chemical and physical properties of feeds that affect protein metabolism in the rumen. *Journal of Dairy Science*. 77:2762-2786.
77. SUBNEL, A.P.J.; MEIJER, R.G.M.; VAN STRAALLEN, W. M.; TAMMINGA, S. 1994. Efficiency of milk protein production in the DVE protein evaluation system. *Livestock Production Science*. 40:215-224.

78. TAMMINGA, S. 1992. Nutrition management of dairy cows as a contribution of pollution control. *Journal of Dairy Science*. 75:345-357.
79. THOMAS, G.W. 1982. Soil pH and Soil Acidity. In: Sparks, D.L.; Page, A.L.; Helmke, P.A.; Loeppert, R.H.; Soltanpour, P.N.; Tabatabai, M.A.; Johnson, C.T.; Sumner, M.E. eds. *Methods of soil analysis*. Madison, WI, ASA/SSSA. pt. 3, pp. 475-515.
80. TISDALE, S.T.; NELSON, W.L. 1991. Fertilidad de los suelos y fertilizantes. México, D.F., Limusa. 760 p.
81. URUGUAY. MINISTERIO DE AGRICULTURA Y PESCA. DIVISIÓN DE SUELOS Y AGUAS. 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay, escala 1:1.000.000. Montevideo. t.3, 452 p.
82. \_\_\_\_\_. MINISTERIO DE VIVIENDA, ORDENAMIENTO TERRITORIAL Y MEDIO AMBIENTE. SISTEMA NACIONAL DE RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA VARIABILIDAD. 2010. Plan nacional de respuesta al cambio climático, diagnóstico y lineamientos estratégicos. Montevideo. 99 p.
83. VAN DER WEERDEN, T.J.; SHERLOCK, R.R.; WILLIAMS, P.H.; CAMERON, K.C. 1999. Nitrous oxide emissions and methane oxidation by soil following cultivation of two different leguminous pastures. *Biology Fertility Soils*. 30:52-60.
84. VAN GROENIGEN, J.W.; KUIKMAN, P.J.; DE GROOT, W.J.M.; VELTHOF, G.L. 2005. Nitrous oxide emission from urine-treated soil as influenced by urine composition and soil physical conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. 37:463-473.
85. VAN VUUREN, A.M.; MEIJS, J.A.C. 1987. Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows. In: Van der Meer, H.G.; Unwin, R.J.; Van Dijk, T.A.; Ennik, G.C. eds. *Animal manure on grassland and fodder crops*. Dordrecht, Netherlands, Martinus Nijhoff. pp. 17-25.
86. VLEK, P.L.G.; STUMPO, J.M.; BYRNES, B.H. 1980. Urease activity and inhibition in flooded soil systems. *Fertilizer Research*. 1:191-202.
87. WETSELAAR, R.; GANRY, F. 1982. Nitrogen balance in tropical agrosystem. In: Dommergues, Y.R.; Diem, H.G. eds. *Microbiology of tropical soils*

and plant productivity. *Developments in plant and soil sciences*. The Hague, Netherlands, Martinus Nijhoff/Dr Junk Publishers. v. 5, pp. 1-36.

88. WHITEHEAD, D.C. 1995. *Grassland Nitrogen*. Wallingford, UK, CABI. 395 p.
89. WILLIAMS, P.H.; JARVIS, S.C.; DIXON, E. 1998. Emission of nitric oxide and nitrous oxide from soil under field and laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. 30:1885–1893.
90. WILLIAMS, D.L.L.; INESON, P.; COWARDS, P.A. 1999. Temporal variations in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. *Soil Biology and Biochemistry*. 31:779–788.
91. YAMULKI, S.; JOSCELYNE, P.; JARVIS, S.C.; SAPEK, B.; PIETRZAK, S. 2000. Effects of soil pH and application of nitrogen fertilisers on emissions of nitrogen oxides from grassland. In: Oenema, O.; Sapek, A. eds. *Effects of liming and nitrogen fertilizer application on soil acidity and gaseous nitrogen oxide emissions in grassland systems*. Falenty, Poland, IMUZ. pp. 54-60.